

Methodiek waardering aquatische natuurkwaliteit

Ontwikkeling van graadmeters voor sloten en beken

R.C.M. Verdonschot
P.F.M. Verdonschot

r a p p o r t e n



wot

Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu

Methodiek waardering aquatische natuurkwaliteit

Dit rapport is gemaakt conform het Kwaliteitshandboek van de unit Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu.

De reeks 'WOt-rapporten' bevat onderzoeksresultaten van projecten die kennisorganisaties voor de unit Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu hebben uitgevoerd.

WOt-rapport **113** is het resultaat van een onderzoeksopdracht van het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL), gefinancierd door het Ministerie van Economische Zaken, Landbouw & Innovatie (EL&I). Dit onderzoeksrapport draagt bij aan de kennis die verwerkt wordt in meer beleidsgerichte publicaties zoals de Balans van de Leefomgeving en thematische verkenningen.

Methodiek waardering aquatische natuurkwaliteit

Ontwikkeling van graadmeters voor
sloten en beken

R.C.M. Verdonschot

P.F.M. Verdonschot

Rapport 113

Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu

Wageningen, december 2010

Referaat

Verdonschot, R.C.M. & P.F.M. Verdonschot (2010). *Methodiek waardering aquatische natuurkwaliteit; ontwikkeling van graadmeters voor sloten en beken*. Wageningen, Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, WO-rapport 113. 110 blz. 39 fig.; 11 tab.; 76 ref.; 5 bijl.

De bruikbaarheid van de huidige graadmeters voor natuurwaarderingdoeleinden voor sloten en beken blijkt in veel gevallen beperkt. Dit is meestal gerelateerd aan de trefkans van macrofauna. Een oplossing voor dit probleem is het selecteren van een groep van algemenere, kenmerkende, functionele of gevoelige soorten die kunnen dienen als een proxy voor schaarse doel- of indicatorsoorten. Er is een overzicht gemaakt van potentiële proxy's, met als belangrijkste categorieën enkelvoudige indices, meervoudige indices ('multimetrics'), multivariate beoordelingstechnieken en levensstrategie-analyses. Naar onze mening is de kansrijkste alternatieve methode voor natuurwaarderingdoeleinden het gebruik van meervoudige indices. Individuele metrics (zoals soortenrijkdom van een bepaalde groep, verhoudingen tussen groepen, tolerantie en gevoeligheid van organismen en functionele eigenschappen) geven in combinatie een beter beeld van de reactie van de levensgemeenschap op menselijke verstoring dan afzonderlijke soorten, omdat verschillende aspecten van het ecosysteem meewegen. Voor zowel beken als sloten is een prototype multimetric index ontwikkeld.

Trefwoorden: multimetric index, macrofauna, sloten, beken, beoordelingssystemen, natuurkwaliteit

Abstract

Verdonschot, R.C.M. & P.F.M. Verdonschot (2010). *Methodology to assess the ecological quality of aquatic ecosystems. Developing indicators for drainage ditches and lowland streams*. Wageningen, Statutory Research Tasks Unit for Nature and the Environment. WO-report 113. 110 p. 39 Fig.; 11 Tab.; 76 Ref.; 5 Annexes.

The indices based on macrofauna currently used to assess the ecosystem quality of drainage ditches and lowland streams frequently has been proven insufficiently practicable, which is in most cases due to the low likelihood of encountering its target or indicator species. One way to solve this problem is to select a set of more common species or their functional properties that could serve as a proxy for rare target or indicator species. Potential proxies were identified, the main categories being single indices, composite indices ('multimetrics'), multivariate assessment techniques and life strategy analyses. In our view, the most suitable alternative method to assess ecosystem quality would be the use of multimetrics. Combinations of individual metrics (such as the species richness of a particular group, ratios between groups, tolerance and sensitivity of organisms and functional properties) offer a better indication of the way a biocoenosis will respond to anthropogenic disturbance than individual species, as they reflect multiple aspects of the ecosystem. We developed a prototype multimetric index for both lowland streams and drainage ditches.

Key words: multimetric index, macrofauna, drainage ditches, lowland streams, assessment systems, ecological quality

ISSN 1871-028X

©2010 **Alterra Wageningen UR**

Postbus 47, 6700 AA Wageningen

Tel: (0317) 48 07 00; fax: (0317) 41 90 00; e-mail: info.alterra@wur.nl

De reeks WOT-rapporten is een uitgave van de unit Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, onderdeel van Wageningen UR. Dit rapport is verkrijgbaar bij het secretariaat . **Het rapport is ook te downloaden via www.wotnatuurenmilieu.wur.nl.**

Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, Postbus 47, 6700 AA Wageningen

Tel: (0317) 48 54 71; Fax: (0317) 41 90 00; e-mail: info.wnm@wur.nl; Internet: www.wotnatuurenmilieu.wur.nl

Alle rechten voorbehouden. 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 de uitgever. De uitgever aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Woord vooraf

Het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL) heeft behoefte aan een samenhangende set van natuurgraadmeters die geschikt is voor signalering, beleidsevaluatie en verkenningen. Deze dienen informatie te geven over natuurkwaliteit in relatie tot de beleidsdoelen. Die informatie is nodig voor Nederland als geheel maar ook voor delen van Nederland, bijvoorbeeld de Ecologische Hoofdstructuur (EHS) of gebieden daarbinnen.

Expliciete natuurdoelstellingen zijn geformuleerd in het nationale natuurbeleid, bijvoorbeeld ten aanzien van de EHS in de LNV-nota's Natuur voor mensen, mensen voor Natuur, Handboek Natuurdoeltypen, en Agenda Vitaal Platteland. Natuurdoelen spelen echter ook een rol in het waterbeleid, bijvoorbeeld bij uitwerking in de vorm van de Kaderrichtlijn Water (KRW) meetlatten; deze KRW-maatlatten zijn echter niet alleen ontwikkeld met het oog op natuurbelangen, maar ook op die van drinkwater-, scheepvaart- of landbouw.

Het is gewenst de resultaten uitgaande van het natuurbeleid te vergelijken met de resultaten van het waterbeleid conform de Kaderrichtlijn Water zoals die in 2008 beschikbaar komen. Beide benaderingen worden beoordeeld op bruikbaarheid en geschiktheid voor natuurkwaliteit. Aandachtspunt is daarbij tevens de afstemming met de internationale graadmeters zoals voorgesteld voor de 2010-doelstellingen uit de conventie van biologische biodiversiteit (CBD 2010: stop daling natuurwaarde).

Onze dank gaat uit naar Martin van den Hoorn en Agata Siedlecka voor hun hulp bij het uitvoeren van de berekeningen in Microsoft Excel en Access, het afstemmen van verschillende taxonomische lijsten en het maken van de kaartjes met de natuurkwaliteit van de monsterlocaties. Ten slotte bedanken we Hanneke Keizer-Vlek voor de inspirerende discussies over de wijze waarop multimetrische indices samengesteld kunnen worden.

Ralf Verdonschot
&
Piet Verdonschot

Inhoud

Woord vooraf	5
Samenvatting	9
Summary	11
1 Inleiding	13
2 Methoden voor waardering van natuurkwaliteit	15
2.1 Definitie natuurkwaliteit en natuurwaarde	15
2.2 Ecologische indicatoren vormen de kern van natuurwaardering	15
2.3 De referentiesituatie: de hoogst haalbare natuurkwaliteit	17
2.4 Afname van natuurkwaliteit: aangrijppunten voor natuurwaardering	18
2.5 Graadmeters voor veranderingen in de natuurkwaliteit: waarderingsmethoden	19
2.5.1 Criteria waarderingsstelsel	19
2.5.2 Waardering aan de hand van enkelvoudige indices	20
2.5.3 Waardering aan de hand van meervoudige indices	22
3 Hoe geschikt zijn de bestaande graadmeters voor de waardering van natuurkwaliteit?	31
3.1 Inleiding	31
3.2 Bestaande graadmeters om de natuurkwaliteit van sloten te bepalen	32
3.2.1 Selectie van de monsterlocaties	32
3.2.2 Correctie voor natuurlijke gradiënten	32
3.2.3 Karakteriseren van de belangrijkste degradatiegradiënt	34
3.2.4 Natuurkwaliteit sloten op basis van bestaande beoordelingssystemen en graadmeters	36
3.2.5 Conclusies natuurkwaliteit en graadmeters sloten	42
3.3 Bestaande graadmeters om de natuurkwaliteit van beken te bepalen	43
3.3.1 Selectie van de monsterlocaties	43
3.3.2 Correctie voor natuurlijke gradiënten	43
3.3.3 Karakteriseren van de belangrijkste degradatiegradiënt	44
3.3.4 Natuurkwaliteit beken op basis van bestaande graadmeters	46
3.3.5 Conclusies natuurkwaliteit en graadmeters beken	52
3.4 Welke elementen geven een nieuwe graadmeter voor natuurkwaliteit toegevoegde waarde?	52
4 Ontwikkeling nieuwe graadmeters natuurkwaliteit	53
4.1 Inleiding	53
4.2 Ontwikkeling prototype graadmeter natuurkwaliteit sloten	53
4.2.1 Selectie geschikte metrics en multimetric index	53
4.2.2 De uiteindelijke MMI voor sloten	59
4.2.3 Validatie index aan de hand van slotentypologie	60
4.2.4 Vergelijking KRW-maatlatten en MMI	61

4.3	Ontwikkeling prototype graadmeter natuurkwaliteit beken	61
4.3.1	Selectie geschikte metrics en multimetric index	61
4.3.2	MMI voor beken	66
4.3.3	Validatie index aan de hand van bekentypologie	68
4.3.4	Vergelijking KRW-maatlatten en MMI	69
4.4	Mogelijkheden voor validatie en optimalisatie van de nieuw ontwikkelde graadmeters	70
5	Toepassing MMI's sloten en beken: liggen de meeste locaties met een hoge natuurkwaliteit in Natura 2000-gebieden?	71
6	Literatuur	73
Bijlage 1	Overzicht van succesvol gebleken metrics voor stromende wateren	77
Bijlage 2	Metrics ontwikkeling MMI sloten	79
Bijlage 3	5%-95% percentielwaarden metrics MMI sloten	89
Bijlage 4	Metrics ontwikkeling MMI beken	91
Bijlage 5	5%-95% percentielwaarden metrics MMI beken	103

Samenvatting

Er is behoefte aan een nadere uitwerking van een waardering van natuurkwaliteit volgens de beleidsuitgangspunten van het natuurbeleid, in principe op basis van de doelsoorten of natuurdoeltypenindicatoren. Er zijn echter signalen dat de doelsoorten weinig worden aangetroffen bij reguliere monitoring. Hierdoor wordt van slechts weinig wateren een goed beeld van de aquatische natuurkwaliteit verkregen.

Voor sloten en beken is de omvang van dit probleem onderzocht. Aan de hand van 223 slootlocaties en 453 beeklocaties zijn op basis van biologische- en jaargemiddelen van fysisch-chemische parameters gradiënten van natuurkwaliteit opgesteld. Voor sloten is dit een samengestelde gradiënt van milieufactoren gerelateerd aan eutrofiëring, voor beken een gradiënt van algehele degradatie, bestaande uit milieufactoren gerelateerd aan zowel eutrofiëring als morfologische en hydrologische degradatie. Vervolgens is onderzocht op welke manier de bestaande graadmeters voor natuurkwaliteit - doelsoorten Doelsoortenlijst, positieve indicatoren aquatische supplementtypen, indicatoren natuurdoeltypen, zeldzame soorten en de maatlatten Kaderrichtlijn Water (KRW) - deze gradiënten beschrijven.

De bruikbaarheid van de huidige graadmeters voor natuurwaarderingdoeleinden, met name voor sloten, blijkt in veel gevallen beperkt of kon in het geval van de beken verder verfijnd worden. Drie problemen zijn opgemerkt. Ten eerste de trefkans; potentiële indicatoren moeten in voldoende aantal aanwezig zijn op een locatie, zodat deze relatief gemakkelijk verzameld kunnen worden. Ten tweede de robuustheid; de indicatiewaarde van een indicator moet zo min mogelijk spreiding vertonen tussen locaties die dezelfde kwaliteit hebben. Ten derde het bereik; indicatoren moeten indicatief zijn langs het grootste gedeelte van de gradiënt.

Een oplossing voor genoemde problemen is het selecteren van een groep van algemenere, kenmerkende, functionele of gevoelige soorten die kunnen dienen als een proxy voor de doelsoorten. Een dergelijke doelsoortenproxy is gecorreleerd met de eigenlijke doelsoorten, maar geeft ook een beeld van de natuurkwaliteit als de doelsoorten niet verzameld worden. Aan de hand van een literatuurstudie is op basis van de internationale literatuur een overzicht gemaakt van potentiële proxy's. De belangrijkste categorieën waren enkelvoudige indices (bijvoorbeeld gevoeligheids-/tolerantiematen, habitatpreferenties), meervoudige indices ('multimetrics'), multivariate beoordelingstechnieken en levensstrategie-analyses.

Naar onze mening is de kansrijkste alternatieve methode voor natuurwaarderingdoeleinden het gebruik van meervoudige indices. Individuele metrics (zoals soortenrijkdom van een bepaalde groep, verhoudingen tussen groepen, tolerantie en gevoeligheid van organismen en functionele eigenschappen) geven in combinatie een beter beeld van de reactie van de levensgemeenschap op menselijke verstoring dan afzonderlijke soorten, omdat verschillende aspecten van het ecosysteem belicht worden. Een multimetric index heeft één natuurkwaliteitsscore tot resultaat die de kwaliteit van een locatie aangeeft, maar wel gebaseerd is op verschillende eigenschappen van de levensgemeenschap. Het vormt zo een eenvoudig toepasbaar instrument voor waterbeheer en beleid.

