

Definitiestudie KaderRichtlijn Water (KRW)

Definitiestudie KaderRichtlijn Water (KRW)

III. Het invullen van referentietoestanden

R.C. Nijboer

Alterra-rapport 754

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

REFERAAT

Nijboer, R.C., 2003. *Definitiestudie Kaderrichtlijn Water (KRW); III. Het invullen van referentietoestanden*. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 754. 83 blz. 6. fig.; 2 tab.; 76 ref

Met de inwerkingtreding 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 betekent 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 derde van een drieluik en omvat een studie naar de mogelijkheden voor het invullen van de referentietoestanden voor oppervlaktewateren.

Trefwoorden: Kaderrichtlijn Water, referentietoestand, oppervlaktewateren

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door €18,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-rapport 754. 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	13
1.1 Doelstelling	13
1.2 Definitie	13
1.3 Ambitieniveau	15
1.4 Kwaliteitselementen	16
1.5 Kunstmatige en sterk veranderde oppervlaktewateren	20
1.6 Hoe ziet een referentiebeschrijving eruit?	21
1.7 Leeswijzer	22
2 Referentietoestanden in relatie tot de typologie	23
2.1 Schaal	24
2.2 Referentiebeschrijvingen	25
2.3 Organismegroepen	26
3 Referentiewateren	27
3.1 Selectiecriteria	27
3.2 Het valideren van referentiewateren	29
3.3 Abiotische variabelen in de referentietoestand	30
3.4 Inventarisatie van referentiewateren	31
3.5 Bemonstering	32
3.6 Bruikbaarheid voor referentietoestand en maximaal ecologisch potentieel	33
3.7 Acties	33
4 Best beschikbare wateren	35
4.1 Referentiewateren in Nederland?	35
4.2 Principe	35
4.3 Van best beschikbaar water naar referentietoestand	36
4.4 Bruikbaarheid voor referentietoestand en maximaal ecologisch potentieel	37
4.5 Acties	37
5 Buitenlandse gegevens	39
5.1 Het bemonsteren van buitenlandse wateren	39
5.2 Het gebruik van buitenlandse gegevens	39
5.3 De vergelijkbaarheid van buitenlandse referentiewateren	40
5.4 Potentiële vergelijkingsgebieden	41
5.5 Bruikbaarheid voor referentietoestand en maximaal ecologisch potentieel	42
5.6 Acties	43
6 Historische gegevens	45
6.1 Inleiding	45
6.2 Welke periode?	45
6.3 Beschikbaarheid van gegevens	46
6.4 Nadelen	47

6.5	Paleolimnologie	48
6.6	Bruikbaarheid voor referentietoestand en maximaal ecologisch potentieel	49
6.7	Acties	49
7	Biogeografie en autecologie van taxa	51
7.1	Toedeling van taxa aan de typologie	51
7.2	Een ecologische database	51
7.3	Beschikbaarheid van gegevens op basis van literatuur	52
7.4	Beschikbaarheid van gegevens op basis van data-analyse	53
7.5	Vergelijkbaarheid met andere gebieden	54
7.6	Belangrijke ecologische kenmerken	54
7.7	Biogeografie	55
7.8	Bruikbaarheid voor referentietoestand en maximaal ecologisch potentieel	55
7.9	Acties	56
8	Modellen	57
8.1	Abiotische modellen	57
8.2	Biotische modellen	58
8.2.1	Habitatgeschiktheidsmodellen	58
8.2.2	Ingreep-effect modellen	58
8.2.3	Overige biotische modellen	59
8.3	Voorspellen van structuurkenmerken aan de hand van proceskennis	59
8.4	Bruikbaarheid voor referentietoestand en maximaal ecologisch potentieel	59
8.5	Acties	60
9	Het invullen van de referentietypen	61
9.1	Wat is de prioriteit van de te volgen methoden?	61
9.2	Het combineren van methoden	62
9.3	Pragmatische invulling	63
9.4	Acties	64
9.4.1	Gedegen invulling	64
9.4.2	Pragmatische grove invulling	65
	Literatuur	67
	Bijlagen (Overzicht)	75
1	Watertypen in Nederland	77
2	Criteria voor het selecteren van referentiebeken	79
3	Reeds uitgevoerde referentie-onderzoeken.	81

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 referentietoestand (of het maximaal ecologisch potentieel voor niet-natuurlijke wateren). De referentietoestand moet per watertype worden vastgesteld. Aangezien vrijwel geen enkel Nederlands oppervlaktewater zich nog in de onverstoorde toestand bevindt, is het beschrijven van de referentietoestand niet eenvoudig. Dit rapport geeft een overzicht van de mogelijkheden voor het invullen van de referentietoestanden met behulp van gegevens van de best beschikbare wateren, historische gegevens, buitenlandse gegevens, autecologische kenmerken van soorten en modellen.

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 beschrijven van referentietoestanden voor de Nederlandse oppervlaktewateren worden gepresenteerd, welke een goed fundament vormt voor de ecologische beoordeling van wateren in Nederland volgens de eisen van de Kaderrichtlijn Water.

Paul Latour
voorzitter begeleidingscommissie

Samenvatting

In dit onderzoek is geïnventariseerd wat de mogelijkheden zijn voor het opstellen van referentietoestanden. Hierbij is uitgegaan van de uitgangspunten zoals deze geformuleerd zijn in de Kaderrichtlijn Water en in de guidances opgesteld door de EU Common Implementation Strategy-werkgroepen REFCOND en COAST. Dit rapport gaat echter in meer detail in op de daadwerkelijke invulling van de referentietoestanden en in mindere mate op het stellen van klassengrenzen.

De meest ideale methode voor het invullen van de referentietoestand zou zijn het bemonsteren van een aantal referentiewateren binnen het betreffende watertype zodat de natuurlijke variatie daarin meegenomen is en kwantitatieve gegevens verkregen kunnen worden.

In Nederland zijn echter voor veel watertypen geen referentiewateren meer aan te treffen. Er zijn dan een aantal andere mogelijkheden:

1. Het bemonsteren van de best beschikbare wateren: Wateren die niet voldoen aan de referentietoestand maar nog wel een goede ecologische toestand (GET, ecologische kwaliteitsklasse 4) hebben kunnen gebruikt worden als uitgangspunt voor het beschrijven van de referentietoestand. Voor kunstmatige en sterk beïnvloede wateren geldt hetzelfde. Als wateren die voldoen aan het maximaal ecologisch potentieel (MEP, ecologische kwaliteitsklasse 4) niet beschikbaar zijn, kunnen wateren met ecologische kwaliteitsklasse 3 gebruikt worden als uitgangspunt. Het voordeel van deze methode is dat kwantitatieve gegevens verkregen kunnen worden met een standaard bemonsteringsmethode. Het nadeel is dat de situatie niet representatief is voor de referentietoestand (ZGET) of het maximaal ecologisch potentieel. Daarom zullen aanvullende gegevens nodig zijn om te extrapoleren naar de referentietoestand of het MEP (zie onder de volgende punten voor methoden om aanvullende gegevens te verkrijgen);
2. Het gebruiken van historische gegevens van een gebied of een combinatie van wateren binnen een watertype: Historische gegevens kunnen informatie opleveren over soorten en abiotische variabelen in de natuurlijke toestand van een waterlichaam of watertype. Vooral voor het aanvullen van de referentietoestand met soorten die inmiddels uit het waterlichaam of watertype verdwenen zijn, zijn dergelijke gegevens geschikt. Het betreft vaak zeldzame soorten. Het grootste probleem dat informatie uit de tijd dat er nog weinig effect was van menselijke verstoring (eerste helft van de vorige eeuw) schaars is en dat de meeste gegevens kwalitatief zijn. Ook het type waartoe een water uit een historische beschrijving behoort, is soms niet duidelijk af te leiden, omdat abiotische gegevens kunnen ontbreken. Hiervoor kunnen echter ook recente gegevens gebruikt worden. Voor het maximaal potentieel moet eveneens het meest gelijkende natuurlijke watertype gezocht worden. Vervolgens wordt het MEP afgeleid van de referentietoestand behorende bij dat type. Het MEP wordt ingevuld, rekening houdend met de hydromorfologische wijzigingen die geleid hebben tot aanwijzing als sterk veranderd watertype. Hiervoor kan in historische gegevens rechtstreeks naar het betreffende waterlichaam gezocht worden. Omdat er sprake is van een onomkeerbare wijziging of een kunstmatig water zal gezocht

- moeten worden naar gegevens van het waterlichaam nadat de wijziging is opgetreden of het waterlichaam is ontstaan, maar het waterlichaam zich wat betreft de overige kwaliteitselementen nog in de meest onverstoorde toestand bevond. Voor het bepalen van de abundanties van soorten of andere kwantificering van historische gegevens kunnen gegevens uit het buitenland gebruikt worden;
3. Het gebruiken van gegevens uit het buitenland: Dit heeft als voordeel dat kwantitatieve gegevens verkregen kunnen worden. Het nadeel is echter dat het moeilijk is om vergelijkbare wateren te vinden. Er zullen altijd verschillen zijn. Dit is bezwaarlijker voor het maximaal potentieel dan voor de referentietoestand, omdat het MEP voor een waterlichaam moet worden opgesteld en niet voor een watertype. De gegevens kunnen verzameld worden bij onderzoeksinstellingen. Het voordeel hiervan is dat zonder al te veel kosten te maken veel gegevens verzameld kunnen worden, het nadeel is dat de bemonsteringsmethode waarschijnlijk afwijkt van de Nederlandse methode. Als in het buitenland gemonsterd gaat worden is dat probleem ondervangen. Hiermee gaan echter hoge kosten gepaard;
 4. Taxonbenadering: Hierbij wordt uitgegaan van een lijst van taxa die in Nederland voor kunnen komen, opgesteld door middel van biogeografisch onderzoek en historische en recente waarnemingen. Door de autecologie van de taxa te bestuderen kunnen de taxa worden toegedeeld aan de referentietypen of het maximaal ecologisch potentieel. Een voordeel hiervan is dat taxa die nu niet meer in het watertype gevonden worden toch in de referentiebeschrijving kunnen worden opgenomen. Een groot nadeel is dat dit een kwalitatieve methode is en dat het moeilijk kan zijn taxa toe te delen omdat taxa reageren op een complex van factoren;
 5. Modellen kunnen gebruikt worden om als de abiotische omstandigheden van het referentietype bekend zijn daar een biotische levensgemeenschap of het voorkomen van bepaalde taxa bij uit te rekenen. Een voordeel is dat indien verder geen gegevens beschikbaar zijn er toch nog een beeld van de referentietoestand kan ontstaan. Een nadeel is de betrouwbaarheid. Bij de bouw van de meeste modellen kunnen niet veel gegevens van referentiewateren worden opgenomen. Deze methode is vooral geschikt voor het maximaal ecologisch potentieel.

Omdat iedere methode voor- en nadelen heeft is het het beste om indien referentiewateren niet aanwezig zijn een combinatie van methoden te gebruiken. Een kwantitatieve beschrijving van de referentietoestand moet hierbij nagestreefd worden. Dit kan worden bereikt door kwantitatieve gegevens van best beschikbare wateren of gegevens uit het buitenland te gebruiken. Deze kunnen dan getoetst worden en aangevuld worden met taxa uit historische gegevens toegedeeld aan het type met behulp van autecologische en biogeografische informatie.

Om voor de Nederlandse watertypen referentietoestanden te kunnen beschrijven moet het volgende gebeuren:

1. Een toedeling van de wateren in Nederland aan de watertypen uit de KRW-typologie (Elbersen et al., 2003);

2. Een inventarisatie van nog aanwezige referentiewateren in combinatie met een inventarisatie van de best beschikbare wateren per type en het instellen van een monitoringsnet voor ieder watertype bestaand uit ten minste 5 wateren. Gegevens van referentiewateren moeten worden verzameld;
3. Een inventarisatie van de beschikbaarheid van gegevens van de referentietoestand per watertype en kwaliteitselement. Aan de hand daarvan kan de verdere methodiek bepaald worden. Dit is reeds uitgevoerd voor de kustwateren (Hartholt & Lorenz, 2003). De systematiek die in dat onderzoek gevolgd is, kan als voorbeeld beschouwd worden voor de overige watertypen.

Hieronder zijn de acties die nodig zijn per methodiek geordend.

1. Bemonsteren van best beschikbare wateren:
 - Inventarisatie van best beschikbare wateren;
 - Inventarisatie van beschikbaarheid van gegevens van deze wateren per kwaliteitselement;
 - Aanvullende gegevens moeten verzameld worden (het water moet dus op dat moment nog steeds een goede ecologische toestand hebben!);
 - Met behulp van gegevens uit het buitenland of historische gegevens kunnen bijzondere taxa die inmiddels ontbreken worden toegevoegd;
2. Historische gegevens:
 - Inventariseren welke informatie al is doorzocht per watertype en kwaliteitselement;
 - Het indelen van de wateren waarvan historische gegevens aanwezig zijn in watertypen;
 - Vervolgens kunnen per watertype en waterkwaliteitselement lijsten opgesteld worden van ranges van abiotische variabelen en het voorkomen van taxa;
3. Buitenlandse gegevens:
 - Een buitenlandse dataset waarin referentiewateren zijn opgenomen worden vergeleken met een 'standaard' Nederlandse dataset om te onderzoeken of de bemonsteringsmethoden vertaalbaar zijn of dat er een algemene methode is waarmee de gegevens wel vergelijkbaar gemaakt kunnen worden (harmonisatie);
 - Als het inderdaad mogelijk blijkt om het probleem van de verschillende bemonsteringsmethoden op te lossen door bijvoorbeeld verhoudingen te gebruiken kunnen vervolgens gegevens verzameld worden uit relevante gebieden;
 - Indien een vergelijking tussen gegevens verkregen met verschillende methoden niet mogelijk blijkt zal gemonsterd moeten gaan worden in referentiewateren in het buitenland. De kosten hiervan zijn echter hoog, dus er moet een goede afweging gemaakt worden met andere methoden;
4. De taxonbenadering:
 - Het opzetten van een ecologische database met daarin alle belangrijke kenmerken en een eenduidige codering, liefst een puntensysteem;
 - Het bouwen van een module waarmee taxa uit de database geselecteerd kunnen worden op basis van een combinatie van kenmerken;
 - Het invullen van de ecologische database met kenmerken voor taxa. Het opbouwen en invullen van een ecologische database brengt veel kosten met

zich mee. Een dergelijke database kan echter voor meer doeleinden gebruikt worden en er kan gebruik gemaakt worden van reeds beschikbare databases in Nederland en het buitenland.

Een pragmatische invulling kan nodig zijn als een uitgebreide en gedegen invulling van de referentietoestanden niet mogelijk is. Hierbij kan uitgegaan worden van de aquatische natuurdoeltypen. Hierin is reeds allerlei informatie bijeengebracht: recente gegevens en historische gegevens. Aangezien de maatlatten gebouwd zullen worden op kenmerken van dominante, indicatieve en zeldzame taxa zullen deze per type aangevuld moeten worden als ze ontbreken. Gegevens zullen gekwantificeerd moeten worden. Het aanvullen van dominante (algemene) taxa (deze ontbreken in de meeste gevallen) kan eenvoudig gebeuren door wateren behorende tot hetzelfde type uit bijvoorbeeld de “Limnodata Neerlandica” (een landelijke database) te extraheren en daarvan een gemiddelde abundantie te berekenen. Hierbij moeten wel de best beschikbare wateren geselecteerd worden (ecologische klasse 4 of 5 voor de referentietoestand en klasse 3 of 4 voor het maximaal ecologisch potentieel) met behulp van een lijst met criteria en validatie met behulp van de STOWA beoordeling. Ook voor de indicatieve taxa is deze actie nodig omdat ook hiervoor abundanties nog ontbreken. Voor zeldzame taxa zal dit moeilijker zijn, omdat deze taxa vaak gebonden zijn aan natuurlijke situaties en de kans groot is dat ze daarom in de best beschikbare wateren ontbreken of dat de abundantie gereduceerd is. Daarom zou voor het aanvullen van zeldzame taxa en de kwantificering daarvan historische en buitenlandse informatie gebruikt moeten worden als deze taxa niet in voldoende mate in de “Limnodata Neerlandica” voorkomen.

Het invullen van de referentietoestanden moet parallel aan het ontwikkelen van de maatlatten gebeuren, omdat de maatlatten uiteindelijk bepalen in welke vorm de referentietoestanden beschreven moeten worden. Dit kan verschillen per watertype.

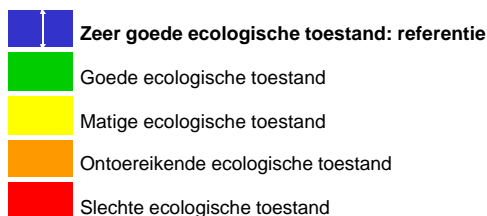
1 Inleiding

1.1 Doelstelling

De doelstelling van dit onderzoek is het verkennen van de mogelijkheden voor het opstellen van een referentietoestand of maximaal ecologisch potentieel voor oppervlaktewateren in het kader van de Europese Kaderrichtlijn Water. In dit rapport worden de mogelijkheden in het algemeen verkend, er is nog geen onderscheid gemaakt naar watertype. Wel zijn verschillen in bruikbaarheid van de methoden tussen referentietoestand en maximaal ecologisch potentieel aangeduid.

1.2 Definitie

Het doel van de Kaderrichtlijn Water is een goede water toestand te bereiken voor alle wateren in 2015. Voor oppervlaktewateren wordt een goede water toestand bepaald door een goede ecologische en een goede chemische toestand. De ecologische toestand wordt bepaald door biologische kwaliteitselementen, gesteund door hydromorfologische en fysisch-chemische kwaliteitselementen. Beoordeling van natuurlijke wateren (meren, rivieren, overgangswateren en kustwateren) vindt plaats in vijf niveaus: zeer goede ecologische toestand, goede ecologische toestand, matige ecologische toestand, ontoereikende ecologische toestand en slechte ecologische toestand. De beoordeling wordt uitgedrukt in de mate van afwijking van de referentietoestand, oftewel de zeer goede ecologische toestand. De resultaten van de beoordeling worden uitgedrukt in ecologische kwaliteitscoëfficiënten. Deze coëfficiënten geven de verhouding aan tussen de waarden voor biologische parameters in het gemonitorde water en de referentietoestand. De coëfficiënt wordt uitgedrukt in een getal tussen 0 en 1, waarbij waarden dicht bij 1 op een zeer goede ecologische toestand duiden en de waarden dichtbij 0 op een slechte ecologische toestand. De klassengrenzen moeten worden vastgesteld. Omdat er natuurlijke variatie in de waarden van de kwaliteitselementen aanwezig is, ook in de referentietoestand, beslaat de referentietoestand de gehele zeer goede ecologische toestand (figuur 1). De referentietoestand is begrensd door de grens tussen zeer goede en goede ecologische toestand. Het definiëren van klassengrenzen valt echter onder beoordeling en wordt daarom behandeld in het rapport 'Definitiestudie KaderRichtlijn Water (KRW): De ontwikkeling van maatlatten (Verdonschot et al. 2003).



Figuur 1.1 De ecologische kwaliteitsklassen met daarin aangegeven de variatie binnen de referentietoestand (zeer goede ecologische toestand)

De Europese lidstaten moeten referentietoestanden identificeren voor watertypen om:

1. De biologische levensgemeenschap in de referentietoestand te definiëren;
2. De bovengrens voor het opstellen van klassengrenzen te kunnen aangeven;
3. Nieuwe situaties te beoordelen ten opzichte van de referentietoestand (geobserveerde ten opzichte van verwachte kenmerken).

Referentietoestanden komen overeen met de zeer goede ecologische toestand, er mag geen of slechts zeer weinig antropogene beïnvloeding zijn. In kader 1 is de exacte definitie volgens de Kaderrichtlijn Water opgenomen.

Kader 1: Definition of reference conditions

For any surface water body type reference conditions or high ecological status is a state in the present or in the past where there are no, or only very minor, changes to the values of the hydromorphological, physico-chemical, and biological quality elements which would be found in the absence of anthropogenic disturbance. The following criteria should be met:

1. *The values of physico-chemical, hydromorphological and biological quality elements should correspond to totally, or nearly totally undisturbed conditions;*
2. *Specific synthetic pollutants should have concentrations close to zero or at least below the limits of detection of the most advanced analytical techniques in general use;*
3. *Specific non-synthetic pollutants should have concentrations remaining within the range normally associated with undisturbed conditions (background values).*

(Europese Commissie, 2000).

De referentietoestand hoeft dus niet de totaal onverstoorde oorspronkelijke toestand te zijn. Minimale verstoring is toegestaan mits de natuurlijke variabiliteit niet aangetast is en er geen of slechts zeer kleine ecologische effecten zijn.

Uitgangspunt 1

Binnen dit rapport wordt de definitie uit de Kaderrichtlijn Water gehanteerd. De referentietoestand is de zeer goede ecologische toestand waarin de natuurlijke variatie is inbegrepen.

1.3 Ambitieniveau

Minimale verstoring is geen eenduidig begrip en kan daardoor verschillend geïnterpreteerd worden. De CIS (Common Implementation Strategy) Working Group REFCOND is samengesteld uit EU landen om zich te buigen over de implementatie van referentietoestanden en het vaststellen van de grenzen tussen de ecologische klassen. De aanbeveling voor de interpretatie van het begrip minimale verstoring, gegeven door deze werkgroep, is opgenomen in kader 2.

Kader 2: Very minor disturbance

The reference condition has only very minor disturbance. The perception of what represents very minor, however, varies among individuals depending on geographical, historical, cultural, socio-economic, and perhaps other circumstances. From this follows that it is logical and necessary to use pressure criteria to identify conditions that represent very minor or slight anthropogenic alterations in a water body. Two steps are needed:

- *estimate how human activities affect the quality elements*
- *decide the level of these effects that should be regarded as only very minor.*

The effects of pressures on the quality elements will depend on:

- *the exposure of the quality elements to the pressure (the dose) and*
- *the sensitivity of the quality elements to the pressure (response characteristics).*

The effects of any particular pressure will be dictated by the dose-response relationship. This relationship will vary with the physical and ecological characteristics of water bodies. The existing level of understanding these relationships is very variable between types of pressures and biological quality elements. Pressure criteria, describing very minor and slight anthropogenic disturbance can, consequently, be used for establishing reference conditions and ecological quality class boundaries as long as the relationship between pressures and ecological impacts is known or at least that a conceptual model for this relationship exists.

This allows a determination of whether current conditions in any water body types equate to reference state or if a prediction of reference state will be required. The following benchmark for high ecological status or reference conditions and good ecological status is suggested: A state prior to or without intensive agriculture, extensive air-borne industrial pollution, significant water abstraction and significant morphological change (and any other significant pressures).

There should be no fixed temporal and spatial benchmark but raises the problem of not knowing what we are accepting as the degree of change in an anthropogenic pressure that is incorporated into the concept of reference condition. The temporal benchmark need not be coincidental for each pressure merely chosen such that reference conditions can be adequately described. For morphological character we may wish to accept changes to which the ecosystem has become adapted and attained an equivalence to a natural ecosystem, for example, some modified river channels may now exhibit all the characteristics of a natural watercourse. In summary the following conclusions and recommendations are given regarding the flexible benchmark for very minor and slight alterations: Reference conditions should accommodate a level of impact compatible with the extent of land-use pre-intensification pressures, intensification pressures should be identified as significant step-changes in land management within the recent history (i.e. no longer than 150-200 years ago) of the water body.

Reference conditions should accommodate a level of direct morphological alteration compatible with ecosystem adaptation and recovery to a level of biodiversity and ecological functioning equivalent to unmodified, natural water bodies. It is recommended that impacts such as introduced species, invasive

flora and fauna, disease causing organisms and exploitation (fore example fish-farming) should not be ignored in classifying the status of water bodies. This will ensure that the reference condition reflects the holistic health of the ecosystem. Avoidance criteria could be set (AQEM), i.e. there should be no significant impairment due to these pressures. The REFCOND-guidance suggests to select reference sites only with help of pressure criteria. There is a table available with pressure criteria (REFCOND guidance, Wallin et al., 2003).