Voor zowel beken als sloten is een prototype multimetric index ontwikkeld. Op basis van het aandeel oligosaprobe taxa in de beeklevensgemeenschap, het aandeel Diptera (exclusief Chironomidae) en Trichoptera, het aantal Hirudinea en Heteroptera taxa, het aantal waterplantenbewonende taxa en de som van het aantal herbivoren, detriti-herbivoren en

detritivoren is de natuurkwaliteit van beken af te leiden. Op basis van informatie over de preferenties van taxa voor zoutgehalte, trofiegraad en stroomsnelheid, de aanwezigheid van Gastropoda en Hirudinea, het aantal detritivoren en de sedimentbewonende taxa kan een indruk gekregen worden van de natuurkwaliteit van kleine tot middelgrote gebufferde sloten.

Als validatie zijn de scores van de multimetrische indices vergeleken met een indicatie van de kwaliteit op basis van expert judgement. Hiervoor is de slotentypologie (Nijboer *et al.*, 2003) en de bekentypologie (Verdonschot & Nijboer, 2004) gebruikt. De overeenkomst in beoordeling is 60% voor sloten en 69% voor beken. Voor sloten wijkt 38% één kwaliteitsklasse naar boven of beneden af. Voor beken is dit 29%.

Summary

There is currently a need for further specification of a system to assess ecosystem quality in accordance with the principles of Dutch nature policy. This should in theory be based on indicator species or 'nature target type' (i.e. intended ecosystem type) indicators. There is, however, evidence that these species are rarely encountered in regular monitoring programmes, which means that reliable information on the ecological quality of aquatic ecosystems can only be obtained for a small number of water bodies.

The magnitude of this problem was explored for drainage ditches and lowland streams, by assessing gradients of ecosystem quality using biological and physico-chemical parameters for 223 ditch sites and 453 stream sites. The gradient for ditches was a composite gradient of environmental factors relating to eutrophication, whereas the gradient for streams was one of general degradation, consisting of environmental factors relating to both eutrophication and hydrological degradation. We then analysed how these gradients were described by the existing indices of ecological quality, i.e. the target species and positive indicators for the water types described in the Aquatic Supplement and the Handbook of Nature Target Types, nationally rare species and the indicators for the EU's Water Framework Directive.

The indicators currently used to assess ecosystem quality frequently proved insufficiently useful, especially as regards drainage ditches, or would benefit from further refinement in the case of lowland streams. Three problems were identified. The first is that of the 'encounter rate': potential indicators must be sufficiently common at a particular site to allow them to be easily collected. The second is the problem of robustness: variation in the indicative value for locations with the same quality should be minimal. The third problem is that of range: the indicators should have indicative value over most of the environmental gradient.

One way to solve this problem is to select a set of more common species or their functional properties that could serve as a proxy for rare target or indicator species. Such a target species proxy would be correlated to the actual target species, but would also offer an indication of the ecosystem quality even if the target species cannot be collected. A review of the international literature was used to identify potentially useful proxies. The main categories were single indices (e.g. measures of sensitivity or tolerance, habitat preferences), composite indices ('multimetrics'), multivariate assessment techniques and life strategy analyses.

In our view, the most suitable alternative method to assess ecosystem quality would be the use of multimetrics. Combinations of individual metrics (such as the species richness of a particular group, ratios between groups, tolerance and sensitivity of organisms and functional properties) offer a better indication of the way a biocoenosis will respond to anthropogenic disturbance than individual species, as they reflect multiple aspects of the ecosystem. A multimetric index results in one overall ecological quality score, which indicates the quality of a site while being based on a range of properties of the biocoenosis. It thus provides an easy-to-use instrument for water management and water policy.

A prototype multimetric index was developed for both streams and ditches. The ecological quality of streams can be assessed on the basis of the proportion of oligosaprobic taxa in the stream biocoenosis, the proportion of Diptera (excluding Chironomidae) and Trichoptera, the number of Hirudinea and Heteroptera taxa, the number of taxa inhabiting waterplants and the sum of the number of herbivores, detriti-herbivores and detritivores. The ecological quality of

small to medium-sized neutral ditches can be estimated on the basis of information on the preferences of taxa for levels of salinity and eutrophication and flow velocity, the presence of Gastropoda and Hirudinea, the number of detritivores and the sediment-dwelling taxa.

The multimetric indices were validated by comparing their scores with a quality estimate based on expert judgment, using the existing ditch typology (Nijboer *et al.* 2003) and lowland stream typology (Verdonschot & Nijboer 2004). The level of agreement between the assessments was 60% for ditches and 69% for streams. A difference of one quality class (higher or lower) was found for 38% of the ditches and for 29% of the streams.

1 Inleiding

Achtergrond

Er is behoefte aan een nadere uitwerking van een waardering van natuurkwaliteit volgens de beleidsuitgangspunten van het natuurbeleid, dus op basis van in principe de doelsoorten of indicatoren voor natuurdoeltypen. Het blijkt echter dat de doelsoorten per definitie een lage trefkans hebben; ze worden in reguliere monitoring dan ook weinig aangetroffen. Hierdoor wordt van slechts weinig wateren een goed beeld van de aquatische natuurkwaliteit verkregen.

Een mogelijke oplossing voor dit probleem is het selecteren van een groep van algemenere, kenmerkende, functionele of gevoelige soorten die kan dienen als een proxy voor de doelsoorten. Een dergelijke doelsoortenproxy is gecorreleerd met de eigenlijke doelsoorten, maar geeft ook zonder dat de doelsoorten daadwerkelijk verzameld worden een beeld van de natuurkwaliteit.

Leeswijzer

Dit rapport gaat allereerst in op de methoden voor waardering van natuurkwaliteit. Aan de hand van internationale wetenschappelijke literatuur is gezocht naar verschillende technieken om natuurkwaliteit te waarderen (Hoofdstuk 2).

Met behulp van bestaande graadmeters voor natuurkwaliteit (doelsoorten, positieve indicatoren, zeldzame soorten) worden vervolgens twee verschillende Nederlandse watertypen beoordeeld: sloten en beken. Om beide watertypen te kunnen beoordelen, wordt eerst op basis van biologische en fysisch-chemische variabelen een gradiënt van natuurkwaliteit opgesteld (Hoofdstuk 3).

De beoordeling door de bestaande graadmeters wordt vergeleken met een nieuw ontwikkelde doelsoortenproxy. Dit prototype wordt ontwikkeld op basis van de techniek of combinatie van technieken die als meest kansrijk naar voren kwam uit de literatuurstudie, aangepast aan de Nederlandse situatie. Geprobeerd is de problemen die naar voren kwamen met de bestaande graadmeters te verminderen in de nieuwe proxy (Hoofdstuk 4).

In een case-study wordt op basis van de nieuwe proxy onderzocht of de natuurkwaliteit van sloten en beken binnen en buiten Natura 2000-gebieden vergelijkbaar is (Hoofdstuk 5).

2 Methoden voor waardering van natuurkwaliteit

2.1 Definitie natuurkwaliteit en natuurwaarde

In een volledig ongestoord systeem is sprake van een ecologisch optimale situatie, ofwel het systeem is in optimale biologische conditie. Als gevolg van menselijke activiteiten zijn alle Nederlandse oppervlaktewateren in meer of mindere mate beïnvloed. Volledig natuurlijke situaties, ofwel wateren met de allerhoogste natuurwaarde, zijn niet meer aanwezig. Naast het afleiden van de natuurkwaliteit aan de hand van de natuurlijkheid van een ecosysteem, kunnen er voor aquatische systemen nog drie andere graadmeters van natuurkwaliteit worden onderscheiden, namelijk soortenrijkdom, aantallen van bepaalde gevoelige of tolerante soorten en zeldzaamheid (Ten Brink *et al.* 2000).

Vergeleken met deze drie graadmeters, is natuurlijkheid of compleetheid van de levensgemeenschap een samengestelde graadmeter, die verschillende facetten van een ecosysteem belicht, waaronder de structuur, samenstelling en het functioneren van het systeem. Al deze niveaus zijn met elkaar verbonden; patronen waargenomen op het ene niveau kunnen het gevolg zijn van veranderingen op een ander niveau. Om de impact van menselijke verstoring te begrijpen, is dan ook kennis nodig van de onderliggende processen in een ecosysteem. Om tot een goede waardering van de natuurkwaliteit te komen, is het gebruik van verschillende facetten uit een ecosysteem dus van groot belang.

2.2 Ecologische indicatoren vormen de kern van natuurwaardering

Om de natuurkwaliteit in beïnvloede wateren te kunnen waarderen, zijn ecologische indicatoren nodig die aangeven in hoeverre de situatie afwijkt van de ecologisch optimale situatie of in welke mate deze benaderd wordt, ofwel de compleetheid van het systeem. De natuurwaarde of ecologische kwaliteit wordt dus bepaald aan de hand van het voorkomen van ecologische indicatoren. Dit zijn meetbare eigenschappen van de structuur, samenstelling of functie van een levensgemeenschap, bijvoorbeeld het voorkomen van bepaalde soorten, dominantie van een soort, functionele kenmerken zoals de manier van voedsel vergaren etc. (Niemi & McDonald 2004). Indicatoren kunnen twee verschillende rollen vervullen: enerzijds kunnen ze natuurlijke milieuomstandigheden indiceren en zo informatie geven over de staat waarin het systeem verkeert (positieve indicator) of anderzijds aangeven of er sprake is van bepaalde verstoringen (negatieve indicator).

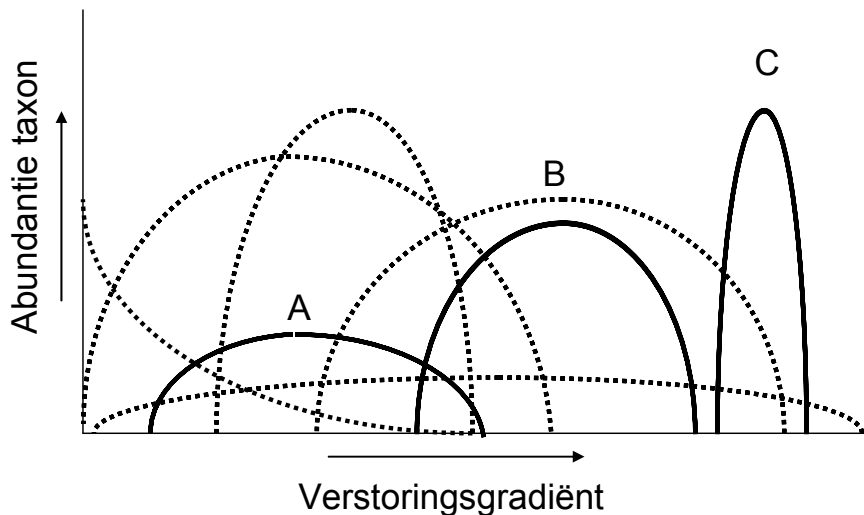
Macrofauna is een geschikte groep organismen om de natuurkwaliteit van oppervlaktewateren te bepalen, omdat macrofauna onder andere (Bonada *et al.* 2006):

- in elk waterlichaam aanwezig is;
- met relatief eenvoudige, goedkope middelen verzameld kan worden;
- een zeer soortenrijke groep omvat, waardoor een breed spectrum aan reacties op milieuomstandigheden kan optreden;
- veel abundant voorkomende soorten gevoelig zijn voor verschillende vormen van beïnvloeding;
- veel soorten geschikt zijn voor experimentele studies;
- taxonomie, ten minste voor families en genera, relatief goed bekend is;
- hun actieradius beperkt is, waardoor zeer specifieke uitspraken gedaan kunnen worden over bepaalde locaties;

- sommige taxa een lange levenscyclus hebben, waardoor langere termijn effecten kunnen worden opgemerkt.

In principe kan een indicator geselecteerd worden op alle hiërarchische niveau's binnen een ecosysteem, van een onderdeel van een organisme (gen, cel, weefsel), tot individu, populatie of de gehele levensgemeenschap (Cairns *et al.* 1993, Niemi & McDonald 2004). Bij de waardering van natuurkwaliteit ligt de nadruk op soorten (presentie of abundantie) of levensgemeenschappen (relatie tussen soorten of verhouding van hun functionele eigenschappen). De samenstelling van de levensgemeenschap geeft informatie over de staat waarin het systeem verkeert; bijvoorbeeld de verhouding tussen bepaalde soorten of functionele kenmerken. Voedingsgroepen geven bijvoorbeeld informatie over de trofische structuur van de levensgemeenschap.

Niet alle soorten macrofauna zijn even geschikt als indicator. Een indicator heeft specifieke aanpassingen (functionele kenmerken) aan bepaalde milieu-omstandigheden, bijvoorbeeld het verloop van de levenscyclus, manier van voedsel vergaren, type voortbeweging, tolerantie voor lage zuurgraad etc. Ze komen daardoor alleen voor op specifieke gedeelten van een gradiënt in milieuvariabelen (figuur 1).



Figuur 1: Het voorkomen van soorten langs een verstoringgradiënt. De complete gradiënt kan het beste beschreven worden aan de hand van de soorten A-C (aangegeven met zwarte lijnen). Overige soorten (stippellijnen) zijn minder geschikt.

Deze specificiteit is tegelijkertijd ook een probleem, een indicator moet wel te monitoren zijn. Een soort die wijd verspreid voorkomt en meer abundant voorkomt heeft een hoge trefkans in reguliere monitoring dan een zeldzame, in lage dichtheden voorkomende soort. De algemene soort is echter vaak veel minder kritisch en dus minder informatief (Verdonschot *et al.* 2003).

De indicatiewaarde van soorten is per watertype verschillend, daardoor kan een soort binnen het ene watertype gelden als een positieve indicator, dus natuurwaarde aangeven, maar binnen een ander watertype gelden als een teken van verstoring. In permanente stromende wateren worden bijvoorbeeld als gevolg van een toename van verstoring de langlevende soorten vervangen door kortlevende soorten. Het abundant voorkomen van langlevende soorten indiceert in dat geval een hoge natuurwaarde, terwijl dominantie van kortlevende soorten wijst op negatieve beïnvloeding. Echter, in van nature droogvallende beken is de indicatiewaarde precies andersom: als gevolg van het optreden van droogval komen er alleen kortlevende soorten voor, terwijl wanneer er langlevende soorten aangetroffen worden, dit zou

wijzen op een verstoring van de hydrologie van de beek (Davies & Jackson 2006). De indicatiewaarde die geldt voor een bepaald watertype is dus niet zomaar te gebruiken voor een ander watertype.

2.3 De referentiesituatie: de hoogst haalbare natuurkwaliteit

Ieder watertype heeft onder optimale ecologische omstandigheden zijn eigen karakteristieke combinatie van macrofaunasoorten. Deze natuurlijke levensgemeenschap heeft zich aangepast aan de milieuomstandigheden die in dit water heersen. Zo'n ecologisch optimale situatie wordt de referentiesituatie genoemd (Reynoldson & Wright 2000, Bailey *et al.* 2004). Echte referentiesituaties zijn in Nederland niet meer te vinden. Daar komt bij dat veel van de Nederlandse wateren menselijke beïnvloeding nodig hebben om te blijven bestaan. Sloten moeten bijvoorbeeld geschoond worden, omdat ze anders verlanden. Er zijn dan ook een aantal alternatieven beschreven voor de natuurlijke uitgangssituatie. Stoddard *et al.* (2006) beschrijven naast de 'natuurlijke' staat (vrijwel natuurlijk; nergens is meer een echt onaangetast systeem te vinden, als gevolg van bijvoorbeeld atmosferische depositie, klimaatverandering), twee andere typen referenties (figuur 2):

- *Historische staat.* Dit beschrijft de natuurkwaliteit van een ecosysteem op een bepaald moment in het verleden, meestal van voor de degradatie van het systeem. Hiervoor moet vaak zeer ver teruggegaan worden, voor Nederlandse beken bijvoorbeeld naar het begin van de vorige eeuw. Probleem is dat deze gegevens vaak alleen kwalitatief zijn en er geen uitspraak gedaan kan worden over de kwaliteit van de data (Nijboer *et al.* 2004).
- *Minst verstoorde staat.* Deze systemen hebben op een bepaald moment qua fysische, chemische en biologische omstandigheden de beste kwaliteit van alle wateren van dat type (Reynoldson *et al.* 1997). De criteria hiervoor verschillen van gebied tot gebied en aangezien de conditie van gebieden verandert in de loop van de tijd, in positieve zin door restauratie en in negatieve zin door degradatie, kan ook de minst verstoorde staat veranderen.

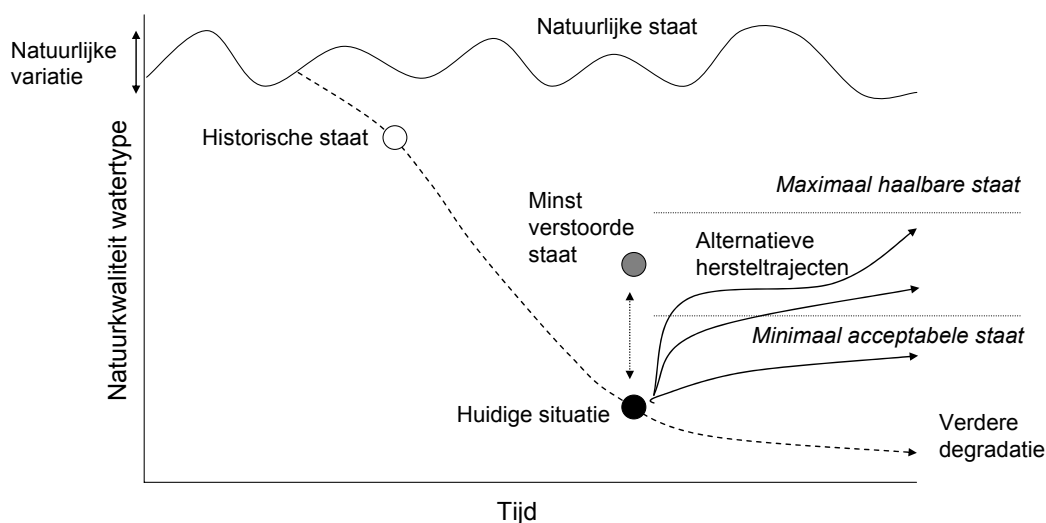
De soortensamenstelling en de milieuomstandigheden van een watertype is nooit volledig stabiel. Ook zonder menselijke beïnvloeding is er sprake van natuurlijke variatie. Over het algemeen wordt een referentiesituatie dan ook niet uitgedrukt in absolute aantallen, bijvoorbeeld een soortenlijst, maar wordt een bepaalde range gegeven waartussen de waarden kunnen variëren (Stoddard *et al.* 2006) (figuur 2).

Natuurlijke variatie is op te splitsen in twee groepen. Ten eerste treedt er variatie op in de tijd. Er treden bijvoorbeeld verschillen op tussen jaren als gevolg van weersomstandigheden (in een beek leidt veel neerslag tot piekafvoeren, waardoor een gedeelte van de fauna wordt weggespoeld of langdurige droogte tot verdroging waardoor de niet-aangepaste soorten verdwijnen etc.) of door biotische interacties tussen soorten (concurrentie, predatie, ziekten). Ten tweede is er sprake van ruimtelijke variatie. Twee abiotisch gezien dezelfde aquatische systemen kunnen door hun ligging, bijvoorbeeld een waterlichaam in het zuiden van het land en een waterlichaam in het oosten van het land, van elkaar verschillen in soortensamenstelling. Bepaalde soorten bereiken namelijk hun areaalgrens in het zuiden van het land en komen simpelweg niet noordelijker voor. Een andere reden kan de dispersiecapaciteit van een soort zijn. Niet-mobiele soorten kunnen bepaalde waterlichamen niet bereiken als gevolg van natuurlijke barrières. Vennen midden op de Veluwe kunnen bijvoorbeeld alleen gekoloniseerd worden door soorten die vliegend grote afstanden kunnen afleggen.

Ook is er nog methodische variatie die leidt tot verschillende beschrijvingen van een levensgemeenschap. Bij een bemonstering wordt altijd een steekproef van een bepaalde grootte uit de levensgemeenschap verzameld, omdat het een enorme bemonsterings-

inspanning vraagt om alle soorten uit een waterlichaam te verzamelen. Met bemonsteren wordt dus een bron van variatie geïntroduceerd (Cao & Hawkins 2005).

Ten slotte leidt de wijze van bemonstering, de verwerking van monsters en de identificatie van de verzamelde taxa tot variatie en daarmee verschillen tussen de beschreven levensgemeenschappen (Sundermann *et al.* 2008).



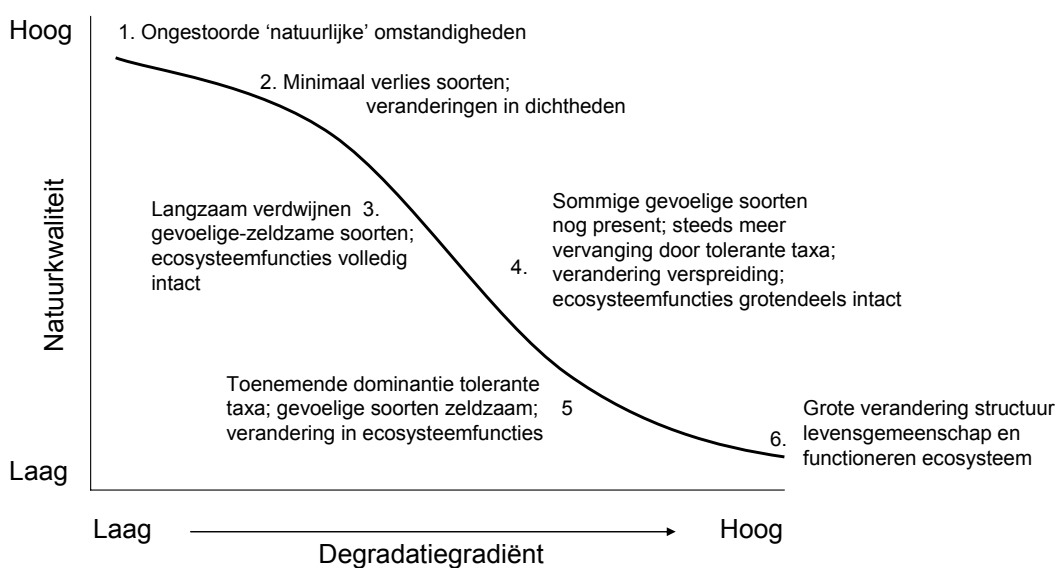
Figuur 2: Natuurkwaliteit van een watertype in de loop van de tijd (gewijzigd naar Cairns et al. 1993). Om een uitspraak te kunnen doen over de natuurkwaliteit is vergelijking met een referentie noodzakelijk. Vaak is de optimale ecologische situatie, namelijk de natuurlijke staat, niet goed bekend. In sommige gevallen zijn er gegevens bekend van de historische staat, vaak is het echter onmogelijk om deze te bereiken omdat veel veranderingen in het landschap onomkeerbaar zijn. In de huidige situatie wordt de natuurkwaliteit vaak afgeleid aan de hand van de minst verstoorde staat. Gedegreerde locaties kunnen hersteld worden door het nemen van diverse maatregelen, het precieze traject is meestal vooraf niet te voorspellen. Herstel kan leiden tot een hogere natuurkwaliteit, tot een bepaald maximum.

2.4 Afname van natuurkwaliteit: aangrijppunten voor natuurwaardering

Een daling van de natuurkwaliteit van een aquatisch systeem volgt in veel gevallen een vast patroon van degradatie van de natuurwaarde. Deze respons is door Davies & Jackson (2006) samengevat in een theoretische 'gradiënt van biologische condities'. Het model beschrijft de overgang van een volkomen natuurlijk systeem (de hoogst haalbare natuurkwaliteit) in optimale biologische conditie naar een systeem met een lage natuurkwaliteit. De degradatie vindt plaats in zes gradaties en is af te leiden van diverse eigenschappen van het ecosysteem (figuur 3):

1. Van nature voorkomende structuur, functie, en soortensamenstelling binnen een systeem. *Alleen natuurlijke variatie.*
2. Vrijwel alle inheemse taxa aanwezig, maar kleine veranderingen in biomassa/abundantie. *Ecosysteemfuncties zijn volledig intact (binnen natuurlijke variatie).*
3. Enige veranderingen in structuur van de levensgemeenschap als gevolg van verlies van sommige in lage dichtheden voorkomende soorten. Veranderingen in de abundantie van taxa maar gevoelige soorten komen algemeen voor. *Ecosysteemfuncties volledig behouden door redundantie van functies.*

4. Veranderingen in structuur levensgemeenschap: vervanging gevoelige soorten door meer tolerante soorten, van sommige gevoelige soorten blijven populaties aanwezig. In het algemeen is de verhouding tussen de taxonomische hoofdgroepen nog in balans. *Ecosysteemfuncties grotendeels behouden als gevolg van redundantie van functies.*
5. Gevoelige taxa zijn duidelijk afgenomen. Balans tussen taxonomische hoofdgroepen verstoord, sommige groepen gaan domineren. Individuele organismen vertonen tekenen van fysiologische stress. *Functioneren van ecosysteem wordt minder complex, redundantie van functies verdwijnt, wat leidt tot bijvoorbeeld ophoping van ongebruikt materiaal.*
6. Grote veranderingen in structuur levensgemeenschap, complete verandering taxonsamenstelling en grote afwijkingen in dichtheden van taxa. Individuele organismen in slechte conditie. *Ecosysteemfuncties sterk gewijzigd.*



Figuur 3: Stadia van verandering van biologische condities bij toenemende menselijke invloed (gewijzigd naar Davies & Jackson 2006).

Het model laat zien dat er in de eerste stadia van degradatie op het eerste gezicht weinig verandert, de natuurwaarde daalt niet sterk. Er is sprake van “stille indicatoren”; wisselingen in dichtheden taxa, verdwijnen van gevoelige taxa die toch al in lage dichtheden voorkwamen etc. Pas wanneer een bepaalde drempelwaarde wordt overschreden, treden er plotseling grote veranderingen op, bijvoorbeeld uitval van ecosysteemfuncties en het plotseling gaan domineren van bepaalde taxa. Dit soort veranderingen in de samenstelling en structuur van levensgemeenschappen, als gevolg van een toename van verstoring in aquatische systemen, boden goede aanknopingspunten voor de beoordeling van de waterkwaliteit. Echter, voor het beoordelen van natuurkwaliteit is het herkennen van de veranderingen in de eerste stadia van degradatie nodig.