In Nederland worden eveneens verschillende ambitieniveaus gehanteerd voor het opstellen van referentietoestanden. Het lijkt niet zinvol om een referentietoestand ergens in het verleden te kiezen. Een referentietoestand kan beter gezien worden als een situatie waarin een ecosysteem zich optimaal kan ontwikkelen en waarin functionele processen natuurlijk kunnen verlopen. Binnen Nederland zal er altijd sprake zijn van enige mate van beïnvloeding. Zolang deze beïnvloeding is terug te dringen, is er ook een referentietoestand te beschrijven. Het is niet zo dat een referentietoestand gehaald moet worden. De referentietoestand wordt alleen beschreven om als ijkpunt voor het te ontwikkelen beoordelingssysteem te dienen. Daarom hoeft een referentietoestand ook niet een haalbare situatie te zijn; het is geen doelstelling binnen de Kaderrichtlijn Water. Voor de Kaderrichtlijn Water is de goede ecologische toestand de doelstelling. De goede ecologische toestand moet gehaald worden voor alle wateren in 2015. De haalbaarheid van deze toestand hangt niet af van de haalbaarheid van de referentietoestand (of de grens tussen goede en zeer goede ecologische toestand) maar van de positie van de grens tussen de matige en de goede ecologische toestand.

Alleen in het geval van onomkeerbare beïnvloeding, zoals het afsluiten van voormalige zeearmen staat een referentietoestand te ver af van de haalbare goede ecologische toestand. In die gevallen zullen die wateren aangeduid moeten worden als sterk veranderde wateren en hoeft er geen referentietoestand beschreven te worden maar een maximaal ecologisch potentieel waarbij rekening gehouden wordt met de randvoorwaarden die in het water gelden. Ook in het geval van menselijke beïnvloeding die heeft geleid tot het ontstaan en instandhouden van wateren, bijvoorbeeld schoning van sloten is geen sprake van natuurlijke wateren maar van kunstmatige wateren. Ook in deze gevallen is het niet mogelijk van een referentietoestand te spreken.

Uitgangspunt 2

In dit rapport wordt als ambitieniveau voor de referentietoestand gekozen: de situatie waarin het ecosysteem zich optimaal kan ontwikkelen en functionele processen natuurlijk kunnen verlopen. Voor het maximaal ecologisch potentieel geldt in feite hetzelfde maar hierbij wordt rekening gehouden met beheer dat nodig is om het water in stand te houden of met de onomkeerbare (hydromorfologische) verstoringsfactor. Dit ambitieniveau is vergelijkbaar met het niveau dat is aangehouden bij het opstellen van de aquatische natuurdoeltypen. Voor de natuurlijke wateren kunnen de Natuurdoeltypen beschrijvingen als referentietoestand beschouwd worden, voor de sterk veranderde en kunstmatige wateren als MEP.

1.4 Kwaliteitselementen

Beoordeling van de ecologische toestand van de oppervlaktewaterlichamen vindt plaats aan de hand van de kwaliteitselementen (tabel 1.1). De slechtste uitkomst van de drie categorieën (biologische, hydromorfologische en fysisch-chemische elementen) bepaalt de uiteindelijke score. Omdat al deze elementen in de beoordeling moeten worden meegenomen, moeten ze ook als zodanig in de referentiebeschrijvingen aanwezig zijn. De meeste van deze kwaliteitselementen moeten kwantitatief worden beoordeeld en dus kwantitatief in de referentietoestand worden opgenomen. De meeste kwaliteitselementen gelden voor alle typen maar er zijn enkele uitzonderingen voor elementen die niet van toepassing zijn in een bepaald type, zoals vis in kustwateren.

Bij de meeste kwaliteitselementen gaat het om het taxonomische samenstelling en abundantie. Dit wil zeggen dat het taxonomische niveau dat wordt gebruikt (taxon, genus, familie et cetera) vrij gekozen kan worden. Alleen voor vissen moet de taxasamenstelling gebruikt worden. Welk taxonomisch niveau gebruikt zal worden in de maatlat is afhankelijk van het watertype, de verstoringsfactor en het type maatlat dat gebruikt gaat worden in combinatie met het type indicator (bijvoorbeeld dominantie taxa, indicatieve taxa of zeldzame taxa). In het rapport over maatlaten (Verdonschot et al., 2003) zal dit nader worden toegelicht. Omdat het niveau dus verschillend zal zijn, zal in dit rapport gesproken worden over taxa in het algemeen.

Bij het opstellen van referentietoestanden moet rekening gehouden worden met de koppeling tussen de verschillende kwaliteitselementen. Deze staan in relatie tot elkaar en kunnen in sommige gevallen alleen in combinatie gerelateerd worden aan de ecologische kwaliteit. Een beschrijving van referentietoestanden per kwaliteitselement is wel mogelijk maar in een latere stap zullen deze koppelingen gelegd moeten worden om de beschrijving compleet te maken. De Kaderrichtlijn Water gaat er vanuit dat als één van de kwaliteitselementen niet voldoet aan de criteria het betreffende ecologische niveau niet gehaald wordt (one out - all out principe).

Tabel 1.1 De kwaliteitselementen voor de vier watertypen. Met samenstelling wordt bedoeld taxonomische samenstelling, behalve voor vissen waarvoor de KRW de taxasamenstelling vraagt

Rivieren	Meren	Overgangswateren	Kustwateren
Biologische elementen	samenstelling, abundantie en biomassa van het fytoplankton	samenstelling, abundantie en biomassa van het fytoplankton	samenstelling, abundantie en biomassa van het fytoplankton
samenstelling en abundantie van de waterflora	samenstelling en abundantie van de overige waterflora	samenstelling en abundantie van de overige waterflora	samenstelling en abundantie van de overige waterflora
samenstelling en abundantie van de benthische ongewervelde fauna	samenstelling en abundantie van de benthische ongewervelde fauna	samenstelling en abundantie van de benthische ongewervelde fauna	samenstelling en abundantie van de benthische ongewervelde fauna
samenstelling, abundantie en leeftijdsopbouw van de visfauna	samenstelling, abundantie en leeftijdsopbouw van de visfauna	samenstelling, abundantie van de visfauna	
Hydromorfologische elementen die mede bepalend zijn voor de biologische elementen			
kwantiteit en dynamiek van de waterstroming	kwantiteit en dynamiek van de waterstroming	zoetwaterstroming	overheersende stroomrichtingen
verbinding met grondwaterlichamen	verbinding met het grondwaterlichaam	golfslag	golfslag
riviercontinuïteit	verblijftijd		
variaties in rivierdiepte en –breedte	variatie van de meerdiepte	dieptevariatie	dieptevariatie
Structuur en substraat van de rivierbedding	kwantiteit, structuur en substraat van de meerbodem	kwantiteit, structuur en substraat van de bodem	structuur en substraat van de kustbodem
Structuur van de oeverzone	structuur van de meeroever	structuur van de getijdenzone	structuur van de getijdenzone
Chemisch en fysisch-chemische elementen die mede bepalend zijn voor de biologische elementen			
	doorzicht	doorzicht	doorzicht
thermische omstandigheden	thermische omstandigheden	thermische omstandigheden	thermische omstandigheden
zuurstofhuishouding	zuurstofhuishouding	zuurstofhuishouding	zuurstofhuishouding
zoutgehalte	zoutgehalte	zoutgehalte	zoutgehalte
verzuringstoestand	verzuringstoestand		
nutriënten	nutriënten	nutriënten	nutriënten
verontreiniging door prioritaire stoffen	verontreiniging door prioritaire stoffen	verontreiniging door prioritaire stoffen	verontreiniging door prioritaire stoffen
verontreiniging door andere stoffen	verontreiniging door andere stoffen	verontreiniging door andere stoffen	verontreiniging door andere stoffen

Voor ieder gekarakteriseerd type oppervlaktewaterlichaam moeten typespecifieke hydromorfologische en fysisch-chemische omstandigheden worden bepaald die staan voor de waarden van de betreffende kwaliteitselementen in de zeer goede ecologische toestand. Verder moeten typespecifieke biologische referentieomstandigheden worden bepaald die staan voor de waarden van de biologische kwaliteitselementen voor dat type oppervlaktewaterlichaam bij een zeer goede ecologische toestand. Het is toegestaan om in plaats van typespecifieke referentietoestanden

referentietoestanden voor een afzonderlijk waterlichaam te beschrijven. Dit kan voor wateren die zodanig bijzonder zijn dat ze eigenlijk niet tot een type behoren, een uitkomst bieden. De data die gebruikt worden voor het beschrijven van referentietoestanden en voor de classificatie van de ecologische toestand moeten zo precies mogelijk zijn voor wateren die het risico lopen niet de goede ecologische toestand te halen. Meer algemene methoden zijn toegestaan voor andere waterlichamen. Waterlichaam specifieke referentietoestanden zijn wellicht nodig voor wateren die risico lopen, terwijl typespecifieke referentietoestanden voldoende zijn voor de overige wateren.

Exoten

Volgens het Handboek Natuurdoeltypen (Bal et al., 2001) worden onder exoten verstaan die soorten die zich in recente tijden in Nederland hebben gevestigd, al of niet met behulp van de mens. Exoten kunnen in sommige wateren een belangrijk deel van de levensgemeenschap uitmaken. Door de toegenomen mobiliteit is de uitwisseling van soorten toegenomen. Vooral in ballastwater van schepen kunnen soorten van het ene deel van de wereld naar een ander deel verplaatst worden. Een ander voorbeeld is het 'ontsnappen' van niet inheemse soorten vanuit tuincentra. Via allerlei oppervlaktewateren kunnen deze soorten die afkomstig zijn uit een heel ander gebied zich verder door het land verspreiden. Ook door het maken van verbindingen tussen rivieren kunnen soorten zich verder verspreiden. Een voorbeeld hiervan is de aanleg van het Rijn-Donau kanaal waardoor veel soorten van de Donau zich ook in de Rijn zijn gaan vestigen. Of een exoot zich ook kan handhaven op een nieuwe plek hangt af van de geschiktheid van het habitat en het milieu voor de soort. Soms is het zo dat soorten die een warmer klimaat vereisen gedurende een strenge winter weer verdwijnen of dat een soort dan beperkt wordt tot wateren die niet bevriezen. Het overleven van een exoot is ook afhankelijk van de interacties van deze soort ten opzichte van de al aanwezige soorten. Dit kan ook nadelig uitpakken voor de inheemse soorten. In sommige gevallen kan een exoot zich massaal ontwikkelen en daarmee de hele levensgemeenschap verstoren. Exoten kunnen de oorspronkelijke soorten bedreigen door:

- Concurrentie;
- Predatie;
- Het overbrengen van ziekten of parasieten;
- Verandering of bezetting van het habitat;
- Genetische verdunning.

(Wallin et al., 2003).

In principe horen exoten niet in de referentiebeschrijving thuis. Het is echter de vraag of dergelijke soorten nog wel zullen verdwijnen of dat als ze zich eenmaal gevestigd hebben en een aantal jaren ergens aanwezig zijn, ze een deel van de levensgemeenschap gaan uitmaken.

De REFCOND guidance (Wallin et al., 2003) geeft het volgende criterium voor het aanwijzen van referentietoestand wateren: *'No non-native species present which could pose a threat to native biota by competition, predation, disease or parasitism, habitat modification or genetic dilution'*.

In wateren die worden beschouwd als referentiewater mogen dus geen exoten aanwezig zijn die schade toebrengen aan de inheemse levensgemeenschap. In het

Nederlandse natuurbeleid wordt de aanwezigheid van exoten in principe geaccepteerd, behalve als ze een plaag vormen (Bal et al., 2001).

Als het criterium uit de REFCOND guidance ook in Nederland gebruikt gaat worden is het noodzakelijk om het effect van de aanwezige exoten op inheemse soorten te weten. Vaak echter is dit niet bekend. Vooral de laatste jaren zijn er in Nederland veel soorten bijgekomen. Naar het effect van deze soorten op andere soorten en het functioneren van het ecosysteem is nog nagenoeg geen onderzoek gedaan. Experimenten met exoten in enclosures in het veld en onder laboratoriumomstandigheden om deze effecten te testen zijn daarom van groot belang. Dergelijk onderzoek moet zich in eerste instantie richten op de exoten die zich massaal verspreiden en ontwikkelen en daardoor naar verwachting een groot effect hebben op de levensgemeenschap in de Nederlandse wateren.

Uitgangspunt 2:

In dit rapport wordt er vanuit gegaan dat een referentiebeschrijving voor een watertype bestaat uit een beschrijving van alle voor dat watertype door de EU commissie aanbevolen kwaliteitselementen in termen van taxonomische samenstelling en abundanties. Voor exoten wordt het criterium zoals dat is opgenomen in de REFCOND guidance overgenomen. Alleen als exoten geen invloed hebben op de rest van de levensgemeenschap mogen ze in de referentietoestand voorkomen.

1.5 Kunstmatige en sterk veranderde oppervlaktewateren

Voor sterk veranderde en kunstmatige wateren wordt geen referentietoestand beschreven. Voor deze wateren wordt het ecologisch potentieel gebruikt. Dit is ingedeeld in vier klassen: goed en hoger, matig, ontoereikend en slecht. Het maximum ecologisch potentieel vervangt min of meer de referentietoestand. Het verschil is dat de referentietoestand de natuurlijke situatie beschrijft en het maximum potentieel daarvan afgeleid is rekening houdende met bepaalde randvoorwaarden van menselijk ingrijpen in de hydromorfologie (sterk veranderde wateren, bijvoorbeeld de aanwezigheid van dijken langs rivieren of schoning van sloten) of ten behoeve van de instandhouding van het water (kunstmatige wateren) (Elbersen et al., 2003). Voor kunstmatige en sterk veranderde oppervlaktewateren gelden de kwaliteitselementen van één van de vier categorieën natuurlijke oppervlaktewateren (meren, rivieren, kustwateren of overgangswateren) en wel die waarmee het betrokken sterk veranderde of kunstmatige waterlichaam de grootste overeenkomst vertoont.

Het is nog niet duidelijk hoeveel procent van de Nederlandse wateren als kunstmatig of sterk veranderd wordt beschouwd bij de implementatie van de Kaderrichtlijn Water. Het aandeel natuurlijke wateren zal naar verwachting relatief erg klein zijn en daarmee het aantal referentietoestanden dat beschreven moet worden. Voor veel wateren zal dan een maximaal ecologisch potentieel beschreven moeten worden in plaats van een referentie. Voor het opstellen van een referentietoestand of een maximaal ecologisch potentieel kunnen in principe dezelfde methoden gebruikt worden. Er zijn echter twee belangrijke verschillen in het opstellen van de referentietoestand versus het maximaal ecologisch potentieel:

1. Het ambitieniveau van het maximaal ecologisch potentieel kan lager liggen dan van een referentietoestand, hierbij is rekening gehouden met onomkeerbare ingrepen die door de mens gepleegd zijn;
2. Het maximaal ecologisch potentieel moet per waterlichaam bepaald worden in plaats van per watertype zoals dat voor de referentietoestand het geval is;
3. In het maximaal ecologisch potentieel moet een duidelijke relatie aanwezig zijn met de versturende factor.

Door het verschil in ambitieniveau zullen er kleine verschillen zijn in de bruikbaarheid van de verschillende methodieken. Het feit dat het maximaal ecologisch potentieel per waterlichaam bepaald moet worden, zal een grote inspanning vergen. Het is wellicht een optie om toch per watertype het maximaal ecologisch potentieel op te stellen en dan per waterlichaam het te wijzigen afhankelijk van de situatie waarin het betreffende waterlichaam zich bevindt en de versturende factor.

Uitgangspunt 3:

Binnen dit rapport zijn dezelfde methoden beschreven voor het opstellen van een referentietoestand als voor het opstellen van het maximaal ecologisch potentieel. De verschillen in bruikbaarheid van de beschreven methoden voor beide doelen zullen per hoofdstuk in een aparte paragraaf worden aangegeven. In het verdere rapport wordt gewerkt met de term referentietoestand. Hiermee wordt ook het maximaal ecologisch potentieel bedoeld.

1.6 Hoe ziet een referentiebeschrijving eruit?

Het invullen van de referentietoestanden moet gericht zijn op de later te ontwikkelen maatlat(ten). Alle aspecten die in de maatlat worden meegenomen zullen ook in de referentietoestand moeten zitten. De bouwstenen moeten in de referentietoestanden aanwezig zijn voor alle kwaliteitselementen.

Parameters die gebruikt kunnen worden voor beoordeling kunnen zowel kwalitatief zijn als kwantitatief. Met kwalitatief wordt in dit rapport bedoeld dat wel bekend is welke taxa er aanwezig zijn maar dat de abundanties niet van belang zijn. Kwantitatieve gegevens of maatlaten gebaseerd op kwantitatieve gegevens maken niet alleen gebruik van de aan/afwezigheid van taxa maar tevens van de abundantie (het aantal individuen) waarmee het taxon in een watertype voorkomt. Het aantal individuen kan absoluut zijn maar ook een verhouding, of een indicatie in klassen. De KRW vraagt om een kwantitatieve insteek. Dit betekent niet dat ieder maatlataspect gebaseerd moet zijn op kwantitatieve parameters maar dat voor ieder kwaliteitselement tenminste een of meer kwantitatieve maatlaten opgenomen zijn naast eventueel kwalitatieve maatlaten. Voorbeelden van parameters die gebaseerd zijn op kwantitatieve gegevens zijn:

- De abundantie van dominante macrofauna taxa;
- Het bedekkingspercentage van indicatieve macrofyten;
- De dichtheid van blauwalgen als indicatie voor ongewenste algenbloei;
- De verhouding tussen het aantal individuen in een levensgemeenschap dat tot bepaalde voedingsgroepen (bijvoorbeeld prooi versus predator) behoort.

Mogelijke kwalitatieve parameters zijn:

- Het aantal taxa van een bepaalde organismegroep;
- Het aantal zeldzame taxa;
- De verhouding tussen zeldzame en algemene taxa;
- De aanwezigheid van indicatortaxa;
- De verhouding tussen het aantal taxa met een verticale en horizontale groeistrategie.

Uitgangspunt 4:

Als uitgangspunt voor dit rapport geldt dat de beoordeling gebaseerd moet kunnen worden op zowel kwantitatieve als kwalitatieve parameters en dat de referentietoestanden dus beschreven moeten worden op basis van hun taxonomische samenstelling en de abundanties van de taxa en op basis van getalsmatig gemeten abiotische variabelen.

1.7 Leeswijzer

In dit rapport is onderzocht door middel van een literatuuronderzoek welke mogelijkheden er zijn voor het invullen van referentietoestanden in het kader van de implementatie van de Kaderrichtlijn Water. Deze methoden overlappen geheel met de methoden die in de REFCOND guidance worden genoemd. De bruikbaarheid van methoden zal echter per land en watertype verschillen waardoor het nooit mogelijk zal zijn om een volledige afstemming nationaal of internationaal te bewerkstelligen.

Dit rapport betreft een algemeen rapport wat gebruikt kan worden als achtergrond en ondersteuning voor de inventarisatie van de mogelijkheden per watertype. Als voorbeeld voor de uitwerking per watertype is een onderzoek uitgevoerd naar de mogelijkheden en de gewenste aanpak voor kustwateren (Hartholt & Lorenz, 2003). In hoofdstuk 2 wordt de invulling van referentietoestanden gerelateerd aan de typologie.

De beste methode om een referentietoestand op te stellen is het bemonsteren van een reeks van referentiewateren voor ieder watertype (hoofdstuk 3). Echter, in Nederland zullen referentiewateren voor veel watertypen ontbreken. De beste wateren die van een type aanwezig zijn (goede ecologische toestand) kunnen echter wel gebruikt worden als uitgangspunt voor het opbouwen van een referentie. Hoe dit in zijn werk gaat is beschreven in hoofdstuk 4. Deze wateren bieden echter niet voldoende informatie, ze zijn immers beïnvloed. Daarom is in de hoofdstukken 5 en 6 opgenomen hoe informatie van referentiewateren uit het buitenland gebruikt kan worden respectievelijk hoe historische informatie gebruikt kan worden. Hoofdstuk 7 gaat in op een benadering vanuit de taxa. Hierin is weergegeven hoe met behulp van een ecologische database referentietoestanden ingevuld kunnen worden. In hoofdstuk 8 wordt een laatste methode, namelijk het gebruik van modellen besproken.

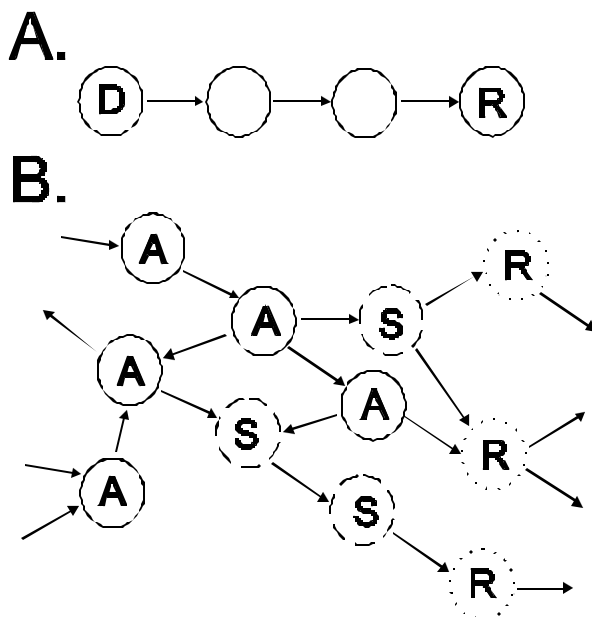
Hoofdstuk 9 geeft een overzicht van alle methodieken en hierin worden de mogelijke methoden geprioriteerd.

Alle literatuur waarin onderzoek is uitgevoerd naar het opstellen van referentietoestanden is opgenomen in een tabel in bijlage 3.

2 Referentietoestanden in relatie tot de typologie

Voor de natuurlijke wateren moet de referentietoestand beschreven worden per watertype. Het maximaal ecologisch potentieel voor de kunstmatige en sterk beïnvloede wateren moet beschreven worden per waterlichaam. In dit rapport wordt er vanuit gegaan dat er ook voor deze wateren wordt gestart met het opstellen van een maximaal ecologisch potentieel per watertype en dat dit per waterlichaam verder gespecificeerd wordt afhankelijk van de ter plekke spelende factoren en beïnvloedingen.

De keuze van een referentietoestand is niet altijd eenduidig. Wateren die van nature tot verschillende watertypen behoren kunnen door degradatie sterk op elkaar gaan lijken en als gevolg daarvan als een watertype beschouwd worden. Echter voor een dergelijk watertype zijn er meer mogelijkheden voor de keuze van de referentietoestand (figuur 2.1). Niet alleen de ecologische kwaliteit van een watertype kan veranderen door de jaren heen, ook andere kenmerken. Een duidelijk voorbeeld is gegeven in AquaSense (1994) waarin een referentietoestand is opgesteld voor de Rammekenskreek op Walcheren. Er zijn twee referentieperioden: 1940-1950 waarin de kreek zout en eutroof was en 1960-1990 waarin de kreek brak en eutroof was. Beide referentietoestanden kunnen gebruikt worden afhankelijk van het doel dat men met het water voor ogen heeft. Terugkeer van een zoute kreek vraagt om een open verbinding met zee, zolang die niet aanwezig is, is alleen een brakke referentietoestand reëel. Voor beheer van wateren en de keuze van de referentietoestand is het nodig om te weten wat de doelstelling van het beheer is.