2.5 Graadmeters voor veranderingen in de natuurkwaliteit: waarderingsmethoden

2.5.1 Criteria waarderingsysteem

Volgens Bonada *et al.* (2006) is er een aantal criteria waaraan een waarderingsysteem voor de conditie van een ecosysteem zou moeten voldoen (tabel 1). Ze delen de criteria op in drie

hoofdcategorieën: theoretisch kader, toepassingsmogelijkheden en de bruikbaarheid van de uitkomsten. Aan de criteria is geen waardeoordeel toegekend door de samenstellers, maar in de praktijk is hier vaak wel sprake van (in het algemeen is het correct indiceren van verstoringen belangrijker dan lage kosten voor bemonstering en uitzoeken).

Tabel 1: Twaalf criteria waaraan een biomonitoringsmethode gebaseerd op macrofauna idealiter zou moeten voldoen (Bonada et al. 2006).

<p>Theoretisch kader</p> <ol style="list-style-type: none">1. Gestoeld op gangbare ecologische theorieën.2. Vooraf voorspellend, gebaseerd op 1.3. Potentieel om uitspraken te doen over het verloop van ecosysteemfuncties.4. Potentieel om menselijke verstoring te signaleren.5. Potentieel om onderscheid te maken tussen verschillende vormen van menselijke verstoring, zodat gericht beheerd kan worden. <p>Toepassingsmogelijkheden</p> <ol style="list-style-type: none">6. Lage kosten voor bemonstering en uitzoeken monsters.7. Eenvoudig bemonsteringsprotocol, zodat standaardisatie geoptimaliseerd kan worden.8. Lage determinatie-inspanning. <p>Bruikbaarheid uitkomsten</p> <ol style="list-style-type: none">9. Toepasbaar op grote schaal (regionaal > nationaal > internationaal).10. Betrouwbare indicatie van veranderingen in totale menselijke impact.11. Betrouwbare indicatie van veranderingen in verschillende typen menselijke impact.12. Indicatie van menselijke impact op een lineaire schaal.
--

Er zijn verschillende technieken ontwikkeld om de ecologische kwaliteit van waterlichamen te bepalen. Deze zijn op te delen in enkelvoudige indices, waarbij de nadruk vooral ligt op de toleranties of preferenties van soorten of de soortenrijkdom van een waterlichaam en de recenter ontwikkelde meervoudige beoordelingsmethoden, die zich richten op verschillende onderdelen van de levensgemeenschap en de koppeling tussen de fauna en het verloop van ecosysteemfuncties.

2.5.2 Waardering aan de hand van enkelvoudige indices

Tolerantie- en gevoeligheidsindices

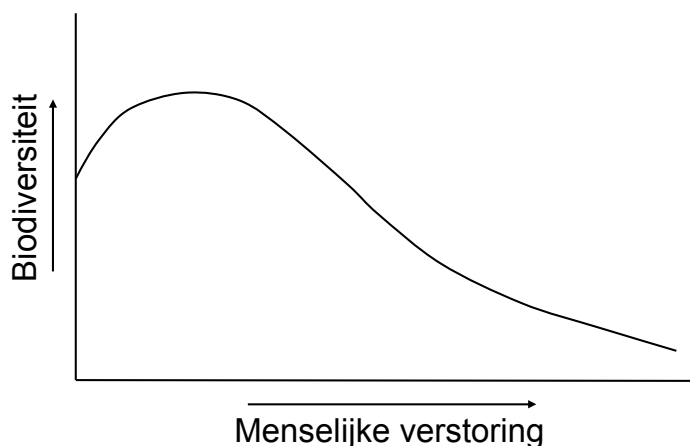
De ontwikkeling van tolerantie- of gevoeligheidsindices stamt uit de eerste helft van de vorige eeuw. Dit type indices is gebaseerd op de ecologische preferentie van soorten, ofwel het niche concept. Het gebruik van het niche optimum en de niche breedte van één fysiologische of morfologische niche-dimensie, zoals zuurstofgehalte, droogval, pH en stroomsnelheid. Deze factoren kunnen gekoppeld worden aan menselijke beïnvloeding: organische belasting, verdroging, verzuring en hydrologische/morfologische verstoring. Vaak wordt ook een maat van soortenrijkdom of samenstelling van de levensgemeenschap opgenomen. Voorbeelden van tolerantie- en gevoeligheidsindices die frequent gebruikt worden zijn de Saprobie-index van Zelinka & Marvan (1979), Biological Monitoring Working Party en Average Score Per Taxon (Armitage *et al.* 1983), Belgian Biotic Index (De Pauw & Vanhooren 1983), Danish Stream Fauna Index (Skriver *et al.* 2000) en de Duitse saprobie-index (DIN 38 410).

Een probleem met het gebruik van tolerantie- en gevoeligheidsindices is dat de responscurve van een taxon langs een bepaalde gradiënt van verstoring niet a priori te voorspellen is. In de praktijk blijkt dan ook vaak dat vooral de extremen indicatief zijn, terwijl er een grote 'middengroep' overblijft die weinig informatie geeft over de stressor, maar gestuurd wordt door andere (a)biotische factoren (o.a. Besse *et al.* in press).

Taxonomische diversiteit en samenstelling levensgemeenschap

In de tweede helft van de vorige eeuw kwam de nadruk steeds meer te liggen op het gebruik van de totale levensgemeenschap, met name de soortenrijkdom en samenstelling (Bailey *et al.* 2004). Aan de hand van veranderingen in de levensgemeenschap kunnen verstoringen opgemerkt worden, zowel enkelvoudige als meervoudige verstoringen (in beken treedt organische belasting vaak samen op met hydromorfologische veranderingen, daarom spreekt men meestal over complete degradatie van het systeem in plaats van enkele stressoren). Aangezien in het algemeen de diversiteit afneemt bij een toename van menselijke verstoring, biedt dit mogelijkheden voor een beoordelingssysteem (figuur 4). Het blijkt echter dat de hoogste soortenrijkdom vaak niet wordt gevonden onder vrijwel natuurlijke omstandigheden, maar bij een lichte mate van verstoring, wat problemen kan opleveren wanneer puur het aantal soorten gebruikt wordt bij de waardering van locaties met een zeer hoge natuurkwaliteit (Nijboer 2006).

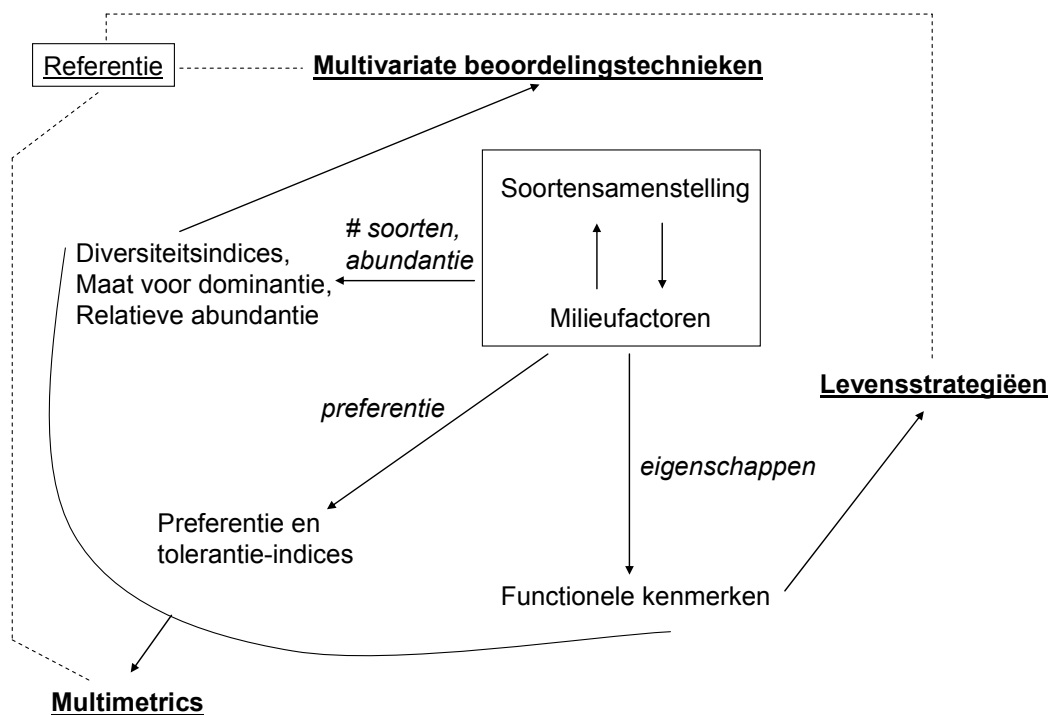
Soortenrijkdom is het aantal soorten per gestandaardiseerde bemonsteringsinspanning, zoals geschepte lengte met een standaardnet. Het bepalen van de soortenrijkdom op een locatie lijkt dus eenvoudig, maar blijkt in de praktijk lastig. Het probleem is dat veel soorten in lage dichtheden voorkomen en dat niet alle soorten met dezelfde bemonsteringstechniek goed te verzamelen zijn. Daarnaast is het aantal soorten erg gevoelig voor het aantal individuen per monster en het aantal monsters dat genomen is (Gotelli 2008). Standaardisatie van de bemonstering is dus essentieel om vergelijking tussen locaties mogelijk te maken. Veel gebruikte diversiteitindices zijn de Shannon-Wiener index en de Simpson index, maar er zijn nog een groot aantal andere geschikte indices ontwikkeld (Krebs 1999, Magurran 2004).



Figuur 4: Bij toenemende menselijke verstoring daalt de biodiversiteit van een waterlichaam.

Gekoppeld aan het gebruik van soortenrijkdom als maat van de natuurkwaliteit is het waarderen van een waterlichaam op basis van het aantal zeldzame soorten. Om verschillende redenen is dit echter een hoogst problematische maat voor natuurwaardering (Flather & Sieg 2007).

Ten eerste is zeldzaamheid vaak verbonden met een lage trefkans en leidt dus tot monitoringsproblemen (Keizer-Vlek 2009). Ten tweede is zeldzaamheid afhankelijk van de schaal waarop gekeken wordt. Een soort kan op landelijke schaal zeldzaam zijn maar op Europese schaal algemeen. Zeldzaamheid kan ook voortvloeien uit de zeldzaamheid van een habitat, waardoor een soort lokaal algemeen kan zijn. Ten derde is zeldzaamheid gerelateerd aan de grootte van een habitat, des te groter het habitat des te meer zeldzame soorten het bevat. Ten vierde kan de status van een soort variëren in de tijd, zeldzame soorten kunnen algemener worden en algemene zeldzamer.



Figuur 5: Drie typen beoordelingssystemen van natuurkwaliteit gebaseerd op de soortensamenstelling van de levensgemeenschap en de identiteit van individuele soorten, met elk een andere benaderingswijze: multimetric indices combineren verschillende aspecten van de levensgemeenschap (zodat verschillende onderdelen van het ecosysteem aan bod komen), zoals soortenrijkdom, tolerantie van soorten, functionele eigenschappen tot een score (de natuurwaardering), die vergeleken wordt met de referentiesituatie. Multivariate technieken, vergelijken de samenstelling van de levensgemeenschap bij een bepaalde mate van verstoring met de referentiesituatie en bepalen zo in hoeverre deze afwijkt, waarna een kwaliteitsoordeel gegeven kan worden. Waardering aan de hand van levensstrategieën is erop gebaseerd dat bepaalde functionele kenmerken (o.a. grootte, lichaamsvorm, levenscyclus, reproductie) matchen met bepaalde milieuomstandigheden, waardoor op basis van de aangetroffen strategieën een uitspraak gedaan kan worden over de heersende omstandigheden.

2.5.3 Waardering aan de hand van meervoudige indices

Enkelvoudige indices wordt nog steeds veel gebruikt en vormen de basis of een onderdeel van veel huidige beoordelingsmethoden. Na 1970, als gevolg van het toegenomen vermogen van computers en de daaraan gekoppelde mogelijkheden voor de toepassing van wiskundige methoden (multivariate analyse technieken, voorspellende modellen etc.), kwam de levensgemeenschap verder centraal te staan, en met name de vergelijking tussen de levensgemeenschappen van verstoorde locaties en de referentie of natuurlijke samenstelling (Bailey *et al.* 2004). In veel van de huidige biomonitoringsmethoden worden verschillende onderdelen van een biologisch systeem meegewogen, waardoor verschillende aspecten van het ecosysteem aan bod komen (Barbour *et al.* 1999, Karr & Chu 1999).

Voor natuurwaardering zijn drie van de op dit moment beschikbare technieken relevant, die voldoen aan vrijwel alle criteria opgesomd door Bonada *et al.* (2006), namelijk:

1. multimetric indices.
2. multivariate beoordelingstechnieken.
3. levensstrategieën.

Bij deze technieken ligt de nadruk op de samenstelling van de levensgemeenschap en de identiteit van de afzonderlijke taxa onder bepaalde omstandigheden en de overeenkomsten hiervan met de referentieomstandigheden (figuur 5).

Tabel 2: Voorbeeld van een Benthic Index of Biological Integrity voor stromende wateren. Deze multimetric index bestaat uit een combinatie van 10 metrics, die verschillende onderdelen van de levensgemeenschap omvatten (Karr & Chu 1999). Respons: > toename, < afname.