Figuur 2.1 Ontwikkelingsreeks (A) (*D*=gedegradeerde toestand, *R*=referentie) en netwerkbenadering (B). (*A*=actueel, *S*=streefbeeld, *R*=referentie)

Met behulp van een netwerk waarin de watertypen uit de typologie (bijlage 1) inclusief hun vijf ecologische toestanden (dus ook de referentie) opgenomen zijn is het mogelijk om de juiste referentietoestand te kiezen en de richting (het benodigde beheer) naar de referentietoestand te weten te komen (Verdonschot, 1990). Wateren zijn moeilijk in één gradiënt van 'dood water' tot de referentietoestand te plaatsen. Toestanden kunnen zich in meerdere richtingen ontwikkelen als gevolg van verschillen in milieuomstandigheden (figuur 2.1). Deze milieuomstandigheden kunnen natuurlijk (van typologische aard) zijn, zoals de grootte van een sloot, of door de mens worden veroorzaakt of beïnvloed, bijvoorbeeld een extreem hoog nutriëntengehalte. Voor de doelen van het beheer dienen keuzen te worden gemaakt. Keuzen die leiden tot verschillende vormen van beheer en dus tot verschillende toestanden in het water. Zo kan de mate van toestaan van verlanding in sloten tot verschillende slootecosystemen leiden (oligotroof of mesotroof, twee typen die allebei in natuurlijke omstandigheden voorkwamen). Vanuit een bepaalde uitgangstoestand kunnen dus meerdere referentietoestanden nagestreefd worden. Dit zal vooral het geval zijn als de referentietoestanden worden beschreven voor een fijne typologie en in mindere mate als de typologie grover is (zie volgende paragraaf).

2.1 Schaal

Voor het beschrijven van referentietoestanden is de schaal van de typologie van groot belang. In feite is ieder aquatisch ecosysteem op zich uniek. Ieder waterlichaam heeft eigen kenmerken en zal altijd verschillen, soms weinig, soms veel van andere waterlichamen. Het is echter onmogelijk om voor ieder water afzonderlijk een referentietoestand te beschrijven. Daarom worden wateren samengevoegd in watertypen, zodat de beoordeling per watertype plaats kan vinden. Dit geldt dan ook voor de beschrijving van de referentietoestand en het ontwikkelen van het beoordelingssysteem.

De gekozen schaal is van grote invloed op de referentiebeschrijvingen. Het bepaalt namelijk voor een groot deel de nauwkeurigheid en gedetailleerdheid waarmee een referentietoestand beschreven kan worden en als gevolg daarvan de nauwkeurigheid en gevoeligheid van de beoordelingsmethode.

Een voordeel van een grove typologie is dat er minder referentietoestanden beschreven hoeven te worden en dat de verschillen tussen de watertypen groter zijn. Echter, het zal moeilijker zijn de referentietoestanden te beschrijven, omdat deze abstracter worden. Als de typologie fijn is, zal het nodig zijn om meer referentietoestanden te beschrijven (er zijn immers meer watertypen) en zal het aantal wateren binnen een type lager zijn, waardoor ook de variatie binnen een type kleiner is. Echter, in dit geval zijn de verschillen tussen de typen kleiner.

De keuze van de grofheid van de typologie is ook een beleidskeuze. Afhankelijk van het doel (bijvoorbeeld beoordeling van natuur in vennen op nationaal niveau of beoordeling van een beek in het beheersgebied van een waterschap) kan een keuze gemaakt worden voor een grove of een fijne typologie. Ook kan het gebeuren dat gegevens worden verzameld en verwerkt op regionaal niveau en dat voor de uiteindelijke rapportage aan de EU de resultaten worden samengevoegd op een hoger niveau. Voor de beoordeling naar de Europese Unie in het kader van de

Kaderrichtlijn Water is gekozen voor de typologie zoals die is opgenomen in bijlage 1 (Elbersen et al., 2003). Deze typologie wordt als uitgangspunt genomen maar daarmee is niet gezegd dat over alle typen uit het voorstel aan de Europese Commissie gerapporteerd zal gaan worden.

Het is echter van belang dat een beoordelingssystematiek op verschillende schalen uitgevoerd kan worden en dat de vertaling van typen naar een hogere of lagere schaal eenduidig plaatsvindt. Daarvoor is het nodig deze schalen al in een vroeg stadium in het systeem op te nemen.

De opbouw van de gekozen typologie is zodanig dat de typen samengevoegd kunnen worden op een hogere schaal. Het is niet goed mogelijk om later de referentietoestanden naar een fijnere schaal dan waarop ze zijn beschreven te vertalen, omdat dan niet bekend is wat de verschillen tussen de typen op een fijnere schaal zijn.

Voorgesteld wordt om de referentietoestanden in eerste instantie op het niveau van de typologie zoals deze is opgesteld door Elbersen et al. (2003) in te vullen. Later kan dit ook op grovere of fijnere schaal gebeuren als de referentietoestanden voor andere doeleinden (behalve rapportage aan de Europese Commissie in het kader van de Kaderrichtlijn Water) gebruikt gaan worden. Voor gebruik op regionale schaal wordt een fijnere typologie, bijvoorbeeld op het niveau van de achtergronddocumenten aanbevolen. Dit valt echter buiten de vereisten voor de Kaderrichtlijn Water en de rapportage aan de Commissie.

2.2 Referentiebeschrijvingen

Doordat referentietoestanden op verschillende niveaus beschreven moeten kunnen worden, zal de methode en de mate van detail van deze beschrijvingen ook gaan verschillen. Hoe gedetailleerder de typologie hoe meer de referentiebeschrijving van een watertype de werkelijke toestand die in het veld te vinden is kan benaderen. Als de typologie grover is zal de referentiebeschrijving op een hoger abstractieniveau moeten plaatsvinden. Er moet dan onderzocht worden wat de variatie binnen een type is en er moet onderzocht worden wat de overeenkomsten binnen een type zijn. Alleen op die overeenkomstige kenmerken kan uiteindelijk een goede beoordeling plaatsvinden. Verschillen die te wijten zijn aan natuurlijke variatie en niet aan een verschil in kwaliteitsklasse kunnen de beoordeling beïnvloeden. Beoordelingsmethoden die verschillende resultaten geven omdat de kenmerken waarop ze werken verschillen tussen de wateren binnen een referentietype zullen daarom niet bruikbaar zijn. Voor de beschrijving van de referentietoestand moet hiermee rekening gehouden worden.

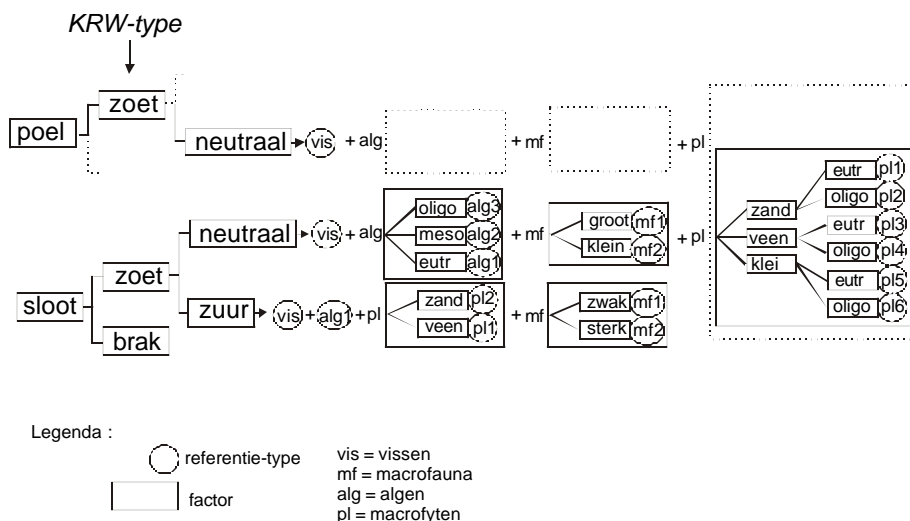
De beschrijving van referentietoestanden kan wetenschappelijk gezien het beste op het fijnste niveau plaatsvinden. Dit levert de meest gedetailleerde beschrijvingen en de meeste informatie op. Later kunnen deze beschrijvingen eenvoudig geaggregeerd worden door ze naast elkaar te leggen en de overeenkomsten en verschillen te identificeren tussen twee typen die samengevoegd moeten worden. Op hoger niveau kan bijvoorbeeld worden volstaan met indicatortaxa en hoofdparameters. Deze selectie zal echter in nauwe samenhang met de keuze van de beoordelingsmethode moeten plaatsvinden. Andersom werken is vrijwel onmogelijk omdat dan een

referentiebeschrijving waarin veel variatie zit opgesplitst moet worden naar twee typen. Als niet duidelijk is welke informatie tot welk type behoort is dit niet mogelijk. Aangezien de referentietoestanden in eerste instantie beschreven gaan worden voor de typen opgesteld door Elbersen et al. (2003) zullen referentietoestanden opnieuw opgesteld moeten worden als een fijner niveau wenselijk is voor gebruik op regionaal niveau.

2.3 Organismegroepen

Een ander probleem dat te maken heeft met de schaal waarop de referentietoestanden beschreven worden is dat de verschillende organismegroepen die voor de KRW beschreven moeten worden reageren op verschillende factoren en op een verschillende schaal. Bijvoorbeeld, in vrijwel alle zoete, neutrale sloten komen dezelfde vistaxa voor maar het voorkomen van macrofyten wordt verder nog bepaald door de chemische samenstelling van het water (in relatie tot bodemtype en trofie). De visgemeenschap kan dus minder gedetailleerd beschreven worden dan de vegetatie. Deze verschillen tussen organismegroepen moeten onderkend worden en de typologie moet zodanig opgesteld worden dat alle groepen goed beschreven kunnen worden. Is het niveau lager dan voor sommige groepen nodig is, dan wordt de beschrijving van de groep op het hogere niveau overgenomen voor de daaronder liggende typen.

Het is wellicht ook mogelijk om op een hoger taxonomisch niveau te werken als dit niveau leidt tot eenduidige resultaten voor de typen op het niveau waarop deze gedefinieerd zijn. Het is mogelijk dat hiermee de verschillen tussen onderliggende watertypen opgeheven worden en de stabiliteit van de referentiebeschrijving vergroot wordt. De keuze van het taxonomische niveau hangt echter af van de gevoeligheid van de gekozen maatlat (zie Verdonschot et al., 2003).



Figuur 2.2 Onderverdeling van de KRW typologie in een fijnere typologie waarin de verschillen zijn aangegeven tussen drie organismegroepen (vissen, algen en macrofauna). De organismegroepen reageren op verschillende factoren. De figuur is slechts indicatief en benadert niet exact de werkelijkheid

3 Referentiewateren

In gebieden waar menselijke activiteiten het landschap nog niet sterk veranderd hebben, is het identificeren van referentiewateren niet moeilijk. Referentiewateren moeten zodanig gekozen worden dat binnen een watertype alle natuurlijke variatie aan wateren in de natuurlijke toestand wordt meegenomen (zie ook hoofdstuk typologische aspecten). Binnen een watertype moeten de wateren zoveel mogelijk hetzelfde zijn. Hoe groter de natuurlijke verschillen, dus hoe grover de typologie, hoe groter de natuurlijke variatie van de referentie. Variatie wordt veroorzaakt door het toevallig aanwezig zijn van taxa in wateren, de dynamiek van de taxasamenstelling van wateren (Moller Pillot, 2003), en seizoensritmiek (Barbour et al., 1992). Omdat de taxasamenstelling varieert, is het wellicht beter te kijken of de belangrijkste processen zich natuurlijk kunnen gedragen en ontwikkelen in een systeem (Van Leerdam et al., 1993). Abiotische parameters kunnen de natuurlijkheid van de processen representeren. Voorstanders van de benadering om abiotische parameters te gebruiken voor de selectie en het opstellen van referentietoestanden gaan er vanuit dat door te streven naar de referentietoestanden van deze variabelen er vanzelf een systeem zal ontstaan dat een natuurlijke toestand zo dicht mogelijk zal benaderen (Van Leerdam et al., 1993). Echter, het is altijd nodig om aan de hand van de ecologische kwaliteitselementen te toetsen of de toestand inderdaad van zeer hoge ecologische kwaliteit is.

Onafhankelijk van de benadering wordt vaak informatie van kaarten of GIS gebruikt samen met het identificeren van interessante gebieden, vaak natuurgebieden waarin geen intensieve landbouw aanwezig is. Dit is bijvoorbeeld gedaan in een onderzoek van Cuppen (1998) naar de natuurwaarde van enkele sloten in de Zuidplaspolder, een polder waarvan bekend was dat dit waarschijnlijk een waardevol gebied was. In dit onderzoek is niet een verdere a-priori selectie gemaakt van wateren maar zijn de wateren in de polder later beoordeeld met het 'kleine wateren systeem' (Werkgroep Hydrobiologie Holland, 1992), waaruit een aantal referentiewateren naar voren kwamen.

Ook in de Kaderrichtlijn Water wordt gesteld dat de geselecteerde referentiewateren de gehele range van condities die mogelijk zijn binnen het watertype onder natuurlijke omstandigheden moeten omvatten.

3.1 Selectiecriteria

In de meeste gevallen worden de referentiewateren geselecteerd door gebruik te maken van een lijst met duidelijk gedefinieerde criteria. De referentiewateren die worden geselecteerd moeten voldoen aan deze criteria. De criteria sluiten wateren uit die op een of andere wijze beïnvloed zijn door antropogene verstoring. Bijlage 2 bevat een lijst van criteria zoals deze gebruikt zijn voor het selecteren van referentiewateren voor beken in Europa gedurende het project "The Development and Testing of an Integrated Assessment System For the Ecological Quality of Streams and Rivers Throughout Europe using Benthic Macroinvertebrates"

(AQEM). Een voorbeeld is dat er geen migratiebarrières in de beek aanwezig mogen zijn. Een voordeel van deze benadering is dat wateren die verstoord zijn direct in het begin van het proces uitgesloten worden als referentiewater en dat de overige wateren automatisch de natuurlijke variatie onder natuurlijke omstandigheden representeren. Het is niet aan te bevelen alle criteria in deze lijst strikt over te nemen, er mag immers een minimale verstoring aanwezig zijn, zolang de levensgemeenschap maar niet verstoord is en natuurlijke processen gehandhaafd worden.

Schneiders et al. (1996) geven een aantal voorwaarden waaraan zogenaamde doelvariabelen moeten voldoen. Deze doelvariabelen worden gebruikt om de ecologische kwaliteit ten opzichte van de referentietoestand te meten. Een deel van de door hen genoemde voorwaarden kan ook worden gebruikt voor de keuze van abiotische selectiecriteria:

1. De variabelen moeten eenvoudig, nauwkeurig en zonder al te veel kosten te meten zijn;
2. De variabelen moeten eenvoudig te interpreteren zijn;
3. Ze moeten indien mogelijk zijn gebaseerd op internationale standaarden en er moet internationaal consensus zijn over de validiteit;
4. De variabelen moeten een indicatieve waarde hebben voor de ecologische kwaliteit van het systeem (natuurlijke processen moeten gerepresenteerd worden door de referentiewaarde, lagere ecologische kwaliteit moet zich duidelijk uiten in een verandering van de waarde van de variabele);
5. Als geheel moeten de variabelen een representatief beeld geven van het gehele systeem in natuurlijke staat.

Het gebruik van criteria is noodzakelijk voor het eenduidig kiezen van referentiewateren of wateren met een maximaal ecologisch potentieel. De criteria moeten speciaal gericht zijn op het uitsluiten van wateren waarin meer dan minimale verstoring als gevolg van menselijke activiteiten is opgetreden. Hiervoor is het nodig dat de abiotische factoren die dergelijke verstoring weergeven in beeld worden gebracht en worden vertaald in criteria. Alleen de variabelen die een relatie hebben met verstoring of die juist de natuurlijkheid van een systeem indiceren hoeven als criteria opgenomen te worden. Voor het maximaal ecologisch potentieel wordt bij het opstellen van de criteria rekening gehouden met noodzakelijk beheer of een onomkeerbare hydromorfologische verstoringfactor.

Deze criteria moeten duidelijke ja/nee criteria zijn of ze moeten zijn gekwantificeerd, bijvoorbeeld het fosfaatgehalte moet lager zijn dan 1 mg/l. Milieuv variabelen waarop geselecteerd kan worden verschillen per type. Natuurfunctie, lage nutriëntengehalten of de aanwezigheid van meandering zijn een aantal voorbeelden van dergelijke variabelen. Er kan echter ook worden geselecteerd op basis van taxa. In de REFCOND-handleiding (Wallin et al., 2003) wordt dit niet aanbevolen omdat er sprake zou zijn van een cirkelredenering. Echter, als er enkele duidelijke indicatortaxa zijn die alleen in natuurlijke wateren voorkomen kunnen deze zeer bruikbaar zijn om deze wateren te selecteren en vervolgens alle taxa die er voorkomen in beeld te brengen.

Voor het opstellen van criteria kunnen de abiotische voorwaarden uit het Aquatisch Supplement bij het Handboek Natuurdoeltypen (Bal et al., 2001) of de normen uit de normstellingsrapporten (Van Liere & Jonkers, 2002) gebruikt worden.

Voor beken zijn ook de criteria uit het AQEM project (AQEM consortium, 2002) bruikbaar. Deze criteria moeten wel verder gekwantificeerd worden en worden aangepast aan de Nederlandse omstandigheden. Laseroms (1996) geeft een aantal criteria voor het functioneren van een beek en het beekdal. Een deel hiervan is zelfs kwantitatief ingeschat.

De waarde van de geselecteerde referentiewateren valt of staat met de striktheid van de criteria. De Kaderrichtlijn Water stelt dat er slechts een zeer klein effect op de biota mag zijn van menselijke beïnvloeding. Zeer klein is natuurlijk een subjectief begrip dat door iedereen anders ingevuld zal worden (zie kader 2 in hoofdstuk 1). Waar de grens ligt tussen het selecteren van een water als referentiewater of niet bepaalt de verdere beoordeling. Als de gekozen referentietoestand de natuurlijke toestand niet genoeg benadert, zal een water te snel beoordeeld worden als goede ecologische status terwijl de kwaliteit in werkelijkheid matig of zelfs slecht kan zijn. Binnen Europa zullen de beoordelingssystemen nog gekalibreerd worden om ze vergelijkbaar te maken. Hiermee is een WFD Intercalibration Working Group bezig.

3.2 Het valideren van referentiewateren

De selectie van referentiewateren moet gevalideerd worden. Hiervoor zijn verschillende methodieken ontwikkeld. Reynoldson & Wright (2000) bijvoorbeeld hebben een drietrapsbenadering aanbevolen voor het vaststellen van referentietoestanden. In de eerste stap worden wateren die binnen een watertype vallen en alle variatie binnen een watertype representeren geselecteerd. In deze stap wordt ook gekeken of er geen degradatie is aan de hand van grove screeningscriteria. In de tweede stap wordt informatie verzameld over de betreffende wateren door middel van veldbezoek en kennis die aanwezig is bij de betreffende waterbeheerder met betrekking tot eventuele degradatie. In de laatste stap worden gegevens gebruikt om te bepalen of de geselecteerde wateren geschikt zijn als referentiewateren. Ook in het Europese AQEM project zijn de referentietoestanden geselecteerd door middel van een twee-staps proces (AQEM consortium, 2002). In de eerste stap zijn potentiële referentiewateren geselecteerd met behulp van de lijst met criteria zoals is beschreven in paragraaf 3.1. Vervolgens zijn zowel abiotische als biotische gegevens verzameld van deze wateren. Met behulp van deze gegevens is getoetst of de wateren nog steeds voldeden als referentiewateren. Hiervoor kunnen verschillende methoden gebruikt worden. Vaak wordt niet naar een enkele variabele gekeken maar worden milieuvariabelen gecombineerd bijvoorbeeld in een structuurindex, een index waarin verschillende variabelen zijn opgenomen met betrekking tot de structuur van een beek. Ook biotische gegevens kunnen worden gebruikt, mits de methode niet dezelfde is als de methode waarop in een later stadium de maatlat wordt gebaseerd. Is de maatlat bijvoorbeeld gebaseerd op indexen dan mogen deze indexen niet gebruikt worden voor het aanwijzen van referentiewateren. Een mogelijkheid is om dan bijvoorbeeld clustering en ordinatie van alle wateren te gebruiken en per cluster te bepalen of het referentiewateren betreft of niet. Multivariate analyse geeft snel een overzicht van welke wateren een vergelijkbare taxasamenstelling en milieu hebben en welke van elkaar verschillen (o.a. Nijboer et al., 2003a). Het nadeel hiervan is dat als er veel natuurlijke variatie is (wat het geval is bij een grove typologie) wateren

gesplitst kunnen worden op basis van natuurlijke verschillen, terwijl het allemaal referentiewateren betreft. Dit zal vooral het geval zijn als de typologie grof is. Hiermee moet bij de selectie van referentiewateren rekening gehouden worden.

In het AQEM project is gebleken dat het selecteren van referentiewateren op basis van een lijst van criteria alleen niet afdoende is (Nijboer et al., in prep.). Veel wateren werden in de tweede stap alsnog als referentiewater verwijderd, terwijl andere wateren die in eerste instantie niet als referentiewateren waren beschouwd toch van zeer goede kwaliteit bleken te zijn. Dit betekent enerzijds dat in sommige gevallen de biotische data aangeven dat de situatie slechter is dan in eerste instantie in het veld met behulp van de criteria geconcludeerd was. Anderzijds, kan het ook zo zijn dat verstoring die in het veld zichtbaar is toch weinig of geen effect op de levensgemeenschappen heeft. Het is dus moeilijk om aan de hand van een lijst met criteria in het veld referentiewateren te selecteren. Er is op zijn minst een validatiestap nodig waarbij zowel abiotische als biotische gegevens gebruikt worden. Een ander probleem was ook dat sommige criteria niet duidelijk gekwantificeerd waren. Minimale beïnvloeding kan nog steeds op verschillende manieren geïnterpreteerd worden. Daarom is het belangrijk criteria zodanig op te stellen dat ze eenduidig zijn.

Ook binnen Nederland zijn onderzoeken geweest waarin referentiewateren gekozen en gevalideerd zijn. Cuppen (1998) heeft referentiewateren geselecteerd met het 'kleine wateren systeem' (Provincie Zuid-Holland, 1990; Werkgroep Hydrobiologie Holland, 1992) waarna hij voor de referentiewateren de natuurwaarde heeft bepaald aan de hand van de diversiteit en de zeldzaamheid van de voorkomende taxa. Hieruit bleek dat drie van de zes referentietoestandenloten de natuurwaarde klasse vrij zeldzaam hadden, de andere drie hadden de klasse weinig algemeen tot vrij algemeen. De helft van de sloten kan dus inderdaad als referentietoestand beschouwd worden, de andere helft heeft een iets mindere kwaliteit en kan waarschijnlijk worden beschouwd als goede ecologische toestand.

3.3 Abiotische variabelen in de referentietoestand

Om referentiewateren te kunnen selecteren zijn abiotische criteria nodig. Hiervoor is het noodzakelijk dat ranges van milieuvariabelen in de referentietoestand bekend zijn. Dit zal voor veel watertypen niet het geval zijn. Het bepalen van de abiotische omstandigheden in de referentietoestand kan op dezelfde wijze gebeuren als voor biotische informatie en zal daarom integraal in de volgende hoofdstukken worden opgenomen. Specifiek zijn abiotische referentietoestanden reeds bepaald voor een groot aantal watertypen in het kader van normstelling (overzicht in: Van Liere & Jonkers, 2002). Hiervoor zijn voornamelijk modellen en historische gegevens gebruikt. Ook in het aquatisch supplement bij het handboek natuurdoeltypen zijn abiotische voorwaarden voor de watertypen gegeven. Deze zijn eveneens gebaseerd op historische gegevens en expert opinie (zie voor een overzicht: Bal et al., 2001). Beide reeksen documenten kunnen worden gebruikt voor het kiezen van selectiecriteria. Ze zijn met name geschikt, omdat de abiotische voorwaarden of normen per watertype gegeven zijn. De typologie is dan wel niet precies

overeenkomstig met de voor de kaderrichtlijn gekozen typologie, maar is wel daarop af te stemmen. Voor sommige typen zal verdere verfijning nodig zijn.

3.4 Inventarisatie van referentiewateren

Natuurlijke wateren kunnen op een aantal manieren worden geselecteerd:

1. Wateren selecteren uit reeds uitgevoerde onderzoeken waarin wateren beoordeeld zijn: Deze methode is wellicht het meest doelgericht. De STOWA beoordeling zou in eerste instantie gebruikt kunnen worden voor het selecteren van de beste wateren. Aanvullend kunnen andere landelijke (o.a. Nijboer et al., 2003) of regionale onderzoeken (o.a. Duursema & Torenbeek, 1997) gebruikt worden om wateren te selecteren of voor de validatie van wateren geselecteerd met de STOWA beoordelingsmethode. Voor wateren die beoordeeld zijn, zijn vrijwel altijd ook gegevens beschikbaar. In de meeste gevallen echter niet voor alle organismegroepen. De meeste onderzoeken zijn gericht op één organismegroep. De voordelen van deze methode is dat eenvoudig en snel wateren geselecteerd kunnen worden. De nadelen zijn echter dat de gebruikte beoordelingsmethode niet gevalideerd is en wellicht niet vergelijkbaar is met de criteria die gesteld worden voor selectie van referentiewateren. Wateren die uit een onderzoek als natuurlijk uit de bus komen hoeven nog geen referentiewater te zijn (zie ook hoofdstuk best beschikbare wateren). Ten tweede zijn veel van deze onderzoeken al weer gedateerd. Veel wateren zijn de afgelopen twintig jaar verder verslechterd en wateren die in een onderzoek uit de jaren tachtig of negentig goed waren kunnen nu misschien niet meer als referentietoestand beschouwd worden (gegevens van deze wateren kunnen gebruikt worden voor het beschrijven van de referentietoestand, zie historische gegevens). Daarom moet een veldbezoek altijd uitwijzen of de geselecteerde wateren daadwerkelijk als referentietoestand beschouwd en daarvoor bemonsterd kunnen worden;
2. Wateren selecteren uit databases met behulp van criteria: Referentiewateren kunnen geselecteerd worden uit grote databases van waterschappen zoals de "Limnodata Neerlandica" of de bestanden aanwezig bij onderzoeksinstituten of natuurbeherende instanties. De database "Limnodata Neerlandica" zou voor dergelijke selecties goed gebruikt kunnen worden. Een probleem van het selecteren van natuurlijke wateren met behulp van gegevens van waterbeheerders is dat er relatief weinig natuurlijke wateren bemonsterd zijn. Natuurlijke wateren liggen vaak in natuurgebieden beheerd door Staatsbosbeheer of Natuurmonumenten en worden derhalve niet door waterbeheerders bemonsterd, uitzonderingen daargelaten. Onderzoek van Witteveen+Bos (2002) heeft aangetoond dat er weinig gegevens van aquatische organismen digitaal aanwezig zijn bij natuurbeherende instanties. Een ander probleem is dat vaak een deel van de abiotische gegevens ontbreekt of dat gegevens op verschillende manieren gemeten zijn. Dit zal het selecteren van wateren uit databases moeilijk maken. Het aantal variabelen dat gestandaardiseerd is gemeten is klein en dat zal ook het aantal variabelen dat gebruikt kan worden als criterium beperken;
3. Voor de watertypen waarvan geen referentiewateren in databases gevonden zijn zullen wateren in het veld gezocht moeten worden. Hierbij moet de nadruk

komen te liggen op de natuurgebieden omdat hier de kans het grootste is dat de wateren zich nog in een natuurlijke staat bevinden. Een selectie van wateren kan in eerste instantie worden uitgevoerd door de water- en natuurbeheerders. Er zijn een aantal opties. De waterbeheerders kan gevraagd worden door te geven welke wateren in hun gebied nog natuurlijk zijn of het meest natuurlijk zijn. Een aanduiding van het watertype en de beschikbaarheid van gegevens per organismegroep kan een goed overzicht geven van bestaande informatie omtrent deze wateren. Vervolgens kunnen deze wateren bezocht worden om ze al dan niet te selecteren als referentiewater.

Na de eerste selectie van referentiewateren moeten ze gevalideerd worden. Hiervoor kunnen verschillende technieken gebruikt worden. Het gemakkelijkste is het om enkele indicatortaxa per watertype te gebruiken. Deze taxa moeten kenmerkend zijn voor natuurlijke omstandigheden. Het toetsen van de aanwezigheid van deze taxa bevestigt dan of een water daadwerkelijk een referentiewater is.

Multivariate analyse kan gebruikt worden om te toetsen of verschillen tussen wateren worden veroorzaakt door typologische verschillen of door verschillen in ecologische kwaliteit (menselijke beïnvloeding). Dit kan behulpzaam zijn bij het valideren van de gekozen referentiewateren. Andere technieken zoals het berekenen van een index met behulp van gemeten milieuvariabelen kunnen ook toegepast worden. Dit geeft een beter totaalbeeld van de abiotische omstandigheden in een water.

3.5 Bemonstering

Het bemonsteren van referentiewateren moet plaatsvinden met behulp van een standaardmethode. Hiervoor zijn verschillende protocollen beschikbaar, bijvoorbeeld het protocol dat is ontwikkeld in het project AQEM (The Development and Testing of an Integrated Assessment System For the Ecological Quality of Streams and Rivers Throughout Europe using Benthic Macroinvertebrates) (AQEM consortium, 2002). Ook binnen de CEN (Comite Européen de Normalisation) worden protocollen ontwikkeld voor bemonstering en verwerking van monsters van verschillende organismegroepen (bijvoorbeeld: standards CEN/WG2/TG6 N72 "Guidance document on quality assurance aspects for ecological assessment in aquatic habitats", CEN 2301666 "Guidance on quality assurance aspects of the sampling and analysis of benthic diatoms" and CEN 14393 "Guidance on quality assurance aspects of aquatic macrophytes surveying and analysis in running waters"). Het belangrijkste van dergelijke protocollen is dat per methode ook de resultaten vergelijkbaar zijn. Dit is onontbeerlijk als een nieuw monster moet worden beoordeeld ten opzichte van een referentietoestand of voor het vergelijken van klassengrenzen tussen landen. Aspecten die bij de bemonstering van belang zijn zijn:

1. Bemonstering in het juiste seizoen of indien nodig in meerdere seizoenen;
2. Bemonstering van een voldoende oppervlak of volume (of een voldoende aantal replica's);
3. Bemonstering van alle aanwezige habitats in het water in verhouding tot het voorkomen van de habitats;
4. Het extraheren van alle organismen uit een monster (of een betrouwbare steekproef nemen door middel van subsampling);

5. Het determineren van de organismen op het gewenste niveau (afhankelijk van de eisen die de maatlat stelt).

Al deze aspecten worden in de genoemde protocollen behandeld of komen aan de orde in ontwikkeling zijnde protocollen.

3.6 Bruikbaarheid voor referentietoestand en maximaal ecologisch potentieel

Het bemonsteren van referentiewateren dan wel wateren met een maximaal ecologisch potentieel kan als methode gebruikt worden voor zowel het opstellen van referentietoestanden voor de natuurlijke wateren als voor het opstellen van het maximaal ecologisch potentieel voor kunstmatige en sterk beïnvloede wateren. Er zijn echter verschillen in bruikbaarheid voor deze methode. Het aantal wateren dat beschikbaar is met een maximaal ecologisch potentieel zal groter zijn dan het aantal echte referentiewateren omdat in Nederland de meeste wateren matig tot sterk beïnvloed zijn. Dit maakt deze methode beter bruikbaar voor het opstellen van het maximaal ecologisch potentieel. Echter, ook voor het opstellen van het maximaal ecologisch potentieel zullen niet voor alle watertypen wateren in de hoogste toestand (in dit geval klasse 4) aanwezig zijn. Een probleem met het opstellen van het maximaal ecologisch potentieel is dat dit in feite per waterlichaam moet gebeuren en dat als dit waterlichaam niet het maximaal ecologisch potentieel haalt er in feite geen ander waterlichaam binnen hetzelfde type gebruikt kan worden. Toch zou dit een goed uitgangspunt zijn voor het beschrijven van het waterlichaam gebonden maximaal ecologisch potentieel. Dit moet dan wel verder voor ieder waterlichaam gespecificeerd worden.

Wateren met een maximaal ecologisch potentieel die sterk veranderd zijn (dus niet de kunstmatige wateren) kunnen dienen als best beschikbare wateren en als uitgangspunt dienen voor het opstellen van de referentietoestand voor natuurlijke wateren als referentiewateren zelf ontbreken (zie hoofdstuk best beschikbare wateren).

3.7 Acties

Er zullen in Nederland niet veel wateren in de referentietoestand meer voorkomen maar het is wel van belang om de weinige referentiewateren die nog wel aanwezig zijn te inventariseren. Wateren met een maximaal ecologisch potentieel zijn nog in grotere aantallen aanwezig. De volgende acties moeten worden ondernomen om de Nederlandse referentiewateren (of voor kunstmatig en sterk beïnvloede wateren het maximaal ecologisch potentieel) in beeld te brengen:

1. Opstellen van abiotische criteria voor het selecteren van referentiewateren of wateren met een maximaal ecologisch potentieel;
2. Inventarisatie volgens de hierboven genoemde methode;
3. Inventarisatie van beschikbaarheid van gegevens;
4. Aanvullende bemonstering voor het verkrijgen van ontbrekende gegevens.

4 Best beschikbare wateren

4.1 Referentiewateren in Nederland?

Veel wateren in Nederland hebben geen zeer goede ecologische kwaliteit meer. Referentiewateren zijn zeldzaam en waarschijnlijk slechts voor enkele van de watertypen te vinden. Cuppen (1998) geeft als voorbeeld de Brabantse kwel sloten: "Als gevolg van vermessing, verzuring en verdroging zijn sloten met een grote natuurwaarde (natuurwaarde klasse 3) in het agrarisch gebied van Nederland schaars geworden en voornamelijk beperkt tot kwelgebieden. Zo vond Cuppen (1993) tijdens een uitgebreid kwel slotenonderzoek in de kwelgebieden op de overgangszone zandklei in de provincie Noord-Brabant nog maar weinig kwel sloten met een grote natuurwaarde. Van de 22 kwelgebieden in deze zone herbergden nog slechts 7 kwelgebieden sloten met een grote tot zeer grote natuurwaarde. Veelal betrof dit na lang zoeken in een gebied slechts enkele sloten. Kwel sloten met een zeer grote natuurwaarde (natuurwaarde klasse 4 of 5) waren uiterst schaars en beperkt tot natuurreservaten. Vermoedelijk is dit beeld als gevolg van de intensivering van het grondgebruik in het agrarisch gebied van Nederland door te trekken naar andere gebieden. In dit licht gezien is de grote concentratie aan sloten met een grote natuurwaarde in het ecologisch aandachtsgebied Zuidplaspolder zeer positief" (Cuppen, 1998).

Voor beken in Drenthe lijkt zich hetzelfde voor te doen. Van de beken in Drenthe wordt gezegd dat echt natuurlijke beken niet meer bestaan (Duursema & Torenbeek, 1997). De meeste beken zijn beïnvloed door afstroming van voedselrijk water uit de landbouw of zijn rechtgetrokken. Beschaduwing is bij de meeste beken eveneens verdwenen. Zelfs de meest natuurlijke trajecten van het beekstelsel van de Drentse Aa kunnen niet meer natuurlijk genoemd worden. Er kan hooguit gesproken worden van meer of minder natuurlijke beken.

4.2 Principe

Best beschikbare wateren wijken weliswaar af van de referentietoestand maar ze kunnen wel worden gebruikt als uitgangspunt voor het beschrijven van de referentietoestand of het maximaal ecologisch potentieel. Het voordeel van deze methode is dat de verkregen gegevens kwantitatief zijn. Het nadeel is dat er veranderingen zijn ten opzichte van de referentietoestand en dat deze veranderingen vaak onbekend zijn en met behulp van andere methoden aangevuld moeten worden. Taxa kunnen ontbreken of er kunnen verschuivingen zijn opgetreden in de aantallen taxa ten opzichte van de referentietoestand.

De taxasamenstelling en karakteristieken van de best beschikbare wateren kunnen dienen als uitgangspunt. Afhankelijk van de organismegroep en het aspect waarop beoordeeld wordt, kan het extrapoleren naar de referentietoestand eenvoudig of moeilijk zijn. Gaat het bijvoorbeeld om het ammoniumgehalte dan kan dat voor de referentietoestand verder verlaagd worden. Maar gaat het bijvoorbeeld om de

macrofaunasamenstelling dan zullen taxa toegevoegd moeten worden die in de goede ecologische toestand ontbreken. Hun abundanties zullen geschat moeten worden of verkregen moeten worden door wateren te bemonsteren in andere gebieden waar deze taxa wel voorkomen. Er zijn ook taxa in de best beschikbare wateren die in de referentietoestand niet thuishoren. Deze taxa indiceren een verstoring en zullen in de referentiebeschrijving een lagere abundantie moeten krijgen of geheel verwijderd moeten worden.

4.3 Van best beschikbaar water naar referentietoestand

Het invullen van referentietoestanden met behulp van gegevens van wateren met een goede ecologische toestand is gedaan voor beken in het beheersgebied van de waterschappen Veluwe en Vallei en Eem (Elbersen, 2003):

1. Er worden monsters geselecteerd die de goede ecologische toestand representeren (de best beschikbare monsters voor een watertype). Hiervoor kunnen abiotische criteria gebruikt worden, waarvan de grens tussen matige en goede ecologische toestand bekend is. Het is ook mogelijk om te kijken naar de kentaxa die een goede ecologische toestand indiceren. Komen er veel van deze taxa in de monsters voor dan is het monster als geschikt beschouwd. Op deze manier is een aantal monsters geselecteerd;
2. Uit deze “beste monsters” is vervolgens een zogenaamd Supermonster samengesteld van algemene taxa, waaruit indien aanwezig de storingsindicatoren van het streefbeeld verwijderd zijn;
3. De lijst kentaxa aangevuld met de algemene taxa zijn de beste benadering van het referentiemonster;
4. De algemene taxa waarmee de lijst uit de best beschikbare wateren is aangevuld zijn kritisch bekeken op de aanwezigheid van versturende of ongewenste taxa (zoals oligochaeten, bloedzuigers, chironomiden). Hierbij gaat het om de abundanties van sommige verstoringstaxa in deze groepen, die vaak in hoge dichtheden voorkomen onder verstoorde omstandigheden;
5. De taxonlijst van de referentietoestand is voorzien van abundanties waarbij de volgende stappen zijn gevolgd, waarbij alleen naar een volgende stap is gegaan indien de abundantielijst nog niet compleet was:
 - Gemiddelde abundantie uit de “beste monsters” (zie 2 en 3);
 - (Gemiddelde) abundantie van het taxon uit monster(s) uit de gehele dataset van de waterschappen Veluwe en Vallei & Eem;
 - (Gemiddelde) abundantie van het taxon uit monster(s) van de Nederlandse Bekentypologie (Verdonschot & Nijboer, 2003);
 - Idem voor een nauw verwant taxon of hoger taxonomisch niveau.

Op deze manier kan per watertype de referentietoestand ingevuld worden. Een nadeel van deze techniek is echter dat het maken van een supermonster leidt tot een lange lijst van taxa door het samenvoegen van monsters. In een referentietoestand zullen deze taxa nooit allemaal tegelijk voor kunnen komen. Ook is het zo dat bij bemonstering lang niet alle taxa gevonden worden die op dat moment aanwezig zijn. Daarnaast treden er seizoensverschillen op. Verder is het moeilijk om in te schatten welke taxa nog ontbreken. De methode is geschikt om abundanties van taxa in te

vullen en de algemene en kentaxa te vinden maar de zeldzamere taxa zijn vaak onbekend. Het aanvullen van de lijst met zeldzame taxa kan aan de hand van historische informatie en/of gegevens uit het buitenland.

4.4 Bruikbaarheid voor referentietoestand en maximaal ecologisch potentieel

Als referentiewateren niet meer beschikbaar zijn kunnen de best beschikbare wateren als basis gebruikt worden voor het beschrijven van de referentietoestand of het maximaal ecologisch potentieel. Het gebruik van best beschikbare wateren kan voor beide situaties bruikbaar zijn. Zowel referentiewateren als wateren met een maximaal ecologisch potentieel ontbreken vaak.

Ook hier geldt weer dat wellicht de best beschikbare wateren voor de referentietoestand een betere ecologisch toestand moeten hebben dan de best beschikbare wateren voor het opstellen van het maximaal ecologisch potentieel. Om te dienen als uitgangspunt voor het beschrijven van de referentietoestand moeten de wateren een goede ecologisch toestand (klasse 4) hebben. Voor het opstellen van een maximaal ecologisch potentieel op basis van best beschikbare wateren kan een matig ecologisch potentieel nog bruikbaar zijn. Daardoor kunnen meer wateren gevonden worden voor het beschrijven van het maximaal ecologisch potentieel.

Zoals ook al vermeld in het hoofdstuk referentiewateren moet het maximaal ecologisch potentieel als dat per watertype wordt opgesteld door best beschikbare wateren binnen het type te gebruiken als uitgangspunt, nader gespecificeerd worden met betrekking tot de verstorende factor en andere specifieke omstandigheden in het betreffende waterlichaam.

4.5 Acties

Best beschikbare wateren kunnen goed dienen als kwantitatief uitgangspunt voor een snelle en pragmatische invulling van referentietoestand en maximaal ecologisch potentieel. Om best beschikbare wateren te kunnen gebruiken moet het volgende gebeuren:

1. Er moet een inventarisatie plaatsvinden: De inventarisatie van best beschikbare wateren kan tegelijkertijd plaatsvinden met de inventarisatie van referentiewateren. Ook voor deze wateren kunnen de methoden genoemd in hoofdstuk 3 voor het inventariseren en selecteren van referentiewateren gebruikt worden (op basis van reeds uitgevoerde beoordelingen, bijvoorbeeld STOWA beoordeling of regionale beoordeling, selectie van punten met behulp van abiotische criteria uit databases, bijvoorbeeld "Limnodata Neerlandica" of selectie van wateren in het veld). Dezelfde lijst met abiotische criteria kan gebruikt worden voor de best beschikbare wateren mits de grenzen minder streng gesteld worden (zie voorbeeld in kader 3);
2. Er moet geïnventariseerd worden welke gegevens van de geselecteerde wateren beschikbaar zijn per kwaliteitselement;

3. Aanvullende gegevens moeten verzameld worden door bemonsteringen en metingen (het water moet dus op dat moment nog steeds een goede ecologische toestand hebben!) indien uit stap 2 is gebleken dat er gegevens ontbreken of op een niet geschikte manier verzameld zijn (deze stap levert veel meer en betere (kwantitatieve) informatie op dan stap 4 en 5 en kan daarom niet overgeslagen worden);
4. Met behulp van gegevens uit het buitenland of historische gegevens kunnen bijzondere taxa die ontbreken worden toegevoegd;
5. Met behulp van buitenlandse gegevens kunnen de abundanties van taxa bijgesteld worden.

Kader 3: De selectie van best beschikbare Drentse beken

Als voorbeeld zal hier geschetst worden hoe Drentse beken geselecteerd kunnen worden op basis van het onderzoek van Duursema & Torenbeek (1997). De beken die een natuurfunctie op hoog niveau toegewezen hebben gekregen, moeten zich in principe in een natuurlijke staat bevinden. Er mogen geen lozingen plaatsvinden, de inrichting van de waterloop en het afvoerregime moeten zo natuurlijk mogelijk zijn en de beek moet voldoen aan ecologische normen. Er mag geen aanvoer van gebiedsvreemd water plaatsvinden. Voor alle beken is in het onderzoek een natuurwaarde bepaald. Voor de selectie van referentiebekken kunnen die beken gekozen worden die een natuurfunctie op hoog niveau hebben en een hoge natuurwaarde hebben. Dit zijn: de bovenlopen: Andersche Diep (bij Rolde), Smallenbroekerloopje, Anlooërdiepje, Zeegserloopje, de middenlopen Lieverensche Diep, Rolderdiep (Ossebroeken), Gasterense Diep, Loonerdiep, Taarlosche Diep, Oudemolensche Diep en benedenlopen: Drentsche Aa. Deze wateren kunnen als best beschikbare beken dienen voor Drenthe. Doordat ze een hoge natuurfunctie hebben genieten ze bescherming en kunnen ze zich verder ontwikkelen in de richting van de referentie. (Duursema & Torenbeek, 1997). Uit dit onderzoek is wel gebleken dat het aandeel beken met een hoge natuurwaarde slechts beperkt is. Bijna al deze beken liggen in het stroomgebied van de Drentsche Aa

5 Buitenlandse gegevens

5.1 Het bemonsteren van buitenlandse wateren

Een mogelijkheid voor het invullen van referentietoestanden voor Nederlandse watertypen waarvan natuurlijke wateren niet meer aanwezig zijn is het gebruik van buitenlandse wateren.

In de meest ideale situatie worden de wateren in het buitenland bemonsterd volgens dezelfde methode als die in Nederland gehanteerd wordt om de vergelijkbaarheid van de gegevens zo groot mogelijk te maken. Ook in het buitenland geldt dat er een natuurlijke variatie is binnen de referentiewateren van een watertype en dat daarom een steekproef van verschillende wateren bemonsterd moet worden om alle variatie mee te nemen in de referentiebeschrijving. Het bemonsteren en selecteren van referentiewateren in het buitenland kan het beste gedaan worden in samenwerking met buitenlandse instanties, omdat daar kennis aanwezig is omtrent de betreffende wateren. Dit kan het selecteren van geschikte wateren vereenvoudigen. Voor het selecteren van referentiewateren in het buitenland kunnen dezelfde criteria gebruikt worden als reeds genoemd bij de selectie van wateren binnen Nederland (paragraaf 3.1).

Binnen het AQEM project zijn buitenlandse referentiewateren gebruikt voor de berekening van metric waarden voor de referentietoestand van twee Nederlandse watertypen. Een dergelijke vergelijking was mogelijk omdat de bemonsteringsmethode hetzelfde was. Hieruit is gebleken dat deze referentiewateren (afkomstig uit Duitsland en Zweden) inderdaad een hogere ecologische toestand hadden dan de best beschikbare wateren uit Nederland. De gegevens bleken goed bruikbaar voor het uitrekenen van de metrics. Wel waren er in de buitenlandse wateren andere taxa aanwezig. Na toetsing aan Nederlandse historische gegevens bleek dat de meeste van deze taxa vroeger ook in de Nederlandse beken voorkwamen (Nijboer et al., in prep.).

5.2 Het gebruik van buitenlandse gegevens

Het gebruiken van buitenlandse gegevens die reeds verzameld zijn, is natuurlijk eenvoudiger en bespaart veel tijd en geld. Het nadeel ervan is dat de gegevens vaak op een andere manier verkregen zijn dan dat dat in Nederland gebeurt. Dit geldt in mindere mate voor abiotische variabelen dan voor biotische. Voor abiotische variabelen moeten wellicht gegevens geconverteerd worden naar andere eenheden of klassen. De variatie in methoden voor het bemonsteren van biotische gegevens is veel groter. Dit geldt voor alle kwaliteitselementen. Zo kan vegetatie opgenomen worden in Tansley of Braun-Blanquet, diatomeeën kunnen geteld worden tot een variërend aantal individuen, inclusief of exclusief overige taxa en kan macrofauna gemonsterd worden op veel verschillende manieren en met verschillende bemonsteringsapparatuur. Deze verschillen zullen leiden tot verschillen in zowel de taxa die gevonden worden maar zeker in verschillen in aantallen individuen. Dit heeft

grote effecten op de beschrijving van de referentietoestand en vooral op de mogelijkheden voor de maatlat waarin monsters die hier in Nederland volgens een bepaalde methode worden genomen vergeleken moeten worden met de referentie. Indien buitenlandse gegevens gebruikt worden moet daarom een nauwkeurige selectie gemaakt worden voor de mogelijkheden van de maatlat. Maatlatkenmerken die gebaseerd zijn op absolute aantallen zijn waarschijnlijk niet mogelijk. Een oplossing kan zijn het werken met verhoudingen tussen groepen van taxa, of tussen de taxa zelf. Zo kan het aantal individuen bijvoorbeeld uitgedrukt worden in een percentage ten opzichte van het totale aantal individuen.