Metric	Voorspelde respons bij verstoring
Diversiteit	
Totaal aantal taxa	<
Aantal Ephemeroptera taxa	<
Aantal Plecoptera taxa	<
Aantal Trichoptera taxa	<
Aantal lang-levende taxa	<
Abundantie/samenstelling	
% 3 meest dominante taxa	>
Tolerantie	
Aantal intolerante taxa	<
% tolerante taxa	>
Functionele samenstelling	
% predatoren	<
Aantal 'klevers'	<

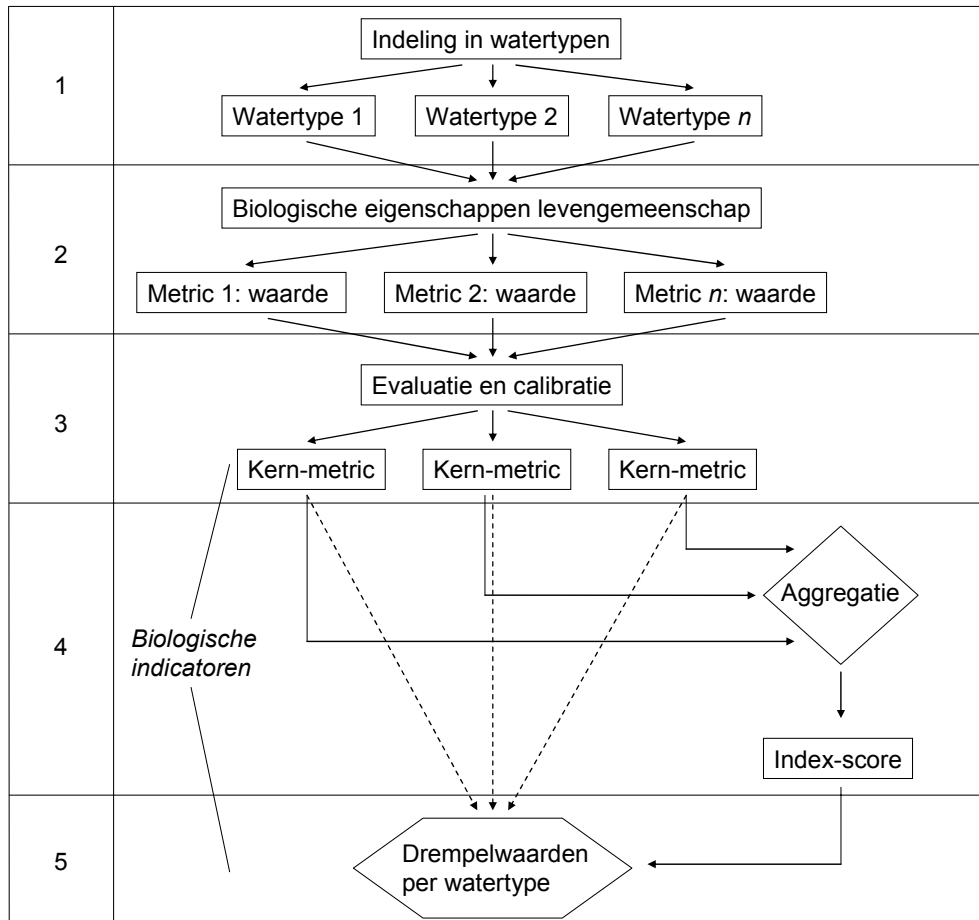
Multimetrics

Een metric is een meetbaar onderdeel of proces binnen een biologisch systeem waarvan aangetoond is dat het op een voorspelbare manier verandert als gevolg van menselijke verstoring (Barbour *et al.* 1999, Karr & Chu 1999). Veel gebruikte metrics om ecologische kwaliteit te waarden zijn bijvoorbeeld het totaal aantal soorten, de som van het aantal Ephemeroptera, Plecoptera en Trichoptera taxa, diversiteitsindices, aandeel van bepaalde voedingsgroepen en tolerantie-indices.

Multimetric indices (MMI) zijn gebaseerd op een combinatie van een aantal van deze individuele metrics. Hering *et al.* (2006a) onderscheiden twee typen multimetric indices. Het eerste type beoordelingssysteem wordt gebruikt voor het waarden van de algemene integriteit van het systeem. Het tweede type is een stressor-specifiek beoordelingssysteem. Een stressor-specifieke multimetric index kan alleen worden opgesteld wanneer een gradiënt van een bepaalde stressor aanwezig is en de autoecologie van de aangetroffen fauna goed bekend is. De multimetric benadering start met de selectie en evaluatie van een aantal voor een bepaald watertype geschikte metrics.

Deze metrics worden geïjkt op een serie wateren met toenemende mate van verstoring, zodat drempelwaarden vastgesteld kunnen worden, waarmee een indeling gemaakt kan worden van goed (natuurlijke of referentiesituatie) naar slecht (zwaar gedegrademd). Vervolgens kan de ontwikkelde MMI gebruikt worden om nieuwe locaties die behoren tot hetzelfde watertype te beoordelen (Barbour *et al.* 1999).

De ontwikkeling van een MMI voor een bepaalde stressor verloopt over het algemeen volgens een vast patroon van selectie van geschikte metrics en aggregatie hiervan tot een gecombineerde index (figuur 6). Er zijn enorm veel potentiële metrics, daarom is het belangrijk de meest relevante te selecteren voor het gebruik in een multimetric index.



Figuur 6: Ontwikkelen van een MMI in 5 stappen (Barbour et al. 1999): 1. Classificatie watertypen: op basis van biologische data worden referentie-locaties gegroepeerd, 2. kandidaat metrics relevant voor desbetreffende levengemeenschap worden geselecteerd aan de hand van een stressorgradiënt 3. evaluatie en calibratie, hieruit volgen kern-metrics, diegene met voldoende gevoeligheid voor verstoring en die voldoende informatie geven over de ecologische gevolgen voor levengemeenschap van verstoring. 4. Kern-metrics, waarvan waarden variëren, worden getransformeerd naar een dimensieloos getal en vervolgens geaggregeerd. 5. Bepalen van de drempelwaarden van de index, zodat onderscheid gemaakt kan worden tussen goed en slecht. Stippellijnen geven aan dat de informatie van de individuele metrics gebruikt kan worden bij het vinden van de oorzaken van de verstoring.

Een individuele metric moet aan verschillende criteria voldoen om voldoende informatief te zijn (Barbour et al. 1999, Stoddard et al. 2008):

- Ecologisch relevant met betrekking tot de te monitoren levengemeenschap en het doel van de studie (een kenmerk of taxon moet wel voorkomen of een reële trefkans hebben op de locatie waar het onderzoek plaatsvindt -> een metric die werkt voor een bepaalde regio, hoeft niet geschikt te zijn voor andere regio met andere soorten en landschappen). Macrofauna is niet de meeste geschikte indicator voor bepaalde stressoren, hiervoor kunnen bijvoorbeeld beter diatomeeën, macrofyten of vissen gebruikt worden (Hering et al. 2006b).
- Voldoende variatie in data van verschillende monsterlocaties: (brede data range).
- Reproduceerbaar (temporele stabiliteit).
- Gevoelig voor stressoren en een reactie hierop die te onderscheiden is van de natuurlijke variatie in de levengemeenschap (bijvoorbeeld natuurlijke gradienten, jaarlijkse fluctuaties in populaties).
- Onafhankelijk van andere metrics in de index.

Het voordeel van het combineren van individuele metrics is dat deze samen over het algemeen een beter beeld geven van de reactie van de levensgemeenschap op menselijke verstoring, omdat verschillende aspecten van het biologische systeem belicht kunnen worden (Barbour *et al.* 1999, Lücke & Johnson 2009). Belangrijk is dan ook dat wanneer verschillende metrics in een multimetric index gecombineerd worden, er verschillende elementen en processen uit het ecosysteem of de levensgemeenschap worden opgenomen. De volgende categorieën worden vaak gebruikt (Barbour *et al.* 1999, Hering *et al.* 2006a):

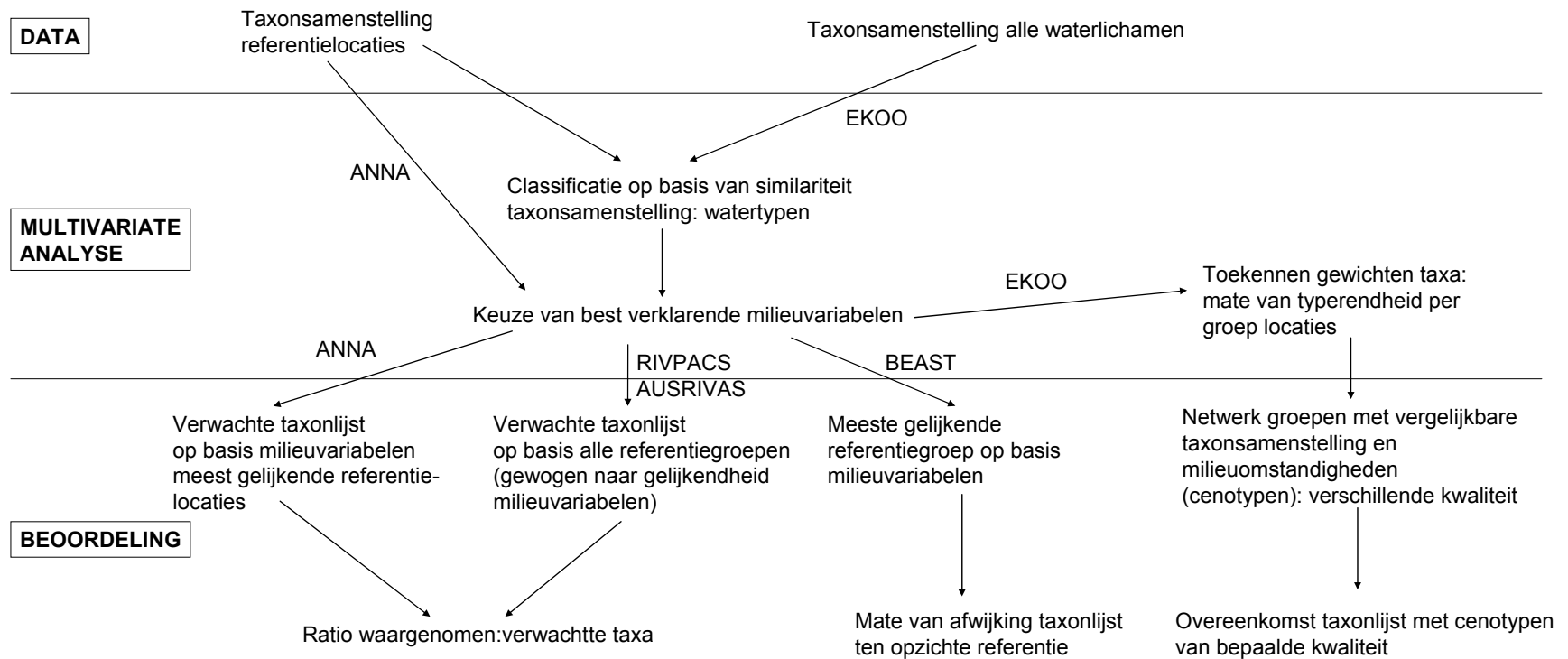
- *Rijkdom/diversiteit*: aantallen soorten, genera of hogere taxonomische niveau's binnen een bepaalde taxonomische groep, inclusief het totaal aantal taxa en diversiteitsindices.
- *Samenstelling*: relatieve aandeel van een bepaald taxon of taxonomische groep ten opzichte van het totaal aantal individuen; dominantie, verhoudingen tussen groepen etc., gebaseerd op aantal taxa of abundantie.
- *Gevoeligheid/tolerantie*: metrics gerelateerd aan taxa waarvan bekend is dat ze gevoelig/tolerant zijn voor een bepaalde stressor of verandering in milieumomstandigheden, gebaseerd op aan-/afwezigheid of abundantie.
- *Functionele kenmerken*: metrics gerelateerd aan de ecologische functie van taxa (afgezien van hun gevoeligheid voor stressoren), zoals voedingsgroepen, habitatpreferentie, stromingspreferentie, eigenschappen van hun levenscyclus, grootte etc., gebaseerd op aantal taxa of abundantie.

Karr & Chu (1999) voegen hier nog een categorie aan toe, namelijk een maat van de conditie van individuen van een soort (bijvoorbeeld de hoeveelheid misvormde Chironomiden in een populatie). Deze categorie is echter voor veel groepen ongewervelden moeilijk meetbaar, maar voor bijvoorbeeld vissen zeer relevant in verband met blootstelling aan toxische stoffen.

Uiteraard spelen in veel systemen meerdere stressoren een rol, al dan niet verwoven met elkaar. De ideale multimetric index is tegelijkertijd diagnostisch is voor deze verschillende stressorgradiënten. Losse elementen van zo'n index geven de effecten van individuele stressoren weer en gecombineerd wordt de algehele degradatie van het ecosysteem weergegeven. Op dit moment is de kennis van de autoecologie van aquatische organismen nog niet zo ver gevorderd dat een multidimensionale index tot de mogelijkheden behoort, maar MMI's voor verschillende stressorgradiënten worden veel en met succes gebruikt in de VS (Rapid Bioassessment Protocols, zoals de Benthic Index of Biological Integrity (B-IBI), Karr & Chu 1999) en recentelijk ook in Europa (bijv. AQEM, Hering *et al.* 2004) (tabel 2). Het merendeel van de MMI's is ontwikkeld voor stromende wateren, maar er zijn ook indices ontwikkeld voor onder andere meren (Lewis *et al.* 2001, Blocksom *et al.* 2002) en poelen (Menetrey *et al.* 2005, Solimini *et al.* 2008, Trigal *et al.* 2009). Een overzicht van succesvolle metrics voor stromende wateren uit Noord-Amerika en Europa is te vinden in bijlage 1. Deze lijst geeft een idee van wat voor typen metrics potentieel bruikbaar zijn voor de Nederlandse situatie.