Het vinden van meer of minder taxa levert een groter probleem op. Als taxa ontbreken, doordat een kleiner monster is genomen, een opname is gemaakt van een kleiner oppervlak of doordat minder habitats bemonsterd zijn wordt de vergelijking een stuk moeilijker. Maten die gebruik maken van aantallen taxa (bijvoorbeeld binnen indicatieve groepen) kunnen dan niet gebruikt worden.

Kortom, als gegevens van referentiewateren uit het buitenland beschikbaar zijn levert dit met weinig inspanning een grote hoeveelheid informatie op. Echter, het gebruiken van gegevens die op een andere wijze zijn verzameld legt beperkingen op aan de mogelijkheden voor de te ontwikkelen maatlat.

5.3 De vergelijkbaarheid van buitenlandse referentiewateren

Ook binnen noordwest Europa zal het niet eenvoudig zijn ongestoorde situaties te vinden. Dit gebied is qua klimaat en biogeografie het best vergelijkbare gebied, maar het is zo dicht bevolkt en wordt zo intensief gebruikt, dat nagenoeg-natuurlijke natuurgebieden hier niet meer voorkomen (Van Leerdam et al., 1993). Dit impliceert dat men voor een nagenoeg-natuurlijk referentiegebied verder weg moet. In heel Europa is vrijwel geen grote rivier te vinden die niet verstoord is door ofwel stuwen, ofwel normalisatie, ofwel grootschalige ontbossingen in de overstromingsvlakte en de rest van het stroomgebied. Voor de kleinere regionale wateren zijn waarschijnlijk nog wel referentiewateren te vinden. Naarmate men referentiegebieden steeds verder van huis gaat zoeken, wordt de vergelijkbaarheid echter steeds twijfelachtiger. Het klimaat is niet meer hetzelfde, de bodem kan anders zijn, er zijn biogeografische verschillen, etc. (Van Leerdam et al., 1993).

De meest ideale situatie is dat een buitenlands referentiewater op alle kwaliteitselementen, zowel abiotische als biotische vergelijkbaar is. De biotische levensgemeenschap wordt vaak bepaald door het milieu waarin de taxa moeten kunnen overleven. Echter, het is niet altijd zo dat verschillen in het milieu leiden tot een andere taxasamenstelling. Dat is duidelijk gebleken in een studie naar de geschiktheid van de "Moyenne Meuse" (de Lotharingse Maas) als referentietoestand voor de Grensmaas (Paalvast, 1993). Hieruit is gebleken dat de morfodynamische processen in beide delen in het Maas stroomgebied verschillend zijn. Het bodemmateriaal van de Moyenne Meuse en de Grensmaas verschillen zowel in grootte, in vorm als in samenstelling zeer sterk van elkaar. De aanwezigheid van een afpleisteringslaag in de Grensmaas reduceert het sedimenttransport sterk, terwijl dit in de Moyenne Meuse niet het geval is. Wat de macrofauna, de macrofyten (Klink & Bij de Vaate, 1994) en de vissen (Paalvast, 1993) betreft hebben beide rivieren sterke

overeenkomsten en kan de Moyenne Meuse goed als referentietoestand dienen voor de Grensmaas. De meeste taxa komen lokaal in de Grensmaas voor of hebben er vroeger voorgekomen. Uit dit onderzoek blijkt dus wel dat ondanks verschillen in het milieu de levensgemeenschappen toch als referentietoestand kunnen dienen. Blijkbaar zijn in die gevallen andere milieuv variabelen sturend voor de taxasamenstelling in het water.

Andersom is onderzoek uitgevoerd om rivieren met een vergelijkbare morfodynamiek te zoeken (Lambeek & Klaassen, 1994). Hiervoor is een geschikte rivier in Groot-Brittannië gevonden. Echter, het is niet bekend of de overige kwaliteitselementen in deze rivier ook bruikbaar zijn als referentie. Het is dus niet altijd zo dat als sommige milieuaspecten niet als referentietoestand voldoen dat het gebruiken van dat water meteen uitgesloten is. Wel moet er natuurlijk op gelet worden dat de verschillen herkend worden en dat deze niet in de referentietoestand opgenomen worden.

5.4 Potentiële vergelijkingsgebieden

Potentiële gebieden moeten dezelfde klimatologische en geomorfologische omstandigheden hebben als het watertype binnen Nederland. Ons land heeft een zeeklimaat dus een vergelijkbaar land zou eveneens aan de kust moeten liggen. Nederland heeft nog een bijzonder kenmerk ten opzichte van de andere Europese landen, het is vlak. Vrijwel alle wateren liggen beneden de 200 meter hoogte. In veel landen die bruikbaar zouden kunnen zijn, komt deze situatie slechts in kleine delen voor.

Mogelijkheden zijn Denemarken (nadeel is dat ook daar nog weinig referentiewateren zijn), sommige delen van Duitsland, afhankelijk van het watertype), delen van Polen, afhankelijk van watertype, Estland, Letland en Litouwen, Wit-Rusland, Noord-Frankrijk.

Klink (1993) die onderzoek heeft uitgevoerd naar de mogelijkheden van het gebruiken van gegevens van buitenlandse rivieren als referentietoestand voor de Rijn stelt dat behalve klimaat en geomorfologie meer factoren van belang zijn voor de keuze van de referentietoestand in het buitenland:

- In de referentierivier moeten de habitats aanwezig zijn die van nature in de Rijn voorkwamen;
- Deze habitats moeten worden bewoond door de karakteristieke taxa die vroeger ook in de Rijn hebben geleefd.

Deze criteria gaan natuurlijk ook op voor andere watertypen en zullen moeten worden getoetst met historische gegevens, of eventueel modellen.

Klink & Bij de Vaate (1994) noemen nog een aantal aanvullende criteria waaraan een referentietoestand aan moet voldoen (gebaseerd op referentietoestand onderzoek aan macrofauna en macrofyten in de Lotharingse Maas):

- De gekozen organismegroepen in de referentietoestand moeten karakteristiek zijn voor een natuurlijke situatie in het water waarvoor de referentietoestand wordt opgesteld;

- De afstand tussen de referentietoestand en het water waarvoor de referentietoestand bedoeld is moet dusdanig klein zijn dat de biogeografische kenmerken niet sterk afwijkend zijn;
- In de referentietoestand moet geleerd kunnen worden waarom taxa zijn verdwenen uit het water waarvoor de referentietoestand bedoeld is.

Het laatste criterium houdt in feite in dat in de referentietoestand de processen die ervoor zorgen dat bepaalde referentietaxa voorkomen onderzocht moeten worden. Dit geeft aan welke problemen en knelpunten er zijn in het water waarvoor de referentietoestand wordt opgesteld maar dit geeft ook aanknopingspunten voor de te kiezen herstelmaatregelen.

Klink (1993) beschouwt de Tisza in de Hongaarse laagvlakte als een goede referentierivier voor de Rijn. De Lotharingse Maas is door Klink & Bij de Vaate (1994) als referentierivier voor de Grensmaas gekozen onder andere omdat dit riviertraject binnen het stroomgebied van de Maas valt. Dit heeft een belangrijk ecologisch voordeel (Klink & Bij de Vaate, 1994) namelijk dat taxa vanuit het referentietoestand gebied het aangetaste gebied na herstel weer kunnen koloniseren. Het is daarom altijd beter om indien mogelijk de referentietoestand te kiezen binnen hetzelfde stroomgebied. Dit hoeft niet alleen voor rivieren te gelden maar kan ook gelden voor sloten binnen een polder. Hoe dichterbij het referentiewater in de buurt ligt van het water waarvoor het bedoeld is, hoe beter dat zal zijn.

Van Leerdam et al. (1993) noemen per fysisch geografische regio een aantal gebieden in het buitenland die geschikt zouden zijn voor referentiebeschrijvingen. Het gebruik van fysisch geografische regio's houdt in dat het om een combinatie van terrestrische met aquatische natuur gaat op landschappelijk niveau. Er is geen directe relatie met watertypen, behalve voor het rivierengebied. Het is echter wel mogelijk om binnen de fysisch geografische regio's te bekijken welke watertypen daarin aanwezig zijn en te onderzoeken of dezelfde watertypen in de vergelijkbare fysisch geografische regio's in het buitenland ook voorkomen.

5.5 Bruikbaarheid voor referentietoestand en maximaal ecologisch potentieel

Het gebruiken van buitenlandse gegevens is vooral van belang voor het opstellen van referentietoestanden en in mindere mate voor het opstellen van een maximaal ecologisch potentieel. Omdat het ambitieniveau van het maximaal ecologisch potentieel lager ligt dan dat van de referentietoestand zullen hiervoor meer wateren binnen Nederland nog gebruikt kunnen worden en zal het zoeken naar buitenlandse gegevens voor minder watertypen nodig zijn. Daarbij komt nog dat het maximaal ecologisch potentieel een relatie moet hebben met de versturende factor in het betreffende waterlichaam. Het zal moeilijk zijn om in het buitenland wateren te vinden waar dezelfde versturende factor een rol speelt in combinatie met dezelfde typologische factoren. Alleen wanneer het MEP wordt afgeleid van een vergelijkbaar natuurlijk water kunnen buitenlandse systemen meer in beeld komen.

5.6 Acties

Om het gebruiken van buitenlandse gegevens te kunnen valideren moet:

1. Een buitenlandse dataset waarin referentiewateren zijn opgenomen worden vergeleken met een 'standaard' Nederlandse dataset om te onderzoeken of de bemonsteringsmethoden vertaalbaar zijn en of dat er een algemene methode is waarmee de gegevens wel vergelijkbaar gemaakt kunnen worden. De verschillen tussen bemonsteringsmethoden en het verwerken van de gegevens moeten in kaart gebracht worden. De effecten van de verschillende bemonsteringsmethoden op aantallen taxa en aantallen individuen moet in beeld worden gebracht. Ten slotte moeten reeksen opgesteld worden van slechte naar goede ecologische kwaliteit waarin Nederlandse monsters van hetzelfde watertype zijn ondergebracht. De referentiewateren worden aan deze gradiënt toegevoegd als referentietoestand. Vervolgens kan een grote hoeveelheid metrics getest worden op deze data. De metrics die bruikbaar zijn zullen duidelijk verschillen laten zien tussen de monsters van de verschillende ecologische kwaliteitsklassen. Om verschillen in bemonsteringsmethoden op te heffen kunnen de metrics getest worden met absolute aantallen maar ook met percentages of anderszins getransformeerde aantallen. Wellicht als met verhoudingen tussen aantallen individuen gewerkt wordt dat dan de verschillen veel kleiner zijn;
2. Als het inderdaad mogelijk blijkt om het probleem van de verschillende bemonsteringsmethoden op te lossen door verhoudingen te gebruiken kunnen vervolgens gegevens verzameld worden uit relevante gebieden;
3. Indien een vergelijking tussen gegevens verkregen met verschillende methoden niet mogelijk blijkt, zal gemonsterd moeten gaan worden in referentiewateren in het buitenland. De kosten hiervan zijn echter hoog, dus er moet een goede afweging gemaakt worden ten opzichte van andere methoden.

6 Historische gegevens

6.1 Inleiding

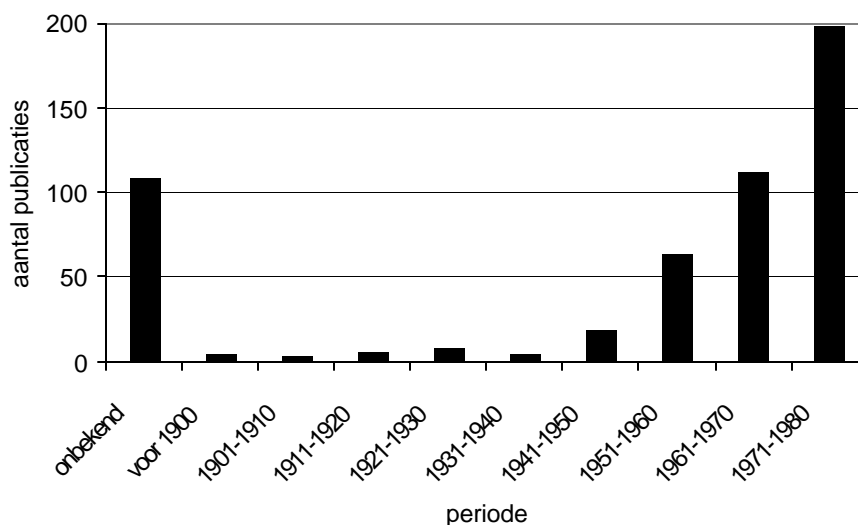
Historische gegevens worden vaak gebruikt voor het beschrijven van een referentietoestand. Meestal betreft het de referentietoestand voor een afzonderlijk waterlichaam, soms voor een watertype of wateren binnen een gebied. Zo is bijvoorbeeld voor laagveenwateren een onderzoek uitgevoerd naar het voorkomen van een aantal associaties en de taxa die daarin thuishoren. Hierin is de taxasamenstelling van de associaties in verschillende perioden van de twintigste eeuw met elkaar vergeleken. De vroege perioden kunnen prima als referentietoestand dienen, eventueel aangevuld met taxa uit latere perioden die ook karakteristiek zijn voor de associatie (Van 't Veer et al., 1999).

Veel gegevens voor het beschrijven van referentietoestanden voor oppervlaktewateren kunnen uit historische literatuur gehaald worden. Er zijn verschillende archieven waarin rapporten of verslagen zijn opgenomen met daarin gebiedsbeschrijvingen. Dit vaak als excursieverslag maar soms ook onderzoeksresultaten. Uit deze literatuur moet een zo compleet mogelijk beeld gehaald worden voor de referentietoestanden van alle mogelijke watertypen. In Verdonschot (red., 1995) wordt een overzicht gegeven van de mogelijkheden van historische gegevens voor het opstellen van een abiotische of biotische referentie. Hierin is tevens een overzicht opgenomen van mogelijke typen bronnen.

6.2 Welke periode?

De keuze van de periode voor de selectie van gegevens is van belang voor het uiteindelijke resultaat. De meningen lopen niet erg uiteen wat betreft de periode die gebruikt kan worden voor het bepalen van de referentietoestand. De Kaderrichtlijn Water volgend moet de situatie in de gekozen periode natuurlijk of zeer minimaal beïnvloed zijn. In Nederland komt dat overeen met de periode voor alle grootschalige veranderingen in het begin van de vorige eeuw. Gedurende de tweede helft van de vorige eeuw is de meeste vervuiling opgetreden en zijn de meeste morfologische ingrepen gepleegd. De beste informatie over referentietoestand omstandigheden kan dus verkregen worden uit het begin van de vorige eeuw. Echter, uit deze periode is zeer weinig informatie voorhanden, zoals gebleken is uit een onderzoek naar referentietoestand informatie voor beken en sloten (Nijboer & Van den Hoorn, 2003, Figuur 6.1).

In veel gevallen wordt ook gekozen voor een meer praktische benadering en worden gegevens uit verschillende perioden gecombineerd om tot een referentietoestand te komen. Als een echte referentietoestand niet haalbaar is kan ook een streefbeeld gesteld worden. Hierbij kan dan rekening gehouden worden met niet meer weg te denken menselijke ingrepen zoals de dijken langs de grote rivieren (Van der Molen et al. 2002), zeker ten behoeve van het MEP.



Figuur 6.1 Aantal publicaties per decennium met daarin gegevens over één of meer van de kwaliteitselementen in oppervlaktewateren

Zuidhoff et al. (2002) hebben als referentieperiode voor waterplanten 1950, in praktijk de periode van 1930 tot 1960 gekozen. In deze periode waren de meeste watersystemen ecologisch gezien nog redelijk tot goed ontwikkeld en zijn er voldoende vegetatie-opnamen gemaakt om een referentiewaarde op te kunnen stellen. Buskens (2001) heeft eveneens gekozen voor ‘rondom 1950’ als referentietoestand voor macrofauna in beken en laagveensloten.

Klink (1994) heeft voor het zoetwater-intergetijdegebied de periode 1950-1970 gekozen, alhoewel de voorkeur uit gegaan zou zijn naar de periode 1900-1930. Echter gegevens uit die periode ontbraken. Het nadeel van de latere periode is dat gegevens van insecten vrijwel ontbraken. Deze zijn aangevuld met recente gegevens. Voor het brakke en zoute water gold eigenlijk hetzelfde. Gegevens van 1950-1970 zijn gebruikt. Echter in deze periode was het Haringvliet nog wel open maar was de Rijn sterker vervuild dan in de huidige situatie.

Voor de ecologische profielen opgesteld voor een aantal zoutwatertaxa is uitgegaan van 1930 (o.a. Steur & Seys, 1989). Echter ook in dit geval waren weinig gegevens uit die periode beschikbaar en zijn recentere gegevens gebruikt.

Waarschijnlijk zal voor ieder watertype een andere periode de meest geschikte zijn afhankelijk van de periode waarin de meeste menselijke beïnvloeding is aangevangen en de beschikbaarheid van gegevens. Ten Brink et al. (2002) hebben daarom voor de verschillende natuurtypen verschillende perioden gekozen voor de referentie.

6.3 Beschikbaarheid van gegevens

De beschikbaarheid van historische gegevens verschilt dus per periode en per watertype. Voor de grote rivieren bijvoorbeeld is redelijk veel informatie beschikbaar zowel wat betreft het milieu als voor de taxa. Van Dessel (1989) heeft uit verschillende bronnen een lijst van 92 macrofaunataxa in de Rijn van voor 1900

kunnen opstellen. In Nijboer (1997) is een overzicht gegeven van soorten die vroeger in de Rijn en Maas voorkwamen.

Voor kranswieren is een overzicht opgenomen van de taxa die in Nederland voorkwamen en voorkomen in Nat et al. (1996). Deze publicatie bevat ook gegevens omtrent de verspreiding en het biotoop. Hiermee kunnen de taxa naar watertype worden ingedeeld.

Voor macrofauna, macrofyten en vissen zijn gegevens verzameld uit historische literatuur van beken (Nijboer et al., 2003b). Deze gegevens zijn in een database opgenomen en kunnen gebruikt worden voor de invulling van referentietoestanden.

Veel historische informatie is reeds verwerkt in de achtergronddocumenten van het Aquatische Supplement. Hierin is historische informatie gebruikt in combinatie met recente informatie van de best beschikbare wateren.

6.4 Nadelen

Het gebruik van historische gegevens is niet altijd ideaal. Er zijn een aantal problemen die vaak optreden bij het gebruik van historisch materiaal (Nijboer et al., 2003b):

1. De meeste gegevens zijn beschikbaar vanaf het midden van de twintigste eeuw. Van eerdere perioden was weinig aanwezig terwijl die periode voor het beschrijven van de referentietoestand veel belangrijker is;
2. Abiotische variabelen zijn maar sporadisch opgenomen in de oudere rapporten. In de meeste gevallen zijn vrijwel geen variabelen gemeten (soms pH of temperatuur) maar is de abiotische situatie beschreven aan de hand van observaties in het veld of aan de hand van het milieu dat door de taxa die gevonden zijn geïndiceerd wordt. Later zijn wel metingen gedaan maar chemische analysetechnieken hebben zich pas later ontwikkeld en zijn sterk verbeterd. Oudere metingen zijn vaak niet erg betrouwbaar. Het is al met al moeilijk om aan de hand van abiotische variabelen te bepalen of de bemonsterde wateren ook daadwerkelijk referentiewateren betreft. Veel van de criteria die gesteld kunnen worden voor het selecteren van referentiewateren kunnen waarschijnlijk niet beantwoord worden. Daarom zal het beoordelen van de kwaliteit van de wateren en of ze geschikt zijn als referentiewater moeten gebeuren aan de hand van de taxa die er voorkomen. In oude gegevens zijn wel veel zeldzame taxa gevonden die nu dus nog maar weinig voorkomen. Deze taxa kunnen een indicatie zijn van de natuurlijke toestand van een water;
3. Biotische gegevens zijn vaak in beperkte mate aanwezig. Met name in de oudere publicaties gaat het om verslagen van excursies of incidentele bemonsteringen. De meeste publicaties bevatten slechts vermeldingen van enkele taxa. Er is niet volgens een standaard bemonsterd. In veel gevallen zijn 'leuke' dieren (grote, gemakkelijk determineerbare dieren) en planten vermeld. In beken zijn bijvoorbeeld stenen opgeraapt en de dieren die daarop aanwezig waren onderzocht. Sommige publicaties bevatten wel echte bemonsteringen. Deze zijn zeer waardevol voor het bepalen van de referentietoestand. Alhoewel ook de gegevens in deze rapporten in de meeste gevallen kwalitatief zijn (alleen vermelding van taxa zonder aantallen individuen of bedekkingspercentage)

- kunnen ze veel informatie geven over het voorkomen van taxa in de referentietoestand;
4. Een vierde probleem is dat de taxonomie van bijvoorbeeld macrofauna zich pas laat in de vorige eeuw ontwikkeld heeft. Veel vermeldingen van bijzondere taxa in oudere gegevens zijn daardoor niet betrouwbaar. De meeste waarnemingen kunnen niet meer gecontroleerd worden omdat de organismen verloren zijn gegaan. Daarom zullen taxalijsten uit historische gegevens altijd gecontroleerd moeten worden met biogeografische informatie over de taxa om te checken of de taxa daadwerkelijk in Nederland voor hebben kunnen komen. In de oudere gegevens zijn vooral gemakkelijk determineerbare grotere dieren vermeld. Ook bijzondere taxa uit bepaalde groepen werden gevonden. Anderzijds is weinig informatie beschikbaar over minder tot de verbeelding sprekende groepen zoals oligochaeten of chironomiden;
 5. Een vierde probleem van het gebruiken van historische gegevens is dat het meestal een statische situatie beschrijft. De dynamiek van een systeem is er niet in opgenomen omdat het meestal éénmalige bemonsteringen betreft. Ook natuurlijke variatie tussen referentiewateren ontbreekt meestal. Dit zou wel benaderd kunnen worden door referentiewateren naar watertype te classificeren en dan de informatie van alle wateren die tot een type behoren samen te voegen om zo de referentietoestand voor een watertype te kunnen beschrijven;
 6. Tenslotte zijn in de historische publicaties vaak alleen de aanwezigheid van taxa opgenomen. Beoordelingsresultaten, bijvoorbeeld metrics zoals die nu gebruikt worden, zijn nooit opgenomen in de rapportage omdat die toen nog niet ontwikkeld waren. Alleen een saprobie-index wordt nog wel eens aangetroffen.
- Doordat de kwaliteit van historische gegevens vaak niet voldoende is en de meeste gegevens alleen kwalitatief zijn, kunnen deze gegevens niet gebruikt worden om bijvoorbeeld metrics te extrapoleren naar de referentietoestand. Het berekenen van maten die kunnen leiden tot een score voor de referentietoestand waartegen de andere kwaliteitsklassen kunnen worden afgezet is niet mogelijk. Wel kunnen historische gegevens goed gebruikt worden voor het inventariseren welke taxa in de referentietoestand thuishoren.

6.5 Paleolimnologie

De paleolimnologie houdt zich bezig met het bestuderen van zoetwaterorganismen uit het verleden. Resten van organismen kunnen gevonden worden in sedimenten van verschillende watertypen. Dit kunnen resten zijn van insecten, cladoceren, sryzoën maar ook microfyten, bijvoorbeeld kiezelwieren. Door het analyseren van sediment en het verzamelen van resten van organismen hieruit kan een beeld verkregen worden van het voorkomen van soorten in het verleden en de veranderingen die zijn opgetreden (Klink, 1984). Paleolimnologie kan waardevol zijn voor het beschrijven van een referentietoestand, zowel de abiotische als de biotische kant. Wat betreft de biota is het een nadeel dat het alleen mogelijk is voor bepaalde groepen organismen waarvan resten in het sediment bewaard zijn gebleven en waarvan deze resten ook nog kenmerken dragen waarop ze te determineren zijn.

Tevens is het moeilijk de exacte herkomst van de resten te bepalen omdat deze met de stroom meegevoerd kunnen zijn, alvorens ze in het sediment zijn terechtgekomen.