Multivariate beoordelingstechnieken

Multivariate beoordelingstechnieken waarden de natuurkwaliteit aan de hand van een vergelijking tussen de in het te beoordelen waterlichaam aangetroffen levensgemeenschap en de samenstelling die verwacht wordt wanneer er sprake is van geen menselijke verstoring: de 'reference condition approach' (Bailey *et al.* 2004). Op basis hiervan zijn diverse modellen ontwikkeld waarmee de levensgemeenschap van een locatie beoordeeld kan worden. Alle modellen gebruiken cluster- en/of ordinatietechnieken om de overeenkomsten te bepalen tussen de levensgemeenschappen van verschillende locaties (figuur 7).



Figuur 7: Overzicht stappen die doorlopen worden in het beoordelingsproces voor de verschillende multivariate beoordelingstechnieken.

Het River InVertebrate Prediction And Classification System (RIVPACS; Wright *et al.* 1989), en het hiervan afgeleide AUStralian RIVER Assessment Scheme (AUSRIVAS; Simpson & Norris 2000) en het voor meren ontwikkelde Benthic Assessment of SedimenT model (BEAST; Reynoldson *et al.* 1997) classificeren referentielocaties met behulp van clustertechnieken in groepen met een vergelijkbare taxonsamenstelling. Hiervoor worden locaties als replica's gebruikt in plaats van meerdere monsters van één locatie. Het verschil tussen de referentielocaties binnen een cluster geeft de 'natuurlijke' variatie aan binnen het watertype aan. Vervolgens worden de milieuvariabelen geselecteerd die deze groepen referentiewateren het beste karakteriseren. Voor elke nieuw te beoordelen locatie kan nu op basis van de in dat waterlichaam gemeten milieuvariabelen een voorspelling gemaakt worden van de samenstelling van de levensgemeenschap wanneer deze een referentiekwaliteit had gehad.

Vervolgens wordt in RIVPACS en AUSRIVAS de verwachting berekend dat de te beoordelen locatie bij elk van de afzonderlijke referentiegroepen uit de clustering hoort, waarna in de uiteindelijke berekening van de voorspelde levensgemeenschap deze verwachting wordt meegewogen. Het verschil tussen de geobserveerde taxonsamenstelling en de te verwachten taxa geeft ten slotte een indicatie van de kwaliteit van het bemonsterde waterlichaam. Wanneer bijna alle voorspelde taxa op de locatie voorkomen (in de praktijk zijn vrijwel altijd sommige taxa afwezig) is de ratio tussen aangetroffen en verwachte taxa ongeveer 1. In BEAST wordt alleen het meest gelijkende referentiecluster gebruikt voor de vergelijking met de te beoordelen locatie. De mate van de afwijking ten opzichte van het meest gelijkende cluster geeft de staat aan waarin de nieuw beoordeelde locatie zich bevindt.

De classificatiestap, waar referentielocaties vooraf gegroepeerd worden en deze groepen gekoppeld worden aan de milieuomstandigheden op die locaties, wordt soms gezien als suggestief. Het recent ontwikkelde Assessment by Nearest Neighbour Analysis (ANNA; Linke *et al.* 2005) koppelt de referentielocaties en de te beoordelen locatie zonder de referenties te groeperen. Gebaseerd op de milieuvariabelen gemeten op de afzonderlijke locaties worden de overeenkomsten berekend tussen de te beoordelen locatie en de afzonderlijke referentielocaties. Vervolgens wordt de fauna van de te beoordelen locatie voorspeld op basis van de meest gelijkende referentielocaties en wordt er een vergelijking gemaakt tussen waargenomen en verwachte taxa analoog aan RIVPACS/AUSRIVAS.

Het in Nederland ontwikkelde EKO0 volgt een andere benaderingswijze (Verdonschot 1990, Verdonschot & Nijboer 2000). In plaats van het beschrijven van alleen de referentieomstandigheden, worden alle (dus ook de gedegradeerde) stadia waarin een watertype zich kan bevinden opgenomen in de classificatie. Voor elk watertype wordt zo een serie typen beschreven met een vergelijkbare soortensamenstelling en milieuomstandigheden, de zogenoemde cenotypen. Voor elke nieuw bemonsterde locatie wordt de overeenkomst berekend met de verschillende cenotypen, op basis waarvan een uitspraak gedaan kan worden over de kwaliteit.

Functionele kenmerken/levensstrategieën

Functionele kenmerken zijn de fysiologische, morfologische en ecologische eigenschappen van taxa, die gekoppeld zijn aan hun ecologische niche en functionele rol binnen een ecosysteem, zoals grootte, wijze van reproductie, voedingswijze en manier van voortbewegen. Onderzoek aan de relatie tussen functionele kenmerken van aquatische organismen en milieuomstandigheden maakt een belangrijk deel uit van de theoretische aquatische ecologie, maar wordt recentelijk ook steeds meer toegepast in de biomonitoring (Bonada *et al.* 2006).

Het principe achter de functionele kenmerken is dat milieu-omstandigheden werken als een 'filter', ofwel kenmerken zijn alleen geschikt onder bepaalde omstandigheden (Poff 1997). De

basis van deze benadering wordt gevormd door het 'habitat template model' van Southwood (1977, 1988). Dit model voorspelt dat wanneer de milieu-omstandigheden in een waterlichaam in dynamisch evenwicht zijn, de functionele samenstelling van de levensgemeenschap convergeert naar een dominantie van kenmerken die passen bij de heersende omstandigheden, onafhankelijk van de soortensamenstelling.

Verstorings zorgen voor wijzigingen in de heersende milieumomstandigheden, waardoor bepaalde kenmerken verdwijnen uit de levensgemeenschap, terwijl andere verschijnen. Het voorkomen van bepaalde kenmerken of levensstrategieën zegt dus iets over de milieumomstandigheden op een locatie (Usseglio-Polatera *et al.* 2000). Een voorbeeld is het aandeel 'klevers' in een beek. Klevers zijn soorten met morfologische aanpassingen aan hoge stroomsnelheden, zoals een afgeplatte lichaamsbouw, zuignappen om zich vast te houden aan het substraat etc. Wanneer als gevolg van hydromorfologische verstoring de stroomsnelheid in een beek sterk afneemt, worden soorten met deze kenmerken (die opeens niet meer noodzakelijk zijn) weggeconcentreerd door soorten met andere kenmerken, zoals klimmers.

Het grote voordeel van het gebruik van functionele kenmerken is dat deze universeel zijn, dus niet gebonden aan een bepaalde schaal. Ze kunnen dus vertaald worden tussen levensgemeenschappen, onafhankelijk van biogeografische regio's, waardoor de informatie op grote schaal toepasbaar is. Daarnaast geven functionele kenmerken informatie over de identiteit van soorten en koppelen zo de aanwezigheid van soorten met het verloop van ecosysteemprocessen. Charvet *et al.* (2000) onderzochten de bruikbaarheid van functionele kenmerken voor biomonitoring in vergelijking met puur de taxonomische samenstelling van de levensgemeenschap. Het bleek dat langs een gradiënt van milieumomstandigheden functionele kenmerken stabielere waren dan de taxonomische samenstelling van de levensgemeenschap.

Gayraud *et al.* (2003) hebben onderzocht welke functionele kenmerken het grootste potentieel hebben om menselijke verstoring (gedefinieerd als een combinatie van organische belasting, toxische beïnvloeding, scheepvaart, afname afvoer en kanalisatie) in grote rivieren te indiceren. De volgende kenmerken bleken effectief:

- Maximale grootte;
- Aantal nakomelingen per reproductiecyclus;
- Aantal reproductiecycli per individu;
- Levensduur adulten;
- Manier van voortplanting;
- Broedzorg;
- Lichaamsvorm;
- Voedingswijze.

Het toe- of afnemen van functionele kenmerken ten opzichte van een referentie (gemiddeld aandeel onder ongestoorde omstandigheden) kan gebruikt worden voor de diagnose van verstoringen (Carlisle & Hawkins 2008).

Het bleek dat soorten die afnemen na verstoring een andere combinatie van functionele kenmerken hebben dan soorten die toenemen na menselijke beïnvloeding van een waterlichaam. Daarnaast kon aan de hand van een klein aantal kenmerken voorspeld worden of een soort afnam of toenam na verstoring (figuur 8). Deze kenmerken kunnen in principe gebruikt worden bij de diagnose van de problemen in een waterlichaam.



Figuur 8: Boomdiagram opgesteld op basis van 423 beken in het westen van de Verenigde Staten met wisselende beïnvloeding van het stroomgebied (natuurlijk, verstedelijkt, landbouw). Aan de hand van een klein aantal functionele kenmerken kon afgeleid worden of een beek beïnvloed was of niet (Carlisle & Hawkins 2008).

Een nadeel van de functionele benadering is echter dat er nog veel kennishiaten zijn wat betreft de autoecologie van veel soorten. Functionele kenmerken worden meestal gekoppeld op soortsniveau, terwijl soorten gedurende hun levenscyclus verschillende eigenschappen kunnen hebben. Ondanks het gebruik van fuzzy-coding (schaling naar affiniteit met een bepaald kenmerk in plaats van binaire indeling) is er nog geen goede oplossing voor dit probleem. Ook is het vaak niet mogelijk om alle individuen in een monster tot op soortsniveau te determineren. Het gebruik van hogere taxonomische niveaus leidt weer tot meer onzekerheid in de toedeling in functionele kenmerken. Een ander probleem is de fylogenetische of evolutionaire koppeling van sommige kenmerken, waardoor een bepaald kenmerk kan optreden zonder dat dit gerelateerd is aan milieuomstandigheden van het habitat van de soort (Poff *et al.* 2006).

3 Hoe geschikt zijn de bestaande graadmeters voor de waardering van natuurkwaliteit?

3.1 Introductie

Doelsoorten hebben per definitie een lage trefkans; ze worden in reguliere monitoring dan ook weinig aangetroffen. Hierdoor wordt van slechts weinig wateren een goed beeld van de aquatische natuurkwaliteit verkregen. De vraag is echter in welke mate dit optreedt.

In dit hoofdstuk wordt onderzocht in hoeverre op basis van bestaande graadmeters een beeld gekregen kan worden van de natuurkwaliteit van twee verschillende Nederlandse watertypen: sloten en beken. Deze twee watertypen zijn zeer geschikt voor dit doel, aangezien ze:

- veel voorkomen in Nederland, wat afgezien van de relevantie ook als voordeel heeft dat er veel monsterlocaties voorhanden zijn waarvan zowel macrofaunamonsters genomen zijn als de waterkwaliteit bepaald is;
- de belangrijkste stressoren in deze ecosystemen bekend zijn;
- de macrofaunalevensgemeenschappen (vrij) goed bekend zijn.

Om beide watertypen te kunnen beoordelen, wordt eerst op basis van biologische en fysisch-chemische parameters een gradiënt van natuurkwaliteit opgesteld. Om tot een goede beoordeling van de kwaliteit te komen, zijn multivariate technieken gebruikt voor het classificeren van monsterlocaties in groepen met een vergelijkbare kwaliteit en samenstelling van de levensgemeenschap, de zogenoemde cenotypen (een voorbeeld hiervan is bijvoorbeeld te vinden in Nijboer *et al.* 2003).

Wanneer grote datasets geanalyseerd worden, die een groot gebied beslaan, bijvoorbeeld een fysisch-geografische regio of land, ontstaat een netwerk van cenotypen, waarbij elk cenotype staat voor een bepaalde combinatie van milieuomstandigheden en daarmee, wanneer menselijke verstoring wordt meegenomen, een stadium van degradatie. Dit vergemakkelijkt de bepaling van de sturende factoren voor de levensgemeenschappen in beide watertypen. Van belang is namelijk dat natuurlijke gradiënten van sturende milieufactoren zo veel mogelijk worden losgekoppeld van menselijke verstoringen. Een voorbeeld is droogval. In van nature droogvallende wateren ontbreken bepaalde groepen macrofauna, omdat deze groepen de periode van droogte niet kunnen overleven en geen aanpassingen hebben om de droge periode door te komen. Als er ook sprake zou zijn van een verstoringgradiënt, bijvoorbeeld eutrofiëring, is het niet duidelijk of deze groepen ontbreken door het droogvallen (de natuurlijke factor) of als gevolg van de eutrofiëring (bijvoorbeeld door het daaraan gekoppelde optreden van zuurstofloosheid gedurende de nacht).

Door het opstellen van een cenotypennetwerk kan dit probleem voor een groot deel ondervangen worden, door alle locaties die vallen binnen de cenotypen gekarakteriseerd door de factor droogval niet te gebruiken bij het onderzoeken van graadmeters. Na zo'n voorselectie kan een gradient van degradatie worden opgesteld die voornamelijk gebaseerd is op een vorm van menselijke verstoring, bijvoorbeeld eutrofiëring, organische belasting, veranderingen in de morfologie en hydrologie enzovoorts.