6.6 Bruikbaarheid voor referentietoestand en maximaal ecologisch potentieel

Historische gegevens zijn zowel voor het opstellen van een referentietoestand als voor het opstellen van het maximaal ecologisch potentieel bruikbaar alhoewel het voor het opstellen van referentietoestanden eerder een noodzaak zal zijn omdat referentiewateren in mindere mate aanwezig zijn dan wateren met een maximaal ecologisch potentieel. Het verschil zal vooral tot uiting komen in de periode die gekozen wordt. Voor het beschrijven van een referentietoestand zullen gegevens nodig zijn van wateren voordat deze beïnvloed waren terwijl voor een maximaal potentieel gezocht moet worden naar gegevens uit een periode waarin de versturende onomkeerbare factor al een rol speelde maar er nog geen verdere degradatie was. Dit betekent dat voor het opstellen van het maximaal ecologisch potentieel recentere gegevens gebruikt kunnen worden dan voor het opstellen van de referentietoestand voor natuurlijke wateren.

Historische gegevens kunnen een belangrijke rol spelen in de vertaling van een maximaal ecologisch potentieel dat is opgesteld voor een watertype naar het maximaal ecologisch potentieel voor een specifiek waterlichaam. Hiervoor zal voor het betreffende waterlichaam in historische gegevens gezocht moeten worden. Specifieke kenmerken van het waterlichaam kunnen daarmee toegevoegd worden aan de beschrijving van het maximaal ecologisch potentieel. Het zoeken naar een specifiek gebied of water in archieven is goed mogelijk.

6.7 Acties

Doordat historische gegevens meestal niet kwantitatief beschikbaar zijn, kan deze informatie het beste gebruikt worden voor het aanvullen van referentietoestanden met bijzondere zeldzame taxa. Ook zijn historische gegevens geschikt om te toetsen of taxa die in buitenlandse referentiewateren gevonden zijn wel in de Nederlandse wateren voor kunnen komen. Het is dus wel zinnig om taxalijsten uit historische gegevens te halen maar dit zou beperkt kunnen worden tot de zeldzame taxa:

- Allereerst moet dan geïnventariseerd worden welke historische informatie al is onderzocht en voor welke organismegroepen de informatie er al uit gehaald is;
- Tevens moet worden bekeken of voldoende informatie uit de historische gegevens is gehaald omtrent het water waarin een taxon gevonden is, zodat dit water aan een watertype toegedeeld kan worden (dit kan eventueel ook nog door het betreffende water op basis van recente gegevens in te delen maar dat kan soms tot een ander type leiden, zie hoofdstuk 2);
- Vervolgens kunnen per watertype en waterkwaliteitsselement lijsten opgesteld worden van ranges van abiotische variabelen en het voorkomen van taxa;

- Om de gegevens uit historische informatie te kwantificeren zal een andere methode gebruikt moeten worden. Abundanties kunnen gehaald worden uit best beschikbare wateren of buitenlandse gegevens.

7 Biogeografie en autecologie van taxa

7.1 Toedeling van taxa aan de typologie

Biogeografie en autecologie van taxa kunnen een hulpmiddel zijn bij het toedelen van taxa aan referentietoestand watertypen als alle andere mogelijkheden nog steeds niet tot een volledige referentiebeschrijving hebben geleid. Er wordt vanuit gegaan dat er een lijst is van taxa die voor kunnen komen. Hiervoor is bijvoorbeeld de TCN lijst Nederland voor macrofauna geschikt (Van den Hoek et al., 2001). Ook voor andere groepen worden dergelijke lijsten ontwikkeld. Aan de hand van deze lijst met Nederlandse taxa kunnen de taxa worden toegedeeld aan watertypen mits bekend is uit literatuur in welke situaties een taxon voor kan komen.

De toedeling van taxa aan de referentietoestanden van de watertypen kan plaatsvinden door de boomstructuur van de typologie te volgen. Op deze wijze kunnen de referentietoestanden per niveau worden ingevuld en wordt aggregatie meteen mogelijk gemaakt. Het toedelen van taxa vindt plaats per onderscheidende factor. Bijvoorbeeld is de eerste factor in de boomstructuur stroming, dan wordt deze factor in de database geselecteerd en wordt een lijst gemaakt met alle stromend water en alle stilstaand water taxa. Vervolgens worden de stromende wateren verder opgedeeld naar snel en langzaam stromende wateren. Dan wordt een verdere selectie gemaakt binnen de lijst van stromend watertaxa op basis van of ze in snel of langzaam stromende wateren voorkomen. Op deze manier kan in de typologie afgedaald worden en kunnen telkens de taxa bij de referentietoestand gezocht worden. De taxalijsten zullen natuurlijk steeds korter worden naarmate verder in de typologie wordt afgedaald. Als voor de beoordelingsmethode niet gekozen wordt voor een benadering met alle taxa maar alleen met indicatortaxa, of zeldzame taxa of andere aspecten dan kunnen deze taxa met hun indicaties in de database ingevoerd worden en gekoppeld worden aan de milieuvariabelen die in de typologie van belang zijn.

Voor het toedelen van taxa aan een typologie kunnen ook modellen gebruikt worden, zoals de habitatgeschiktheidsindexen die ontwikkeld zijn voor een aantal vissen (zie hoofdstuk modellen). Als relaties tussen taxa en hun milieu bekend zijn kunnen omgekeerd het voorkomen van taxa bepaald worden met behulp van een model waarin deze relaties zijn opgenomen.

7.2 Een ecologische database

Voor het invullen van referentietoestanden met behulp van autecologische kenmerken is het waardevol om een ecologische database aan te leggen. Deze database kan natuurlijk ook voor vele andere doeleinden gebruikt worden.

Een ecologische database zou alle organismegroepen moeten bevatten. Per taxon moeten gegevens over biologie (bijvoorbeeld dispersievermogen, reproductie) en autecologie (bij welke pH-range kan het taxon voorkomen of is het taxon tolerant voor brak water) hierin worden opgeslagen. Er moet een aanzet gegeven worden

voor de opzet van een dergelijke database. Deze kan dan in de loop van de tijd worden ingevuld voor alle taxa.

De database moet eenvoudig toegankelijk zijn. Er moet geselecteerd kunnen worden per taxon maar ook per variabele om zo eenvoudig binnen een bepaalde range van een variabele, bijvoorbeeld pH 6 tot 8, een lijst met taxa die daarbinnen voor kunnen komen, te verkrijgen. Het zou het beste zijn als de database gevuld kan worden met kwantitatieve informatie. Vaak zal dat echter niet mogelijk zijn en zal het beperkt zijn tot kwalitatieve gegevens. In die gevallen moeten de gegevens duidelijk gecodeerd worden, zodat de informatie eenduidig wordt opgeslagen.

Autecologische gegevens uit literatuur kunnen ook omgezet worden in kwantitatieve coderingen. Zo heeft Moog (red. 1995) een tien-punten-systeem ontwikkeld. Voor iedere taxon worden 10 punten verdeeld over de opties van een kenmerk. Bijvoorbeeld als een taxon vooral voorkomt op keien maar soms ook op grind, krijgt het taxon voor keien 7 en voor grind 3 punten. Op deze manier kunnen de gegevens gemakkelijker gebruikt worden in indexen en maatlatten. Bovendien is er meer detaillering mogelijk dan enkel "ja" of "nee".

7.3 Beschikbaarheid van gegevens op basis van literatuur

Er zijn reeds veel gegevens bekend over autecologie. Er zijn ook al een aantal onderzoeken waarin gegevens uit literatuur geordend zijn.

Voor de zoute wateren zijn ecologische profielen opgesteld voor hogere planten (zeegrassen) (De Jong & De Jonge, 1989), vissen (Bergman, 1989), bodemdieren (Steur & Seys, 1989) en lagere planten (Bijkerk, 1988). In deze profielen is informatie over de verspreiding en autecologie van een aantal soorten opgenomen alsmede de referentietoestand voor verschillende gebieden, de huidige verspreiding in die gebieden, de autecologie en de ingreep-effect relaties. Als geheel geeft dit voor de opgenomen taxa een goed beeld. De informatie is zeker bruikbaar voor het opstellen van referentietoestanden. Het nadeel is dat maar enkele taxa per groep onderzocht zijn. Voor het bepalen van de referentietoestand is gebruik gemaakt van (historische) literatuur. Afhankelijk van de beschikbaarheid van gegevens voor de betreffende groep verschilt de periode die als referentietoestand is gekozen.

Van der Hoek & Verdonschot (1994) hebben op basis van literatuurstudie autecologische kenmerken van meer dan 1000 macrofaunataxa verzameld in een database. Het betreft gegevens over vissen, macrofauna en macrofyten. Voor macrofauna en vissen zijn trofisch niveau, functionele voedingsgroepen, stromingsindicatie, habitatpreferentie, ecologische hoofdfactoren, biomassa en ecotooptype opgenomen. Voor macrofyten groeivorm, levenswijze, biomassa en ecotooptype. Doordat het ecotooptype eveneens is gekoppeld aan de taxa is deze informatie direct te gebruiken voor referentietoestanden van de watertypen, alhoewel de indeling in typen niet geheel overeenkomt. Met behulp van de onderliggende informatie is dit echter wel op elkaar af te stemmen.

Voor macrofauna is verder informatie opgenomen in Verdonschot (1990). Hierin zijn taxa met behulp van een typerend gewicht toegedeeld aan 40 watertypen (de zogenaamde cenotypen). Hieruit kunnen ook taxa toegedeeld worden aan referentietypen. Hiervoor is het wel nodig de juiste typen te selecteren, omdat van de

40 typen een groot deel beïnvloed is en niet de referentietoestand representeert. Verder zijn in dit werk nog een aantal autecologische kenmerken opgenomen gebaseerd op literatuuronderzoek voor 854 taxa. Ook deze gegevens zijn gecodeerd opgenomen in een database.

Verschillende andere onderzoeken zijn uitgevoerd naar autecologische kenmerken van macrofaunataxa (o.a. Beljaars, 1996; Van Haaren, 1996). Deze onderzoeken zijn echter meer beschrijvend van aard en noemen per taxon een groot aantal kenmerken. De gegevens zijn niet geautomatiseerd en er is geen eenduidige codering voor de kenmerken opgenomen. Om deze gegevens te kunnen gebruiken zullen deze eerst geautomatiseerd moeten worden. Het is van belang om bij het opnemen van kenmerken van taxa uit de literatuur de gebruikte literatuurbron te vermelden. Verschillende bronnen kunnen soms verschillende informatie geven en het is soms nodig om de literatuur opnieuw na te lezen om te bekijken in welke omstandigheden de kenmerken zijn waargenomen. Beide hierboven genoemde onderzoeken (Beljaars, 1996; Van Haaren, 1996) bevatten literatuurverwijzingen voor alle kenmerken per taxon.

Voor vissen en macrofyten zijn verschillende boeken aanwezig waarin ecologische kenmerken opgenomen zijn. Voor vissen is een overzicht van watertypen waarin de taxa voorkomen opgenomen evenals de habitateisen (De Nie, 1997). Deze informatie is kwalitatief. Onlangs is een uitgebreid onderzoek verschenen naar vissen in Limburgse beken. Dit is een boek waarin zeer veel informatie staat maar het beperkt zich tot één gebied en één watertype (Crombaghs et al. (red), 2000).

In het botanisch basisregister (Centraal Bureau voor de Statistiek, 1991) zijn ecologische kenmerken van waterplanten opgenomen. Deze informatie is digitaal beschikbaar en eenduidig gecodeerd en is daarom zeer goed bruikbaar voor het toedelen van plantentaxa aan watertypen. Verder is er natuurlijk de ecologische flora, waarin op beschrijvende wijze veel ecologische informatie is opgenomen (Weeda et al., 1985).

7.4 Beschikbaarheid van gegevens op basis van data-analyse

Autecologische informatie over taxa kan ook verkregen worden door relaties tussen taxa en milieuvariabelen uit grote databases af te leiden. Dit is gedaan voor de 'Eco-Atlassen van Waterorganismen' (Knoben & Peeters, 1997a t/m e). Hierin zijn op basis van recente gegevens (ca. 2500 wateren) van waterschappen taxa gerelateerd aan een groot aantal milieuvariabelen. Hiermee kan voor een taxon bekeken worden of deze in een bepaalde situatie voor kan komen aan de hand van het voorkomen bij de combinatie van ranges van variabelen. De eco-atlassen bevatten macrofauna, fytoplankton, macrofyten, epifytische diatomeeën en zooplankton. De atlassen kunnen zeer informatief zijn. Een nadeel is dat de onderliggende gegevens niet altijd even betrouwbaar zijn en dat niet aangegeven is welke variabelen voor een taxon nu werkelijk van belang zijn. Voor alle taxongroepen zijn dezelfde variabelen standaard opgenomen. Een ander probleem is dat de data vaak scheef verdeeld zijn. Bepaalde watertypen of omstandigheden komen veel meer voor dan andere. Zeldzame, bijzondere situaties zijn vaak ondervertegenwoordigd. Dit beïnvloedt de resultaten.

Het berekenen van relaties tussen taxa en milieuvariabelen zou opnieuw uitgevoerd moeten worden gebaseerd op recentere gegevens van waterbeheerders. De consistentie van de data blijft hierbij wel een probleem. De verschillen tussen de kwaliteit van de data zijn groot en er is nauwelijks sprake van standaardisatie.

Voor waterplanten wordt het werk van Bloemendaal & Roelofs (1988) nog steeds veel gebruikt. Ook in deze studie zijn relaties gelegd tussen het voorkomen van taxa en ranges van milieuvariabelen. Waterplanten zijn ingedeeld naar trofie, alkaliniteit, saliniteit, zuurgraad, carbonaatgehalte en watertype-preferentietoestand (chloride, sulfaat of bicarbonaat gedomineerd water). Deze gegevens zijn goed bruikbaar om taxa in te delen in referentietypen. Dit is bijvoorbeeld gebruikt bij het kiezen van indicator-taxa in de natuurdoeltypen voor sloten (Nijboer, 2000).

7.5 Vergelijkbaarheid met andere gebieden

Het gebruiken van autecologische gegevens van taxa uit literatuur moet altijd met enige voorzichtigheid betracht worden. Het gedrag van taxa kan verschillen tussen gebieden afhankelijk van de omstandigheden in het gebied. Niet alleen milieuvariabelen maar ook de aanwezigheid van andere taxa kunnen van invloed zijn op het gedrag en het functioneren van taxa. Gegevens die verzameld zijn voor gebruik in een bepaald gebied kunnen daarom niet zondermeer in een andere gebied toegepast worden. Dit wordt ook opgemerkt in Beljaars (1996). Daarom zal eerst getoetst moeten worden of taxa in andere gebieden vergelijkbare ecologische omstandigheden indiceren.

Een probleem is echter dat veel informatie omtrent taxa is verkregen in andere landen onder andere omstandigheden waardoor taxa een ander gedrag kunnen tonen. Autecologische of biologische kenmerken van taxa kunnen van gebied tot gebied verschillen. Daarom is het nodig om dergelijke gegevens in onze eigen situatie te toetsen. Dit kan door middel van onderzoek van veldgegevens en het voorkomen van taxa, zoals in de ecologische atlas is gedaan (Knoben & Peeters, 1997 a t/m e). De aanwezigheid van taxa kan op die manier gekoppeld worden aan allerlei milieuvariabelen. Het nadeel hiervan is echter dat taxa reageren op een combinatie van milieuvariabelen en dat de verspreiding met relatie tot een enkele variabele soms mede afhangt van andere variabelen. Het toetsen van autecologische informatie in het laboratorium kan een goede optie zijn om variabelen te toetsen terwijl andere variabelen constant zijn.

Het gebruik van bronnen uit het buitenland is daarom alleen aan te bevelen voor taxa waarvan geen informatie in Nederlandse literatuur aanwezig is. Buitenlandse bronnen kunnen zijn voor macrofauna en zooplankton in Oostenrijk: Moog (1995), voor macrofauna in Duitsland: Schmedtje & Colling (1996) en voor macrofauna in Frankrijk: Statzner et al. (1994).

7.6 Belangrijke ecologische kenmerken

Welke kenmerken van belang zijn is afhankelijk van de kenmerken waarop de typologie is gebouwd. De onderscheidende kenmerken van de typologie zullen ook

de kenmerken moeten zijn die van de taxa bekend moeten zijn. Bijvoorbeeld: als vennen opgedeeld zijn in zwak zure, zure en neutrale vennen dan moet de zuurgraad waarbij de organismen voorkomen bekend zijn om de taxa te kunnen toedelen aan de referentietoestanden van de watertypen. Deze kenmerken zullen in de database moeten worden opgenomen.

7.7 Biogeografie

Voor het gebruik van ecologische en biologische informatie van taxa en het koppelen van taxa aan de referentietoestanden van de watertypen is het nodig te weten welke taxa in Nederland voor kunnen komen of hier vroeger voorkwamen. Van de taxa die hier momenteel worden aangetroffen is dat natuurlijk goed bekend. Maar taxa die vroeger reeds in Nederland uitgestorven zijn zouden op een nationale taxalijst kunnen ontbreken. Het bestuderen van het voorkomen van taxa in de ons omringende landen moet een beeld geven van de taxa die bij ons momenteel ontbreken. Het opvragen van taxalijsten uit Duitsland en België is hiervoor zeer nuttig. Taxa die daar voorkomen zouden in principe ook in ons land moeten kunnen voorkomen tenzij het habitat waarin ze leven hier niet aanwezig is. Het kan echter ook zijn dat een taxon net op de rand van het verspreidingsareaal bevindt en daardoor in de ons omringende landen nog net wel voorkomt in lage aantallen maar in Nederland niet.

Biogeografie is ook van belang voor het toetsen van resultaten verkregen voor referentiewateren in het buitenland. Taxa die daar gevonden zijn moeten wel in Nederland voor kunnen komen, om in de referentiebeschrijvingen opgenomen te worden.

7.8 Bruikbaarheid voor referentietoestand en maximaal ecologisch potentieel

Het toedelen van taxa aan referentietoestanden of het maximaal ecologisch potentieel is een goede methode om beide typen beschrijvingen aan te vullen als uit andere methodieken onvoldoende informatie verkregen kan worden. Een belangrijk verschil is dat het maximaal ecologisch potentieel een toestand is die voorkomt onder omstandigheden waarbij sprake is van een onomkeerbare verstoringsfactor. De taxonomische samenstelling van het maximaal ecologisch potentieel is hier sterk van afhankelijk. Dit betekent dat voor het invullen van deze samenstelling kennis nodig is omtrent de relatie tussen taxa of andere taxonomische eenheden en de beïnvloedingsfactor die in het betreffende waterlichaam een rol speelt. Taxa die door de beïnvloedingsfactor niet voor kunnen komen zullen ontbreken in het maximaal ecologisch potentieel. De taxa die tolerant zijn voor de beïnvloedingsfactor komen wel voor als het habitat en de milieuomstandigheden in het waterlichaam verder voldoen aan de eisen van deze taxa.

7.9 Acties

Om ecologische informatie goed toegankelijk en bruikbaar te kunnen maken voor het invullen van referentietoestanden moeten de volgende dingen gebeuren:

1. Het opzetten van een ecologische database met daarin alle belangrijke kenmerken en een eenduidig scoresysteem, bij voorkeur een tien puntensysteem;
2. Het invullen van de ecologische database met kenmerken en scores voor de taxa;
3. Het bouwen van een module waarmee taxa uit de database geselecteerd kunnen worden op basis van combinaties van kenmerken.

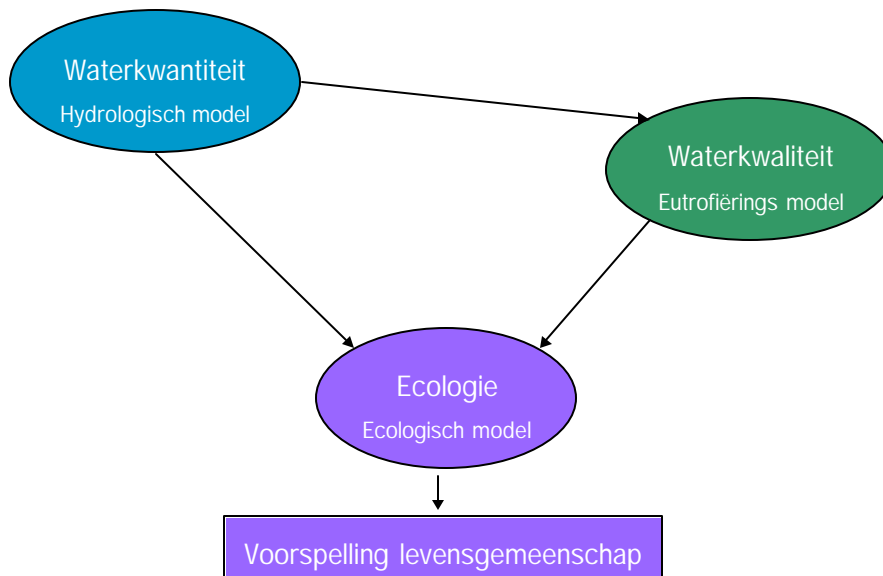
Het opbouwen en invullen van een ecologische database brengt veel kosten met zich mee. Een dergelijke database kan echter voor meer doeleinden gebruikt worden. Voor het ontwikkelen van metrics die functionele processen in wateren indiceren is een ecologische database onontbeerlijk.

8 Modellen

Modellen kunnen gebruikt worden om referentietoestanden te voorspellen. Voor het voorspellen van een referentietoestand of maximaal ecologisch potentieel zijn twee soorten modellen van belang:

1. Modellen waarmee abiotische omstandigheden voorspeld kunnen worden, bijvoorbeeld hydrologische modellen of waterkwaliteitsmodellen;
2. Modellen waarmee de taxasamenstelling (soorten of levensgemeenschappen) aan de hand van milieu-omstandigheden voorspeld kan worden, bijvoorbeeld habitatgeschiktheidsindexen of de RISTORI modellen.

Als zowel de milieu-omstandigheden als de taxonomische samenstelling van de referentietoestand niet bekend zijn, kan gebruik gemaakt worden van een modellenketen (figuur 8.1). Hiermee kan eerst het milieu voorspeld worden. Het voorspelde milieu wordt vervolgens gebruikt als input voor ecologische modellen. Echter hoe meer informatie met behulp van modellen verkregen moet worden, hoe lager de betrouwbaarheid van de referentiebeschrijving zal worden. De bruikbaarheid van modellenketens moet eerst grondig getest worden in pilotgebieden.



Figuur 8.1 Schematische weergave van een modellenketen-concept (uit Higler et al., 2003)

8.1 Abiotische modellen

Er zijn veel abiotische modellen beschikbaar. Het betreft voornamelijk hydrologische modellen en modellen om nutriëntengehalten te bepalen. De betrouwbaarheid van de meeste modellen kan nog sterk verbeterd worden. Vooral voor het voorspellen van referentietoestanden moeten de resultaten verkregen met modellen gevalideerd worden, omdat referentietoestanden vaak niet zijn gebruikt voor het bouwen van de

modellen. Omdat de bruikbaarheid van abiotische modellen laag is, zal in dit rapport hier niet verder op ingegaan worden. Overzichten van modellen zijn reeds beschikbaar, bijvoorbeeld voor stromende wateren in Verdonshot (2002) of voor laagwaterproblematiek in Higler et al. (2003).