Deze kwaliteits- of degradatiegradiënt omvat de belangrijkste antropogene stressoren en vormt zo bij benadering een gradiënt in de natuurkwaliteit. In principe volgen de op biologische elementen (indicatiewaarde of zeldzaamheid soorten) gebaseerde graadmeters deze gradiënt.

3.2 Bestaande graadmeters om de natuurkwaliteit van sloten te bepalen

3.2.1 Selectie van de monsterlocaties

Voor natuurwaarderingsdoelen is een dataset nodig met hierin een groot aantal sloten van een verschillende natuurkwaliteit, zodat een gradiënt geconstrueerd kan worden van sloten met een goede kwaliteit tot sloten die in zeer slechte staat zijn. Voor de uiteindelijke toepasbaarheid is het belangrijk dat de monsterlocaties een grote ruimtelijke spreiding over het land vertonen, de monsters representatief zijn voor het gebied van herkomst en goed gekarakteriseerd zijn aan de hand van (a)biotische milieuvariabelen. Er is daarom gebruik gemaakt van de dataset die de basis vormt voor de slotentypologie (data van de waterschappen en Provincie Noord-Holland; Nijboer *et al.* 2003), gecombineerd met bemonsteringen uitgevoerd door Alterra in diverse gebieden met een natuurfunctie (Keizer-Vlek & Verdonchot 2008), resulterend in een dataset van monsters verzameld tussen 1979 en 2008.

Alle macrofaunamonsters zijn gestandaardiseerd naar een bemonstering met een standaardnet over een lengte van vijf meter. Indien deelmonsters zijn genomen van de bodem en oever is het oevermonster gestandaardiseerd naar 4 m en het bodemmonster naar 1 m. De abundanties zijn vervolgens opgeteld om een monster van 5 m te verkrijgen.

Omdat er grote verschillen in determinatieniveau waren tussen de verschillende monsters, is de soortenlijst taxonomisch afgestemd volgens de criteria beschreven in Nijboer *et al.* (2003), met als uitzondering dat larven van Coleoptera en nimfen van Heteroptera niet zijn meegenomen in de analyse.

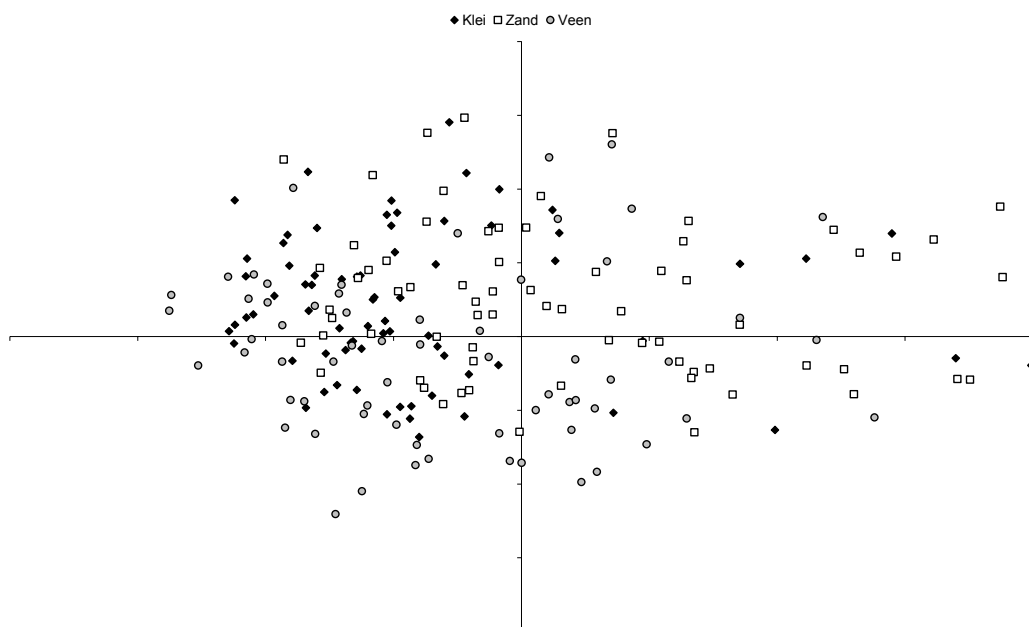
3.2.2 Correctie voor natuurlijke gradiënten

Essentieel voor de ontwikkeling van een beoordelingssysteem is het onderscheiden van de reactie van de macrofaunalevensgemeenschap op natuurlijke gradiënten, zoals zuurgraad, droogval en zoutgehalte, en het effect van menselijke verstoringen. Om deze natuurlijke gradiënten zo veel mogelijk te scheiden van menselijke verstoring, is er een voorselectie uitgevoerd aan de hand van de slotentypologie (Nijboer *et al.* 2003). Alleen monsters die sterke overeenkomst hadden met de cenotypen: matig grote, plantenrijke sloten (MP), matig grote zandsloten met een organisch belaste bodem (MO), matig grote, hypertrofe sloten met een krooslaag (MH), kleine, natuurlijke, vegetatierijke zandsloten (KP) en kleine, natuurlijke sloten met veen in de ondergrond of een laag organisch materiaal op zand (KV), zijn gebruikt in de analyse. Hierdoor is de invloed van zuurgraad, zoutgehalte, dimensies, toxische beïnvloeding, stroming en beschaduwning op de data zo klein mogelijk gemaakt.

Als extra controle zijn de milieuvariabelen gemeten op de overgebleven locaties gecontroleerd op bovenstaande factoren. Dit leidde tot de verwijdering van nog een aantal beschaduwde en toxisch belaste sloten uit de dataset. Sloten waarvan de bodem vlak voor bemonstering geschoond was, zijn ook weggelaten, aangezien schoning vaak tijdelijke veranderingen in de soortensamenstelling en abundanties tot gevolg heeft. Uiteindelijk bleef er na selectie een databestand over bestaande uit 223 slootmonsters, met het zwaartepunt in de westelijke en noordelijke helft van Nederland (figuur 9).



Figuur 9: Slooplocaties gebruikt in de analyse (n=223). Van elke locatie was een 5 m standaardnetmonster beschikbaar en jaargemiddelden van biologische en fysisch-chemische parameters.



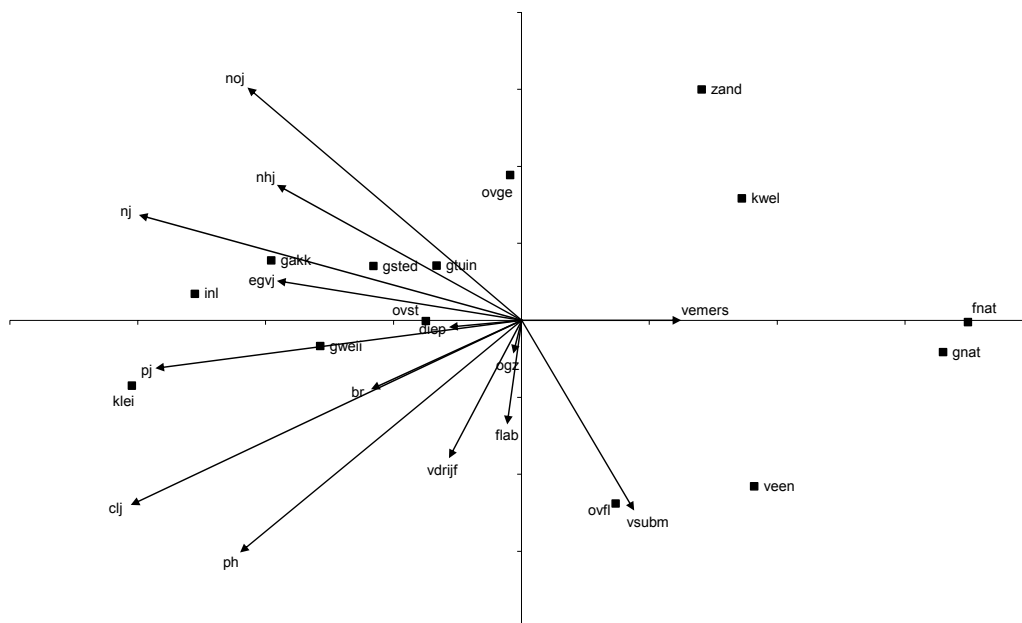
Figuur 10: DCA-diagram (as 1 horizontaal, as 2 verticaal) van de macrofauna op 223 locaties, ingedeeld naar de bodemtypen klei, zand en veen.

Het indelen van de sloten naar bodemtype, zoals in bijvoorbeeld in de KRW-maatlatten en het aquatisch supplement gebeurt, is voor de macrofauna weinig relevant, aangezien de fauna veel minder afhankelijk is van deze factor in vergelijking met bijvoorbeeld de vegetatie (Nijboer 2000). Om dit te bevestigen, is een Detrended Correspondentie Analyse (DCA) uitgevoerd op de $^{2}\log(x+1)$ getransformeerde macrofaunadata van de 223 monsters (er is gekozen voor een unimodale techniek, want de maximale gradiëntlengte bedroeg 3.21). De locatie van een punt in het diagram ten opzichte van de andere punten geeft de mate van overeenkomst in macrofauna met deze punten weer. Punten die dicht bij elkaar gelegen zijn, vertonen dus grote overeenkomsten in macrofaunasamenstelling. Wanneer het bodemtype grote invloed zou uitoefenen op de macrofaunasamenstelling, dan zouden de locaties met hetzelfde bodemtype bij elkaar komen te liggen in het diagram. Dit is niet het geval, op basis van de analyse (eigenwaarden as1-4, respectievelijk 0.22 (6.6% verklaarde variatie in macrofauna data), 0.15 (4.5%), 0.10 (3.9%) en 0.08 (2.4%) worden geen duidelijke clusters gevormd met dezelfde grondsoort, wat wijst op een geringe invloed van het bodemtype (figuur 10).

3.2.3 Karakteriseren van de belangrijkste degradatiegradiënt

Om een beeld te krijgen van de milieumomstandigheden op de verschillende slootlocaties is een Principale Componenten Analyse (PCA) met milieuvariabelen uitgevoerd met behulp van Canoco for Windows 4.5. De milieuvariabelen, uitgezonderd de nominale variabelen, zijn $^{10}\log(x+1)$ getransformeerd en de ordinatie is uitgevoerd met gecentreerde en gestandaardiseerde variabelen (tabel 3).

De belangrijkste gradiënt ligt langs de eerste PCA-as (eigenwaarde 0.15, 15% verklaard) en beschrijft in feite een trofie-gradiënt, met hoge nutriëntenwaarden, chloride-gehalte en EGV aan de linkerzijde (hoge mate van degradatie van de natuurkwaliteit) van het diagram (figuur 11). Deze locaties liggen relatief vaak op kleigrond. Bodemtype heeft dus wel invloed op de fysisch-chemische samenstelling van het slootwater.



Figuur 11: PCA diagram met biologische en fysisch-chemische parameters verzameld op 223 slootlocaties verspreid over het land. Zwarte blokjes geven nominale variabelen weer, pijlen continue variabelen. Afkortingen van de parameters staan beschreven in tabel 3.

Tabel 3: Fysisch-chemische, biologische en landgebruik-parameters gebruikt in de PCA van milieuvariabelen (figuur 11).

Afkorting	Beschrijving
<u>Regionale variabelen</u>	
veen	Bodemtype veen (0/1)
zand	Bodemtype zand (0/1)
klei	Bodemtype klei (0/1)
fnat	Terrein met natuurfunctie (0/1)
gnat	Grondgebruik natuur (ruigte, rietland etc) (0/1)
gakk	Grondgebruik akkerbouw (0/1)
gsted	Grondgebruik stedelijk gebied (0/1)
gtuin	Grondgebruik tuinbouw (0/1)
gweil	Grondgebruik weiland (0/1)
<u>Lokale variabelen</u>	
inl	Inlaat gebiedvreemd water (0/1)
kwel	Aanwezigheid van kwel (0/1)
NHj	Jaargemiddelde ammonium (mg/l)
Nj	Jaargemiddelde totaal-stikstof (mg/l)
NOj	Jaargemiddelde nitraat (mg/l)
pH	Gemiddelde zuurgraad
Pj	Jaargemiddelde totaal-fosfor (mg/l)
br	Breedte (m)
diep	Diepte (m)
ogz	Zomergemiddelde zuurstof (mg/l)
ovfl	Oevertorm flauw (0/1)
ovge	Oevertorm gemiddeld (0/1)
ovst	Oevertorm steil (0/1)
Vdrijf	Bedekking drijvende vegetatie (%)
vemers	Bedekking emerse vegetatie (%)
vsubm	Bedekking submerse vegetatie (%)
flab	Bedekkingspercentage flab (%)
clj	Jaargemiddelde chloride (mg/l)
EGVj	Jaargemiddelde EGV (mS/cm)

Aan de rechterzijde van het diagram zijn langs de eerste PCA-as de locaties met een ogenschijnlijk goede kwaliteit te vinden; hier treedt kwel op, heeft het omliggende gebied een natuurfunctie en is relatief veel emergente vegetatie te vinden in de sloten. De tweede as had een eigenwaarde van 0.10 en verklaarde nog een 10% van de variatie in de data. Deze as lijkt vooral een vegetatie-as te zijn, met een belangrijke rol voor het bedekkingspercentage van submerse en drijvende vegetatie, gekoppeld aan de oevertorm. Met een toenemend aantal assen nam de verklaarde waarde af; de derde as had een eigenwaarde van 0.07 (7% verklaarde variatie) en ten slotte de vierde as een eigenwaarde van 0.06 (6% verklaarde variatie).