8.2 Biotische modellen

8.2.1 Habitatgeschiktheidsmodellen

De habitatevaluatieprocedure heeft als doelstelling het bepalen van de omvang en kwaliteit van een oppervlaktewater als geschikt paai-, opgroei-, en leefgebied voor vissen (o.a. Raat, 1994). Voor een aantal taxa zijn habitatgeschiktheidsmodellen ontwikkeld. Het doel van deze modellen is het bepalen van de geschiktheid van een bepaald habitat voor het voorkomen van een bepaald taxon. Hiertoe wordt een milieu-inventarisatie uitgevoerd, waarbij abiotische factoren zoals begroeiing, stroming, waterkwaliteit en substraat kwantitatief in beeld worden gebracht. De resultaten van de metingen voor de verschillende milieuv variabelen worden ingevoerd en met behulp van een habitatgeschiktheidsindex wordt vervolgens berekend of het habitat geschikt is voor een taxon, uitgedrukt in een getal tussen 0 (ongeschikt) tot 1 (optimaal geschikt). Het resultaat wordt uitgesplitst naar verschillende levensstadia: ei/larve, juveniel en adult. De indexen zijn opgesteld op basis van uitgebreide literatuurstudies naar de ecologische vereisten die een groot aantal vistaxa stelt aan de omgeving (Klinge, 2001). Dergelijke modellen zouden goed kunnen worden gebruikt voor het invullen van de biotische parameters voor referentietoestanden. Hiervoor moeten wel de abiotische omstandigheden van de referentietoestand bekend en kwantitatief gemeten zijn. Vervolgens kan berekend worden welke taxa in deze referentietoestand voor zouden kunnen komen. Het nadeel van de habitatgeschiktheidsindexen is dat ze slechts voor een aantal vistaxa (o.a. het biermpje, Aarts, 1993) en de gewone rivierkreeft (Schouten, 1992) ontwikkeld zijn. Het is erg kostbaar om dergelijke modellen te ontwikkelen voor een groot aantal taxa. Daarom is het wellicht een optie om dit alleen te doen voor indicatortaxa (taxa die zeer kenmerkend zijn voor de referentietoestand) of bedreigde taxa (bijvoorbeeld de doeltaxa uit het handboek Natuurdoeltypen; Bal et al., 2001).

8.2.2 Ingreep-effect modellen

De meeste ecologische modellen zijn gericht op het voorspellen van biota bij verschillend beheer of ingrepen. Een voorbeeld is PC-Ditch waarmee het effect van nutriëntenbelasting op de bedekking met kroos voorspeld kan worden (Janse & Puijenbroek, 1997) Onlangs zijn ingreep-effectmodellen gebouwd in het kader van het RISTORI project. De doelstelling van dit project was het ontwikkelen van modellen waarmee de effecten van ingrepen op soorten of levensgemeenschappen in oppervlaktewateren voorspeld kunnen worden. De modellen voorspellen de macrofaunasamenstelling. Het betreft een soortenmodel (Ertsen & Wortelboer, 2002) waarin het voorkomen van soorten bij bepaalde milieu-omstandigheden

voorspeld kan worden en een gemeenschapsmodel (Verdonschot et al., 2003) waarmee het voorkomen van een macrofaunagemeenschap aan de hand van milieuvariabelen voorspeld kan worden. Deze modellen kunnen gebruikt worden om aan de hand van een set van milieuvariabelen het voorkomen van soorten of levensgemeenschappen in de referentietoestand te voorspellen. Echter de modellen zijn gebaseerd op recente gegevens van waterschappen waarin slechts enkele natuurlijke wateren voorkomen, waardoor echte referentietoestanden niet voorspeld kunnen worden, hooguit een maximaal ecologisch potentieel.

8.2.3 Overige biotische modellen

Er zijn binnen Nederland een aantal andere biotische of ecologische modellen beschikbaar. De bruikbaarheid voor het opstellen van de referentietoestand of maximaal ecologisch potentieel van dergelijke modellen moet eerst getest worden. De meeste ecologische modellen zijn ontwikkeld binnen de ecohydrologie. Een aantal van deze modellen is toepasbaar in aquatische systemen. Zie voor een overzicht Van der Veen & Garritsen (1994).

8.3 Voorspellen van structuurkenmerken aan de hand van proceskennis

In een referentietoestand is het van belang dat ecosysteemprocessen zich natuurlijk kunnen gedragen en ontwikkelen (Van Leerdam et al., 1993). Harper et al. (1995) heeft daarover gezegd dat het begrijpen van de ecologische functies van een systeem veel complexer en duurder is dan het beschrijven van de ecologische structuur. Beoordeling vindt echter meestal plaats op basis van de ecologische structuur. Het is van belang dat bij de selectie van parameters voor beoordeling die structuurkenmerken gekozen worden die indicatief zijn voor het aanwezig zijn van natuurlijke processen. De structuurvariabelen moeten de functies van het systeem representeren. Functioneel onderzoek is, omdat het duur is, vaak mogelijk in slechts enkele watersystemen. De kennis die uit dergelijk onderzoek voortkomt kan vaak worden geëxtrapoleerd naar structurele parameters die vervolgens gebruikt worden voor beoordeling (Schneiders et al., 1996). Het bouwen van modellen, waarin functionele processen in relatie tot structuurfactoren zijn opgenomen, gebeurt nog niet veel en zal daarom met behulp van de momenteel beschikbare kennis voor de Nederlandse wateren nog niet veel informatie opleveren.

8.4 Bruikbaarheid voor referentietoestand en maximaal ecologisch potentieel

De betrouwbaarheid van modellen en het gebruik ervan voor het bepalen van de referentietoestand of het maximaal ecologisch potentieel valt of staat met de gegevens waarop het model gebouwd is. Om betrouwbaar referentietoestanden te kunnen voorspellen moeten er aan een model ook gegevens van referentiewateren

ten grondslag moeten liggen. Vaak is dit niet het geval. Modellen zijn waarschijnlijk beter bruikbaar voor het maximaal ecologisch potentieel dan voor de echte referentietoestand, omdat meer gegevens beschikbaar zijn voor wateren met een maximaal ecologisch potentieel dan voor referentiewateren. Omdat de bruikbaarheid van modellen voor het beschrijven van referentietoestanden of het maximaal ecologisch potentieel klein is, wordt aanbevolen modellen alleen toe te passen als alle andere methoden niet voldoende informatie opleveren.

8.5 Acties

De bruikbaarheid van modellen voor het opstellen van een referentietoestand of maximaal ecologisch potentieel is laag. Daarom zal deze methode alleen gebruikt worden als alle andere tot onvoldoende resultaat leiden. Indien modellen toch gebruikt gaan worden moeten de volgende stappen ondernomen worden:

1. Testen van bruikbaarheid van modellen voor het opstellen van referentietoestanden of het maximaal ecologisch potentieel (zijn gegevens van referentiewateren gebruikt voor de bouw van het model?);
2. Per watertype bepalen welk model het meest geschikt is, afhankelijk van de verstoringfactor die in het watertype een rol speelt en de organismegroep die voorspeld moet worden;
3. Toepassen van het model;
4. Validatie van de resultaten met resultaten verkregen met behulp van andere methoden.

9 Het invullen van de referentietypen

9.1 Wat is de prioriteit van de te volgen methoden?

Zoals uit dit rapport gebleken is zijn er verschillende mogelijkheden voor het invullen van referentietoestanden, allen met hun eigen voor- en nadelen (tabel 9.1). De keuze van de methode hangt ten eerste samen met de beschikbaarheid van gegevens en ten tweede met de investering die gepleegd kan worden. Per watertype zal de keuze van methoden verschillen doordat verschillende bronnen beschikbaar zijn. Wel kan het invullen van referentietoestanden of het maximaal ecologisch potentieel en de keuze van methoden per watertype gestructureerd plaatsvinden door het volgen van een beslisschema. De gekozen mogelijkheden zullen verschillen tussen het opstellen van de referentietoestand en het maximaal ecologisch potentieel, omdat de bruikbaarheid van de mogelijkheden voor beide opties verschilt en de beschikbaarheid van gegevens verschilt.

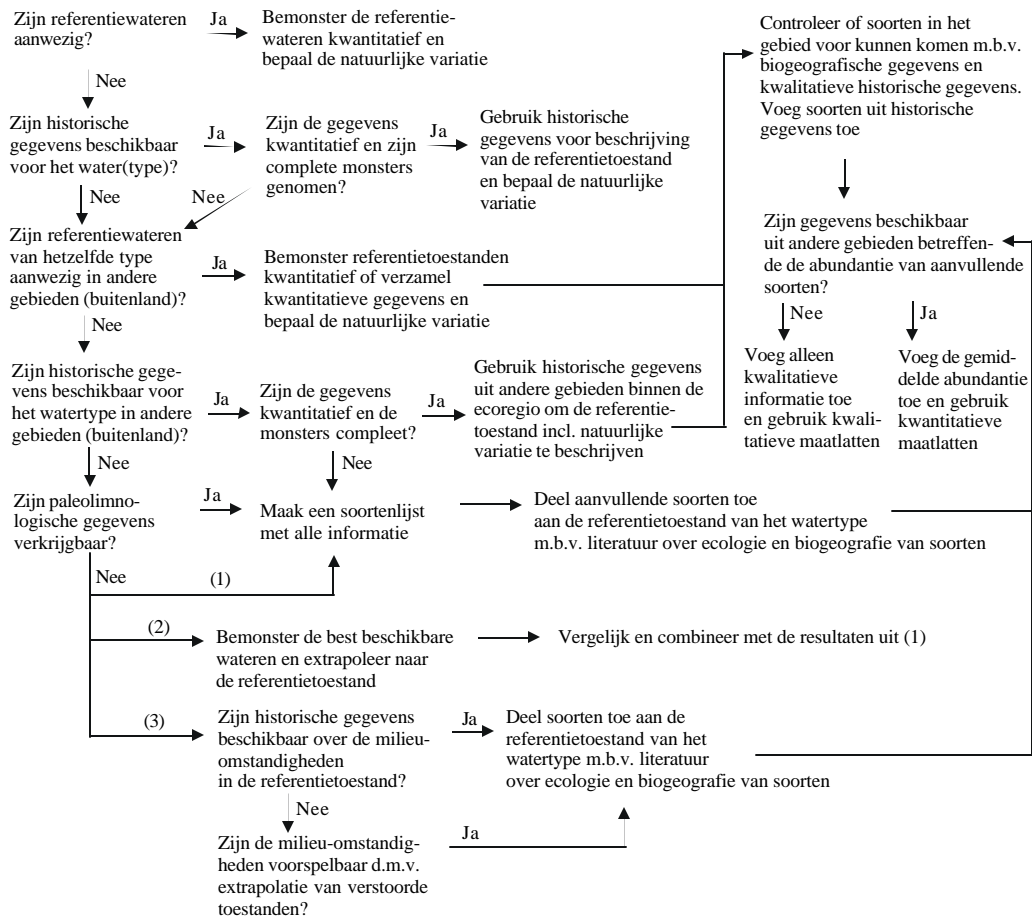
Tabel 9.1 Voor- en nadelen van verschillende methoden voor het beschrijven van de referentietoestand of het maximaal ecologisch potentieel

Methode	Voordelen	Nadelen
referentiewateren	meest representatieve methode, geeft werkelijkheid het beste weer, inclusief natuurlijke variatie	geen
best beschikbare wateren	kwantitatief, standaard bemonstering mogelijk	veranderd ten opzichte van referentietoestand
historische gegevens	kan informatie opleveren over soorten en abiotische omstandigheden die nu niet meer of in mindere mate voorkomen, data voor een waterlichaam of watertype kunnen worden verkregen	betrouwbaarheid is soms laag, weinig informatie beschikbaar, abiotiek vaak onnauwkeurig, data zijn meestal kwalitatief, paleo reconstructie is duur en voor slechts enkele watertypen mogelijk
buitenlandse gegevens	data zijn kwantitatief, bij bemonstering kan standaard methode gevolgd worden	taxonomische samenstelling kan anders zijn door biogeografische verspreiding van soorten, bij verzamelen van gegevens kan de methode niet vergelijkbaar zijn
ecologische en biogeografische gegevens	er is veel informatie beschikbaar, goede methode om gaten aan te vullen, toekomstige situaties kunnen meegenomen worden	vereist intensieve literatuurstudie en is daardoor duur, kenmerken van taxa kunnen verschillen tussen geografische gebieden en watertypen
modellen	zijn vaak specifiek voor een waterlichaam of watertype of verstoringsfactor, allerlei veranderingen zoals klimaatsveranderingen kunnen erin opgenomen worden	vereist een goede onderbouwing met data, kennis van soort-factor relaties en dose-respons relaties, ze moeten gecalibreerd en gevalideerd worden

Figuur 9.1 geeft een beslisschema voor de keuze van de methode voor het invullen van de referentietoestand of het maximaal ecologisch potentieel. Van boven naar beneden neemt de geschiktheid van de methode af. Het beste is natuurlijk het bemonsteren van referentiewateren. Als deze niet beschikbaar zijn kan historische informatie of kunnen gegevens uit een andere geografische regio gebruikt worden. Het gebruiken van kwantitatieve gegevens is altijd beter dan kwalitatieve.

Voor kustwateren (Hartholt & Lorenz, 2003) is de keuze voor een combinatie van methodieken nader uitgewerkt aan de hand van het beslisschema. Dit onderzoek is een goed voorbeeld voor de nadere uitwerking die voor alle watertypen plaats zal moeten vinden.

9.2 Het combineren van methoden



Figuur 9.1 Schema voor het kiezen van de meest geschikte (combinatie van) methode voor het beschrijven van de referentietoestand (naar Nijboer et al., in prep)

Vaak zal het niet mogelijk zijn met een enkele methode de referentietoestand precies in te vullen. Een combinatie van methoden wordt dan aanbevolen. Kwantitatieve gegevens uit het buitenland kunnen prima gecontroleerd worden met behulp van

taxalijsten afkomstig van historische gegevens en worden aangevuld met taxa uit historische gegevens. Van Leerdam et al. (1993) geven aan dat historische informatie en informatie uit het buitenland beide voor- en nadelen hebben en dat het daarom beter is om beide informatiebronnen te combineren voor het opstellen van de referentietoestand. De nadelen van de ene methode kunnen dan gecompenseerd worden door de andere.

Een goed voorbeeld van een project waarin de referentietoestand is beschreven met behulp van een combinatie van verschillende methoden is “Referentievistand voor regionale wateren: beken” (De Nie & Vriese, 2001). In dit project is de visstand niet alleen kwalitatief maar ook kwantitatief (kans op voorkomen gebaseerd op aantallen in vangsten) ingevuld voor referentietoestanden voor beken. Voor de referentiebeschrijving zijn huidige gegevens, historische gegevens, gegevens uit het buitenland en gegevens verkregen met habitatgeschiktheidsmodellen gebruikt. Deze combinatie van gegevens leidt vaak tot een meer betrouwbare referentiebeschrijving dan wanneer het onderzoek beperkt is tot één methode.

Het toetsen van een referentietoestand opgesteld op basis van gegevens uit het buitenland aan historische gegevens kan veel informatie opleveren. Als de buitenlandse taxa ook in de historische gegevens aanwezig zijn, bevestigt dat dat de betreffende taxa ook werkelijk in het water(type) kunnen voorkomen. Anderzijds kan hiermee getoetst worden of het referentiewater in het buitenland ook daadwerkelijk geschikt is als referentie. Klink & Bij de Vaate (1994) bijvoorbeeld hebben macrofaunagegevens van de Lotharingse Maas, die dienden als referentietoestand voor de Grensmaas, getoetst met historische gegevens van de Grensmaas. Hieruit is gebleken dat veel van de taxa die in de Lotharingse Maas voorkwamen en niet in de Grensmaas, wel in de historische gegevens van de Grensmaas vermeld waren. Er waren echter ook taxa die in de historische gegevens voorkwamen maar ook in de Lotharingse Maas niet gevonden waren. Dit kan een aantal dingen betekenen (naar Klink & Bij de Vaate, 1994):

- Abiotische factoren in het referentiewater zijn anders waardoor het taxon niet voor kan komen;
- Het zijn kritische organismen en het referentiewater is toch niet geheel onbelast;
- De taxa zijn wel aanwezig maar niet gevangen met de bemonstering (dit kan gebeuren doordat met een monster nooit alle taxa gevangen worden, doordat bepaalde habitats gemist worden of dat niet in meer seizoenen bemonsterd wordt zodat sommige taxa gemist worden).

9.3 Pragmatische invulling

Voor het wetenschappelijk verantwoord opstellen van referentietoestand en maximaal ecologisch potentieel is het het beste om het schema (figuur 9.1) nauwkeurig te volgen en een combinatie van methoden te gebruiken om zoveel mogelijk kwantitatieve informatie te verkrijgen. Echter, dit zal binnen het budget en de beschikbare tijd niet mogelijk zijn. Daarom is het gewenst om in eerste instantie voor ieder watertype een referentietoestand of maximaal ecologisch potentieel op te stellen met behulp van snel en eenvoudig te verkrijgen gegevens. Hierbij kan uitgegaan worden van de beschrijvingen van de watertypen in de

achtergronddocumenten bij het Handboek Natuurdoeltypen. Deze watertypen moeten daarvoor eerst gekoppeld worden aan de typologie zoals die is opgesteld voor de implementatie van de Kaderrichtlijn Water (Elbersen et al., 2003). In deze achtergronddocumenten is voor een groot aantal watertypen reeds allerlei informatie bijeengebracht met behulp van recente gegevens en historische gegevens. Deze beschrijvingen zijn echter kwalitatief en nog onvolledig. Het betreft lijsten van kenmerkende taxa. Algemener taxa ontbreken, terwijl deze vaak dominant aanwezig zijn. Aangezien de maatlatten gebouwd zullen worden op kenmerken van dominante, indicatieve en zeldzame taxa zullen deze per type aangevuld moeten worden als ze ontbreken. Het niveau waarop dat moet gebeuren is sterk afhankelijk van de gekozen methodieken bij de maatlatontwikkeling. Het aanvullen van dominante (algemene) taxa (deze ontbreken in de meeste gevallen) kan eenvoudig gebeuren door wateren behorende tot hetzelfde type uit bijvoorbeeld de “Limnoda Neerlandica” te extraheren en daarvan een gemiddelde abundantie te berekenen. Hierbij moeten wel de best beschikbare wateren geselecteerd worden (KRW ecologische kwaliteitsklasse 4 of 5 en KRW klasse 3 of 4 voor het maximaal ecologisch potentieel) met behulp van een lijst met criteria en validatie met behulp van de STOWA beoordeling (voor referentietoestand is STOWA beoordelingsklasse 5 nodig voor het MEP klasse 4 of 5). Ook voor de indicatieve taxa is deze actie nodig omdat ook hiervoor abundanties nog ontbreken. Voor zeldzame taxa zal dit moeilijker zijn, omdat deze taxa vaak gebonden zijn aan natuurlijke situaties en de kans groot is dat ze daarom in de best beschikbare wateren ontbreken of dat de abundantie gereduceerd is. Daarom zou voor het aanvullen van zeldzame taxa en de kwantificering daarvan historische en buitenlandse informatie gebruikt moeten worden als deze taxa niet in voldoende mate in de “Limnoda Neerlandica” voorkomen. Hiervoor is het aan te bevelen gebruik te maken van onderzoeken waarin buitenlandse gegevens of historische gegevens reeds geanalyseerd zijn zoals voor beken het geval is (Nijboer et al., 2003b).

9.4 Acties

9.4.1 Gedegen invulling

De gekozen methode zal volgens een algemeen stramien moeten worden bepaald maar kan wel verschillen per watertype of per kwaliteitselement omdat soms bepaalde gegevens niet aanwezig zijn. Daarom is het volgende nodig:

1. Per watertype en organismegroep bepalen welke gegevens reeds beschikbaar zijn (referentiewateren, best beschikbare wateren, historisch, buitenlands, autecologisch of modellen);
2. Per watertype bepalen welke methode gebruikt gaat worden;
3. Voor ieder watertype een monitoringsnet van referentiewateren of best beschikbare wateren opzetten van minstens 5 wateren per type. Deze per kwaliteitselement (fysisch chemische variabelen, hydromorfologische variabelen, macrofauna, macrofyten, fytoplankton/benthos, en vissen) bemonsteren door dezelfde instantie en laten determineren tot op soortniveau voor zover mogelijk;
4. Verwerken van gegevens en invullen van referentietoestanden.

Uiteindelijk hangt de manier en detaillering waarop de referentietoestanden ingevuld worden sterk af van de gekozen beoordelingsmethode. Andersom, zijn referentietoestanden nodig bij de ontwikkeling van maatlatten. Beide zullen dus in nauwe samenhang en tegelijkertijd ontwikkeld moeten worden.

9.4.2 Pragmatische grove invulling

Om de referentietoestanden of het maximaal ecologisch potentieel snel in te vullen zijn de volgende stappen nodig (let wel: deze snelle methode levert minder onderbouwde referentietoestanden op en wordt daarom niet aanbevolen):

1. Watertypen uit het Aquatisch Supplement bij het Handboek Natuurdoeltypen vertalen naar de KRW-typologie;
2. Soorten uit deze watertypen toetsen en aanvullen met ontbrekende dominante en zeldzame soorten met behulp van nationale of internationale databases;
3. Gegevens betreffende soorten en/of milieuvariabelen kwantificeren met behulp van best beschikbare wateren of gegevens uit het buitenland.

Het invullen van de referentietoestanden moet parallel aan het ontwikkelen van de maatlatten gebeuren, omdat de maatlatten uiteindelijk bepalen in welke vorm de referentietoestanden beschreven moeten worden. Dit kan verschillen per watertype.

Literatuur

Aarts, T.W.P.M., 1993. Habitat geschiktheid index model. Het BERPje, Noemacheilus barbatulus (L.). Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein.

AQEM Consortium, 2002. Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0, February 2002. 202 pp. Website: <http://www.aqem.de>.

AquaSense, 1994. Ecosysteembeschrijving Rammekenskreek. Biotische en abiotische toestand, referentie- en streefbeeld en herstelmaatregelen. Rapport 94.0372, AquaSense, Amsterdam.

Bal, D., H.M. Beijer, M. Fellingner, R. Haveman, A.J.F.M. van Opstal & F.J. van Zadelhoff, 2001. Handboek Natuurdoeltypen. Tweede, geheel herziene editie. Rapport Expertisecentrum LNV nr. 2001/020, ISBN 90-75789-09-2, Wageningen.

Barbour M. T., J. L. Plafkin, B. P. Bradley, C. G. Graves & R. W. Wisseman, 1992. Evaluation of EPA's rapid bioassessment benthic metrics: metric redundancy and variability among reference stream sites. Environ. Toxicol. Chem. 11: 437-449.

Beljaars, 1996. Macrofauna-ecotoek. Verzameling van ecologische macrofauna-gegevens gebaseerd op diverse literatuurbronnen (inclusief literatuurlijst). Rapport Gemeenschappelijke Technologische Dienst Oost-Brabant, Boxtel.

Bergman, M.J.N., 1989. Beschrijving van de populaties van haring, schol, kabeljauw, grondel, steur, rog en zeekeeft in de Noordzee en Nederlandse estuaria in de periode 1900-1985. (Ecologisch profiel vissen; referentietoestand, huidige toestand, ecologie, ingreep-effectkennis). Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Dienst Getijdewateren.

Bloemendaal, F.H.J.L. & J.G.M. Roelofs (red.), 1988. Waterplanten en waterkwaliteit. Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging.

Buskens, R.F.M., 2001. Referentietoestand en natuurwaardering voor regionale watertypen. Een uitwerking voor macrofauna in laagveensloten en beken. Eindrapport 39044/R0241/Rbu/DenB, Royal Haskoning, Den Bosch.

Bijkerk, R., 1988. Ecologie van de flagellaat Phaeocystis (Haptophyceae) en zijn aanwezigheid in de zuidelijke Noordzee. Literatuuronderzoek. (Ecologisch profiel lagere planten; referentietoestand, huidige toestand, ecologie, ingreep-effectkennis). Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Dienst Getijdewateren.

Centraal Bureau voor de Statistiek, 1992. Botanisch basisregister 1991. CBS 103/1991, ISBN 9067864137, Voorburg.

Crombaghs, B.H.J.M., R.W. Akkermans, R.E.M.B. Gubbels & G. Hoogerwerf (red), 2000. Vissen in Limburgse beken. De verspreiding en ecologie van vissen in stromende wateren in Limburg. Stichting Natuurpublicaties Limburg, Maastricht.

Cuppen, H.P.J.J., 1993. De macrofauna in kwel sloten op de overgangszone zand-klei in de provincie Noord-Brabant. Rapport Landschapsecologisch en hydrobiologisch adviesbureau Cuppen.

Cuppen, H.P.J.J., 1998. De natuurwaarde van de sloten in het ecologisch aandachtsgebied Zuidplaspolder in de provincie Zuid-Holland. Rapport Landschapsecologisch en hydrobiologisch adviesbureau Cuppen.

De Jong, D.J. & V.N. de Jonge, 1989. Zeegrass, *Zostera marina* L., *Zostera noltii* Horn. (Ecologisch profiel hogere planten; referentietoestand, huidige toestand, ecologie, ingreep-effectkennis). Nota GWAO-89.1003. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Dienst Getijdewateren.

De Nie, H.W., 1997. Atlas van de Nederlandse Zoetwatervissen. 2^e herziene druk. Media Publishing Int BV, Doetinchem.

De Nie, H.W. & F.T. Vriese, 2001. Referentievissstand voor regionale wateren: beken. Onderzoeksrapport OND00121, Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein.

Duursema, G. & R. Torenbeek, 1997. Beken in Drenthe; een onderzoek naar ecologie en natuur op basis van macro-invertebraten.

Elbersen, J.W.H., 2003. De implementatie van een maatlat in het programma EKOV. Ontwikkeling van een rekenmethodiek voor bepaling van de afstand tot een ecologische referentietoestand voor de stromende wateren van Veluwe en Vallei. Rapport nr. 670. Alterra, Wageningen.

Elbersen, J.W.H., P.F.M. Verdonschot, B. Roels & J.G. Hartholt, 2003. Definitiestudie KaderRichtlijn Water (KRW); I. Typologie Nederlandse Oppervlaktewateren. Rapport nr. 669, Alterra, Wageningen.

Ertsen, A.C.D. & F.G. Wortelboer, 2002. Ristori 2001; Responsmodellen voor aquatische systemen. Royal Haskoning referentietoestand 38931/R0325/DE/DenB. In opdracht van Ristori (RIZA, STOWA & RIVM). Royal Haskoning, Den Bosch.

Europese Commissie, 2000. Europese Kaderrichtlijn Water. Richtlijn 2000/60/EG van het Europees Parlement en de Raad, 23 oktober 2000.

Harper, D., C. Smith, P. Barham & R. Howell, 1995. The ecological basis for the management of the natural river environment. In: D.M. Harper & A.J.D. Ferguson (red), Wiley, Chichester: 219-238.

Hartholt, J.G. & C.M. Lorenz, 2003 (in prep). KRW maatlatten voor kust- en overgangswateren; Een verkenning. Rijksinstituut voor Kust en Zee.

Higler, L.W.G., J.W.H. Elbersen & P.F.M. Verdonschot, 2003. Definitiestudie ecologische effecten van laagwater. Een verkenning van de effecten van laagwater op de levensgemeenschappen van regionale wateren. Alterra rapport nr. 733, Alterra, Wageningen.

Janse, J.H. & P.J.T.M. Puijenbroek, 1997. PCDitch, een model voor eutrofiëring en vegetatie-ontwikkeling in sloten. RIVM rapport nr. 703715 004, RIZA werkdocument nr. 97.151X, RIVM, Bilthoven, RIZA, Lelystad.

Klinge, M., 2001. Handboek visstandbemonstering en -beoordeling. Witteveen+Bos, Deventer.

Klink, A., 1984. Studie over de toepasbaarheid van palaelimnologisch onderzoek in riviersedimenten; een middel om biologische beoordeling van rivieren te onderbouwen? Rapporten en Mededelingen 7, Hydrologisch Adviesburo Klink, Wageningen.

Klink, A., 1993. Een Europese laaglandrivier als referentietoestand voor het ecologisch herstel van de Rijn. Rapporten en Mededelingen 44, Hydrologisch Adviesburo Klink bv, Wageningen.

Klink, A., 1994. Makro-evertebraten in de grote Nederlandse rivieren: hun diversiteit in het Zuidhollandse rivierengebied in de huidige situatie, de referentietoestand en de te verwachten ontwikkeling bij de spuivarianten HV 4 en HV 0 van de Haringvlietsluizen. Rapporten en Mededelingen 51, Hydrologisch Adviesburo Klink bv, Wageningen.

Klink, A. & A. Bij de Vaate, 1994. La Moyenne Meuse (Lotharingse Maas) als ecologische referentietoestand voor de Grensmaas? Rapporten en Mededelingen 48, Hydrologisch Adviesburo Klink bv, Wageningen.

Knoben, R.A.E. & Peeters, 1997a. Eco-atlas van waterorganismen. Deel I: methodiek en gebruik, watertypenbeschrijving en register, Rapport nr. 97 37, STOWA, Utrecht.

Knoben, R.A.E. & Peeters, 1997b. Eco-atlas van waterorganismen. Deel II: fytoplankton en macrofyten. Rapport nr. 97 38, STOWA, Utrecht.

Knoben, R.A.E. & Peeters, 1997c. Eco-atlas van waterorganismen. Deel III: Epifytische diatomeeën. Rapport nr. 97 39, STOWA, Utrecht.

- Knoben, R.A.E. & Peeters, 1997d. Eco-atlas van waterorganismen. Deel IV: Zooplankton en macrofauna (exclusief insecten). Rapport nr. 97 40, STOWA, Utrecht.
- Knoben, R.A.E. & Peeters, 1997e. Eco-atlas van waterorganismen. Deel V: Macrofauna: insecten. Rapport nr. 97 41, STOWA, Utrecht.
- Lambeek, J.J.P. & G.J. Klaassen, 1994. Haalbaarheidsstudie referentie-onderzoek Grensmaas. Waterloopkundig Laboratorium, Delft.
- Laseroms, R., 1996. Ecologisch beekherstel. LBL-Mededeling 208, Dienst Landinrichting en Beheer Landbouwgronden, Utrecht.
- Moller Pillot, H.K.M., 2003 (in prep.). Hoe waterdieren zich handhaven in een dynamische wereld. Stichting het Brabants Landschap, Haaren.
- Moog, O. (red.), 1995. Fauna Aquatica Austriaca. Katalog zur autökologischen einstufigen aquatischer organismen Österreichs. Lieferung Mai/95. Wasserwirtschaftskataster, bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- Nat, E., J. Simons, M.A.A. de la Haye & H. Coops, 1996. Watersysteemverkenningen 1996. Historische en actueel verspreidingsbeeld van kranzwieren in Nederland in samenhang met waterkwaliteitsfactoren. RIZA Werkdocument 94.148X, RIZA, Lelystad.
- Nijboer, R.C. & P.F.M. Verdonschot, 1997. Habitatsystemen als graadmeter voor natuur in de zoete rijkswateren. Achtergronddocument Natuurverkenning Deelproject 2b. IKC-Natuurbeheer, Wageningen.
- Nijboer, R.C., 2000. Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren deel 6, sloten. Rapport AS-06, EC-LNV, Wageningen.
- Nijboer, R.C., P.F.M. Verdonschot & M.W. van den Hoorn, 2003a. Macrofauna en vegetatie van de Nederlandse sloten: Een aanzet tot beoordeling van de ecologische toestand. Rapport nr. 688, Alterra, Wageningen.
- Nijboer, R.C., M.W. van den Hoorn & P.F.M. Verdonschot, 2003b. Verkenning van de waarde van historische gegevens voor het invullen van referentietoestanden voor beken en sloten. Rapport nr. 755, Alterra, Wageningen.
- Nijboer, R.C., R.K. Johnson, P.F.M. Verdonschot, M. Sommerhauser & A. Buffagni, in prep. Establishing reference conditions for European streams. Hydrobiologia.
- Paalvast, P., 1993. "La Moyenne Meuse" als referentietoestand voor de Grensmaas? Een inventarisatie. Reports of the project: "Ecological Rehabilitation of the River meuse", nr. 16a, Ecoconsult, Vlaardingen, RIZA, Lelystad, V&W Directie Limburg, Maastricht.

Provincie Zuid-Holland 1990. Ecologische beoordeling van kleine wateren in Zuid-Holland. Dienst Water en Milieu. Den Haag.

Raat, A.J.P. (red), 1994. Vismigratie, visgeleiding en vispassages in Nederland. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein.

Reynoldson, T. B. & J. Wright, 2000. The reference condition: problems and solutions. In Wright, J. F., D. W. Sutcliffe & M. T. Furse (eds), Assessing the biological quality of freshwaters. RIVPACS and other techniques. Freshwater Biological Association, Ambleside, UK: 293-303.

Schmedje, U. & M. Colling, 1996. Ökologische Typisierung der aquatischen Macrofauna. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft. Heft 4/96. München, Duitsland.

Schneiders, A., C. Wils, R.F. Verheyen & N. De Pauw, 1996. Ecological water quality objectives, a useful frame of reference for ecological impact assessment? European Water Pollution Control, Volume 6, no. 1: 8-16.

Schouten, W.J., 1992. Habitat geschiktheid model. De gewone rivierkreeft, *Astacus astacus* (L.). Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij.

Statzner, B., V.H. Resh & S. Doledec (red.), 1994. Ecology of the Upper Rhône River: a test of habitat template theories. Special issue of Freshwater Biology, Volume 31, nr. 3: 253-556.

Steur, C. & J. Seys, 1989. Ecologische profielen bodemdieren (nonnetje, kokkel, strandgaper, mossel, zeeuwse oester, zeeklit, zeeanjer) in Nederlandse zoute wateren (Ecologisch profiel bodemdieren; referentietoestand, huidige toestand, ecologie, ingreep-effectkennis). Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Dienst Getijdewateren.

Ten Brink, B.J.E., A. van Hinsberg, M. de Heer, D.C.J. van der Hoek, B. de Knecht, O.M. Knol, W. Ligtoet, R. Rosenboom & M.J.S.M. Reijnen, 2002. Technisch ontwerp Natuurwaarde en toepassing in Natuurverkenning 2. RIVM-rapport 4086567005, RIVM, Bilthoven.

Van den Hoek, T.H., P.F.M. Verdonschot, V. Kalkman & M. Reemer, 2001. Aanzet tot een codering van de Nederlandse Aquatische Macrofauna. Rapport nr. 411, Alterra, Wageningen.

Van der Hoek, W.F. & P.F.M. Verdonschot, 1994. Functionele karakterisering van aquatische ecotootypen. IBN-rapport 072, ISSN: 0928-6888, Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Leersum.

Van der Molen, D.T., A.D. Buijse, L.H. Jans, H.E.J. Simons, I. van Splunder en M. Platteeuw, 2002. Ecologisch rendement van herstel- en inrichtingsmaatregelen. RIZA rapport 2002.032, ISBN 9036954592, RIZA, Lelystad.

Van der Veen, G.J. & A.C. Garritsen, 1994. Kennisoverzicht Ecohydrologie. Een inventarisatie van kennis en expertise op het gebied van ecohydrologie en verdroging. Nationaal Onderzoeksprogramma Verdroging, rapport nr. 7, RIZA, Lelystad.

Van Dessel, B., 1989. Ecologisch herstel van de Rijnmakrofauna. Publikaties en rapporten van het project 'Ecologisch herstel Rijn', 1989-14. RIN-rapport: 90/7, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.

Van Haaren, T., 1996. De ecologie van de Nederlandse aquatische macrofauna; met nadruk op taxa van stilstaand water. Een literatuuronderzoek.

Van Leerdam, A., M.J. Wassen & N. Dankers, 1993. Onderzoek nagenoeg-natuurlijke referentie-ecosystemen. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Texel & Rijksuniversiteit Utrecht, Interfacultaire Vakgroep Milieukunde.

Van Liere, E. & D.A. Jonkers (redactie), 2002. Watertypegerichte normstelling voor nutriënten in oppervlaktewater. Rapport 703715005/2002, RIVM, Bilthoven.

Van 't Veer, R., G.H.P. Arts, J.H.J. Schaminée & N.A.C. Smits, 1999. Waterplanten in laagveenwateren. Een beschrijving van referenties aan de hand van vegetatieopnamen. Intern rapport. Alterra, Wageningen.

Verdonschot, P.F.M., 1990. Ecologische karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel. Proefschrift, Landbouwuniversiteit, Wageningen.

Verdonschot, P.F.M. (red.), 1995. Beken stromen. Leidraad voor ecologisch beekherstel. STOWA rapport 95-03, WEW rapport 06.ISBN 90.74476.26.0. STOWA, Utrecht.

Verdonschot, P.F.M., 2002. Nutriënten in stromende wateren. Een verkenning van ecologisch relevante hydrologische en hydraulische modelkenmerken. Alterra rapport nr. 516a, Alterra, Wageningen.

Verdonschot, P.F.M. & R.C. Nijboer, 2003. Macrofauna en vegetatie van de Nederlandse beken. Een aanzet tot beoordeling van de ecologische toestand. Rapport nr. 756, Alterra, Wageningen.

Verdonschot, P.F.M., R.C. Nijboer & H.E. Vlek, 2003. Definitiestudie KaderRichtlijn Water (KRW); Het ontwikkelen van maatlatten. Rapport nr. 754, Alterra, Wageningen.

Verdonschot, P.F.M., P.W. Goedhart, R.C. Nijboer & H.E. Vlek, 2003 (in prep.) Voorspelling van effecten van ingrepen in het waterbeheer op aquatische

gemeenschappen. De ontwikkeling van cenotypenvoorspellingsmodellen voor beken en sloten in Nederland

Wallin, M., T. Wiederholm & R.K. Johnson, 2003. Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters. CIS Working Group 2.3 – REFCOND. 6th Version.

Weeda, E.J., R. Westra, Ch. Westra, & T. Westra. 1985. Nederlandse Oecologische Flora. Wilde planten en hun relaties 1-5. IVN, VEWIN en VARA. De Lange/Van Leer, Tilburg. 5 delen.

Werkgroep Hydrobiologie Holland, 1992. Ecologisch beoordelingssysteem voor Zoete Kleine wateren in Noord- en Zuid-Holland.

Witteveen+Bos, 2002. Inventarisatie en verzameling gegevens aquatische organismen. SECI/DIJC/rap. 001, Witteveen+Bos, Deventer.

Zuidhoff, A.C., N.A.C. Smits, J.H.J. Schaminée & A.J.M. Jansen, 2002. Referentiewaarden voor waterplanten in regionale oppervlakteatersystemen. Voorstudie Natuurverkenning 2. Rapport KOA 01.090, KIWA, Nieuwegein.

Bijlagen

- 1. Watertypen in Nederland (Elbersen et al. 2003)***
- 2. Criteria voor het selecteren van referentiebeken***
- 3. Reeds uitgevoerde referentie-onderzoeken***

Bijlage 1 Watertypen in Nederland

(Elbersen et al. 2003)

Meren	
M1	Gebufferde sloten (overgangssloten, sloten in rivierengebied)
M2	Zwak gebufferde sloten (poldersloten)
M3	Gebufferde (regionale) kanalen
M4	Zwak gebufferde (regionale) kanalen
M5	Ondiep lijnvormig water, open verbinding met rivier/ geïndeerd
M6	Grote ondiepe kanalen
M7	Grote diepe kanalen
M8	Gebufferde laagveensloten
M9	Zwak gebufferde hoogveen sloten
M10	Laagveen vaarten en kanalen
M11	Ondiepe gebufferde plassen
M12	Ondiepe zwak gebufferde plassen (vennen)
M13	Ondiepe zure plassen (vennen)
M14	Ondiepe gebufferde plassen
M15	Ondiepe grote gebufferde plassen
M16	Diepe gebufferde meren
M17	Diepe zwakgebufferde meren
M18	Diepe zure meren
M19	Diepe meren in open verbinding met rivier
M20	Matig grote diepe gebufferde meren
M21	Grote diepe gebufferde meren
M22	Ondiepe kalkrijke plassen
M23	Ondiepe kalkrijke plassen
M24	Diepe kalkrijke meren
M25	Ondiepe laagveenplassen
M26	Ondiepe zwak gebufferde hoogveenplassen/vennen
M27	Matig grote ondiepe laagveenplassen
M28	Diepe laagveenmeren
M29	Matig grote diepe laagveenmeren
M30	Zwak brakke wateren
M31	Matig brakke wateren
M32	Sterk brakke tot zoute wateren
Rivieren	
R1	Droogvallende bron
R2	Permanente bron
R3	Droogvallende langzaam stromende bovenloop op zand
R4	Permanente langzaam stromende bovenloop op zand
R5	Langzaam stromende middenloop/benedenloop op zand
R6	Langzaam stromend riviertje op zand/klei
R7	Langzaam stromende rivier/nevengeul op zand/klei
R8	Zoet getijdenwater (uitlopers rivier) op zand/klei
R9	Langzaam stromende bovenloop op kalkhoudende bodem
R10	Langzaam stromende middenloop op kalkhoudende bodem
R11	Langzaam stromende bovenloop op veenbodem
R12	Langzaam stromende middenloop/benedenloop op veenbodem
R13	Snelstromende bovenloop op zand
R14	Snelstromende middenloop/benedenloop op zand
R15	Snelstromend riviertje op kalkhoudende bodem
R16	Snelstromende rivier/nevengeul op zandbodem of grind
R17	Snelstromende bovenloop op kalkhoudende bodem
R18	Snelstromende middenloop/benedenloop op kalkhoudende bodem
Overgangswateren	
overg1	Estuarium met beperkt getijverschil
overg2	Estuarium met matig getijverschil
Kustwateren	
Kust1	Open zee met zoetwaterinvloed
Kust2	Getijdengebied
Kust3	Open Zee

Bijlage 2 Criteria voor het selecteren van referentiebeken

(AQEM Consortium, 2002)

Basic statements:

- The reference condition must be politically palatable and reasonable.
- The reference condition for a general type of water body should represent large numbers of defined populations of water bodies.
- A reference site must represent important aspects of 'natural' conditions.
- The reference conditions must reflect minimal anthropogenic disturbance.
- States should share information on reference conditions, particularly for interstate boundary water bodies.

Land use practices in the catchment area:

- The degree of urbanisation, agriculture and silviculture should be as low as possible for the reference site. No absolute minimum or maximum values have been set for the reference condition (e.g. % arable land use, % native forest); so, the least influenced site with the most natural vegetation is to be chosen.

River channel and habitats:

- The reference site floodplain must not be cultivated. If possible, it should be covered with natural climax vegetation or unmanaged forest, respectively.
- Coarse woody debris must not be removed (minimum demand: presence of coarse woody debris).
- Stream bottoms and stream margins must not be fixed.
- No migration barriers (affecting the bedload transport and/or the biota of the sampling site).
- Only moderate influence due to flood protection measures.
- Riparian vegetation and floodplain
- Riparian vegetation and floodplains must still exist, making lateral connectivity possible (Example: riparian buffer zone greater or equal to 3 x channel width (depending on the stream type)).

Hydrologic conditions and regulation:

- No alterations of the natural hydrograph and discharge regime.
- No or minor upstream impoundments, weirs and reservoirs retaining sediments must not be present (no recognisable effect on the biota of the sampling site).
- No hydrological alterations such as water diversion, abstraction or pulse releases.

Physical and chemical conditions:

- No known point sources of pollution affecting the site.
- No known point sources of eutrophication affecting the site.
- No known or expected diffuse inputs.
- Near to natural background levels describing the baseload of a specific catchment area.
- No sign of acidification.
- No liming activities.
- No known impairments due to physical conditions, especially the thermal conditions must be close to natural conditions.
- No known local impairments due to chemical conditions especially no known point sources of significant pollution, taking into account the dilution capacity of the water body.

- No known point sources of nutrients.
- No sign of salinity.
- No known or expected diffuse inputs. Minimum: near to natural background levels describing the baseload of a specific catchment area.

Biological conditions:

- No significant impairment of the indigenous biota by introduction of fish, crustacea, mussels or any other kind of plants and animals.
- No significant impairment of the indigenous biota by fish farming.
- No significant impairment by invasive plant or animal species (Neophyta, Neozoa).

Bijlage 3 Reeds uitgevoerde referentie-onderzoeken.

Bron	methode	kwaliteitselement	watertype	typologisch	gebiedsgericht	kwalitatief/ kwantitatief	leeftijdsopbouw
Bal et al. (2001)	historische en recente gegevens	abiotiek, macrofauna, macrofyten, vissen	alle	typen verder onderverdeeld in 133 subtypen in de achtergronddocumenten	nee	kwalitatief	nee
Nat et al. (1994)	historische gegevens	kranswieren	alle	geen verdere onderverdeling	ja, laagveenplassen en – polders, duingebied, IJsselmeergebied, pleistocene gebieden, rivierengebied	kwalitatief (verspreidingskaarten en aantal atlasblokken)	nvt
Van 't Veer et al. (1999)	historische en recente gegevens	macrofyten	laagveenwateren	onderscheid naar plantenassociatie	nee	kwalitatief, percentage van de opnamen van een associatie waarin het taxon voorkomt	nvt
Van Liere & Jonkers (2002)	verschillend per type	nutriënten	beken, sloten, meren, vennen, rivier	verdere onderverdeling verschilt per type	nee	geschatte ranges	nvt
Laseroms (1996)	recente literatuur	abiotiek	beken	5 beektypen	impliciet door heuvel- en laaglandbeken	geschatte ranges	nvt
Van Dessel (1989)	literatuur historisch en buitenland	macrofauna	rivier	onderverdeling naar habitat	Rijn	kwalitatief	nvt
De Nie & Vriese, 2001	recente gegevens, buitenland, modellen (hgi)	vissen	beken	boven, midden- en benedenloop	6 gebieden op hogere zandgronden	kwantitatief	nee
Zuidhoff et al. (2002)	historische en recente gegevens	waterplanten	vennen, beken, laagveensloten, laagveenplassen	2 of 3 typen per watertype, grove indeling	relatie tussen subtypen en fysisch geografische regio's is weergegeven	taxa kwalitatief (referentietoestand heeft altijd 100 % natuurwaarde)	nvt
Buskens (2001)	historische en recente gegevens	macrofauna	beken, laagveensloten	geen verdere onderverdeling	5 gebieden voor beken, 4 voor laagveensloten	kwantitatief	nvt

Bron	methode	kwaliteitselement	watertype	typologisch	gebiedsgericht	kwalitatief/ kwantitatief	leeftijdsopbouw
AquaSense (1994)	historisch, vergelijkbare wateren in NL en buitenland	macrofauna, macrofyten, macroalgen, vissen, fytoplankton, abiotiek	kreek	2 referentietypen: zout en brak	Rammekenskreek	kwalitatief (kwantitatieve schattingen op familieniveau)	nee
De Jong & De Jonge (1989)	historisch	zeegras	zoute wateren	geen verdere onderverdeling	Delta en Wadden	kwantitatief (in hectare)	nvt
Steur & Seys (1989)	historisch	bodemdieren	zoute wateren	geen verdere onderverdeling	5 gebieden	kwantitatief (schattingen)	nvt
Bergman (1989)	historisch	vissen	zoute wateren	geen verdere onderverdeling	3 gebieden	kwantitatief (ton gevangen)	ja
Cuppen (1998)	recente gegevens	macrofauna, macrofyten, fosfaat, BZV, stikstof	sloten	geen verdere onderverdeling	Zuidplaspolder	ranges voor enkele parameters in amoëbe	nvt
Bijkerk (1988)	historisch	fytoplankton (alleen Phaeocystis)	zoute wateren	geen verdere onderverdeling	verschillende gebieden	kwantitatief	nvt
Paalvast (1993)	buitenland	macrofauna/ macrofyten/ vis/abiotiek	Grensmaas	geen verdere onderverdeling	1 gebied	vis kwantitatief, macrofyten kwalitatief, macrofauna op familie kwantitatief abiotiek kwantitatief	nee
Klink & Bij de Vaate (1994)	buitenland	macrofauna, macrofyten, abiotiek	grindrivier	onderverdeling naar habitat	Grensmaas	kwantitatief	nvt
Lambeek & Klaassen (1994)	buitenland getoetst aan historisch	Morfodynamiek	grindrivier	geen verdere onderverdeling	Grensmaas	kwantitatief	nvt
Klink (1993)	buitenland, historisch (literatuur)	macrofauna, abiotiek alleen beschrijvend	rivier	klei en klinkhout	Rijn	kwantitatief	nvt

Bron	methode	kwaliteitselement	watertype	typologisch	gebiedsgericht	kwalitatief/ kwantitatief	leeftijdsoopbouw
Klink (1994)	historisch, paleolimnologisch, recent	macrofauna	getijderivier	6 getijdetypen en naar habitat	Zuid-Hollands rivierengebied, amoebes voor 17 deelgebieden	kwantitatief	nvt