De trofiegraad van het water is sterk verbonden met de natuurkwaliteit van een sloot. In eutrofe of hypertrofe wateren treedt vaak algenbloei op of raakt het wateroppervlak bedekt met kroos, resulterend in zuurstofloosheid van het water en daarmee verbonden het ontstaan van toxische verbindingen en het verdwijnen van submerse waterplantenvegetaties. Uiteindelijk leidt dit proces tot verlies van biodiversiteit. De trofiegradiënt, gekwantificeerd als de scores op PCA-as 1, wordt dan ook in de rest van het hoofdstuk als degradatiegradiënt van natuurkwaliteit gebruikt. De gradiënt is continu en loopt van 0 (goede kwaliteit) naar 4 (slechte kwaliteit).

3.2.4 Natuurkwaliteit sloten op basis van bestaande beoordelingssystemen en graadmeters

De degradatiegradiënt is vergeleken met vijf verschillende bestaande graadmeters voor natuurkwaliteit:

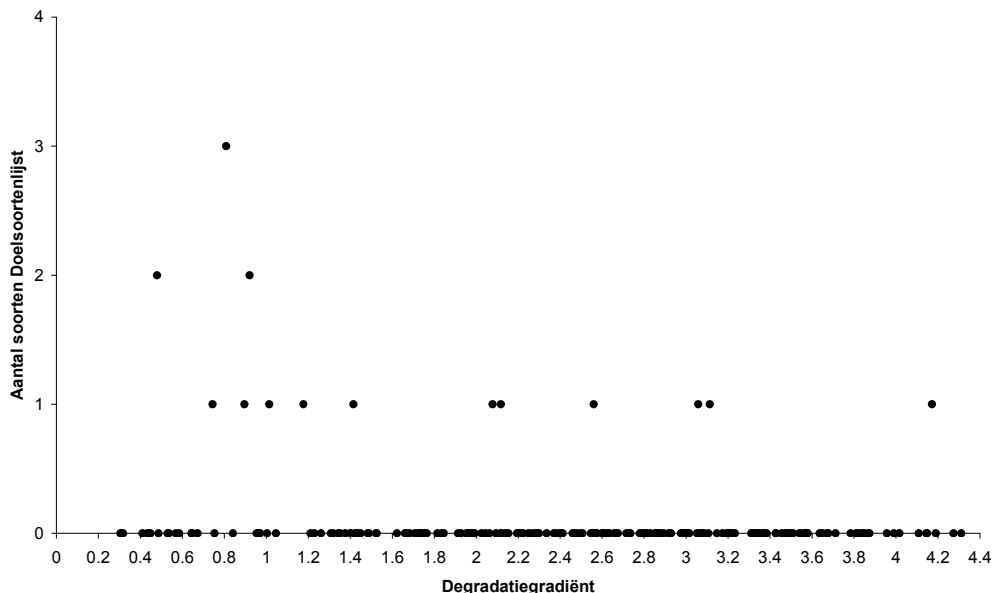
- Doelsoortenlijst LNV;
- Indicatorsoorten sloottypen Aquatisch Supplement 6 (AS6-6 t/m AS6-8, Nijboer 2000) en 7 (AS7-3 en AS7-4, Higler 2000);
- Indicatorsoorten Natuurdoeltype Gebufferde sloot (NDT3.15) (Bal *et al.* 2001);
- Zeldzaamheidslijst Nederlandse macrofauna (Nijboer & Verdonschot 2001);
- KRW-maatlatten gebufferde sloten (M1a en M8) (Evers *et al.* 2007).

Ondanks dat ook sloten op andere bodemtypen zijn opgenomen, zijn de graadmeters voor veensloten als modelsysteem voor een goede natuurkwaliteit gekozen, aangezien we verwachten dat dit het meest overeenkomt met de natuurlijke situatie in kleine, plantenrijke ondiepe wateren.

Voor elk monster langs de degradatiegradiënt is het aantal aangetroffen doelsoorten of indicatoren bepaald, de zeldzaamheid van elk taxon in het monster en de EKR-maatlatscore (EKR = ecologische kwaliteit ratio) van het totale monster (met behulp van QBWat 4.21). Vervolgens is een regressie uitgevoerd tussen het aantal of de score van het desbetreffende monster en de positie op de degradatiegradiënt, waarbij als drempelwaarde voor een significant verband $p < 0.01$ is gebruikt (alle statistische testen zijn uitgevoerd in SPSS for Windows 15.0).

Doelsoorten

Het aantal doelsoorten aangetroffen op de slootlocaties was zeer laag; slechts op 14 van de 223 locaties werden één of meerdere doelsoorten gevonden (figuur 12). Deze lage aantallen waren dan ook niet geschikt voor het uitvoeren van een regressie. Meer dan één doelsoort werd gevonden in twee sloten in het plasseengebied bij Tienhoven, Utrecht (2 en 3 doelsoorten) en in een sloot in de Wieden, Overijssel (2 doelsoorten).

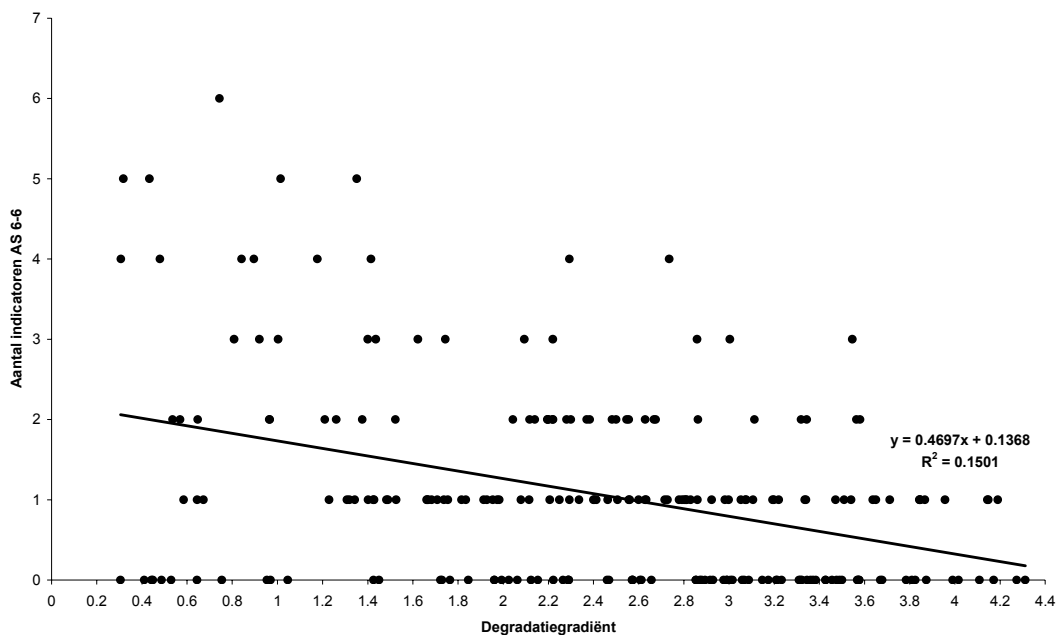


Figuur 12: Doelsoorten aangetroffen in 5 m netmonsters van 223 slootlocaties, uitgezet tegen de degradatiegradiënt (0: goed, 4: slecht).

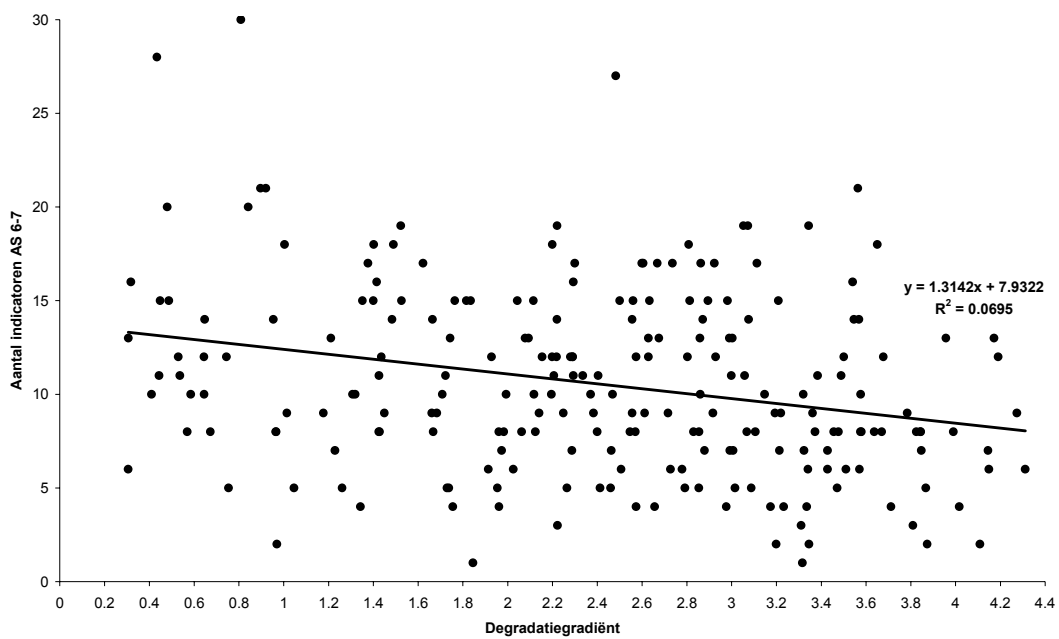
Meer dan tweederde van de monsters waarin doelsoorten werden aangetroffen, zijn genomen op locaties met een gemiddelde of goede natuurkwaliteit (lage score op degradatiegradiënt). Echter, het aantal monsters zonder doelsoorten is ook op weinig gedegreerde plekken erg hoog. Dit lage aantal geeft de kern van het probleem met doelsoorten aan; de trefkans van deze soorten is te laag om aan de aanwezigheid ervan een indicatieve waarde te verbinden.

Aquatisch supplement indicatoren

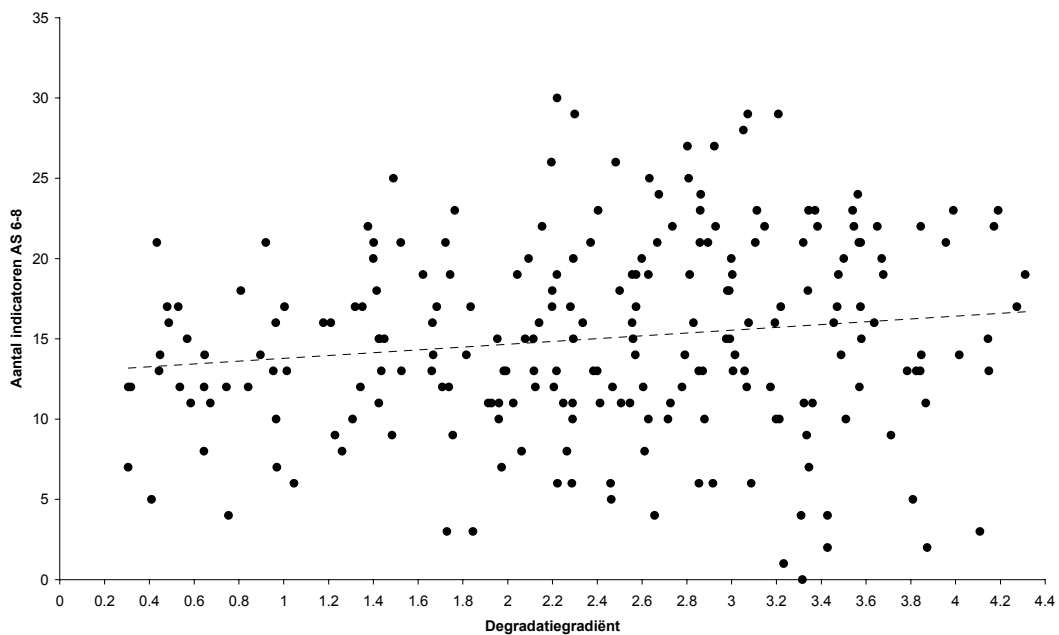
Het aantal soorten dat indicatief was voor mesotrofe veensloten (AS6-6) was lager op de meer gedegreerde locaties (figuur 13). Het aantal indicatoren per monster was echter laag en het verband was relatief zwak (R^2 : 0.15). Het aantal indicatoren van eutrofe veensloten (AS6-7) was veel hoger dan het aantal voor mesotrofe veensloten; in alle monsters zijn één of meerdere indicatoren aangetroffen. Het verband met de degradatiegradiënt was echter zwakker (R^2 : 0.07) in vergelijking met het verband voor mesotrofe veensloten. Een verklaring hiervoor kan zijn dat soorten van mesotrofe omstandigheden over het algemeen kritischer zijn dan soorten van eutrofe omstandigheden en daardoor een hoger onderscheidend vermogen hebben langs de degradatiegradiënt (figuur 14). Tussen het aantal indicatoren voor kleisloten (AS6-8) en de degradatiegradiënt werd geen significant verband gevonden (figuur 15). In vergelijking met de indicatoren voor de andere sloottypen was het aantal indicatoren voor kleisloten in de meeste sloten relatief hoog. Er was een zwak negatief verband (R^2 : 0.05) tussen het aantal indicatoren van oligo- tot mesotrofe laagveensloten (AS7-3) en de degradatiegradiënt (figuur 16). Voor het aantal indicatoren van meso- tot eutrofe laagveensloten (AS7-4) werd er geen significant verband gevonden (figuur 17).



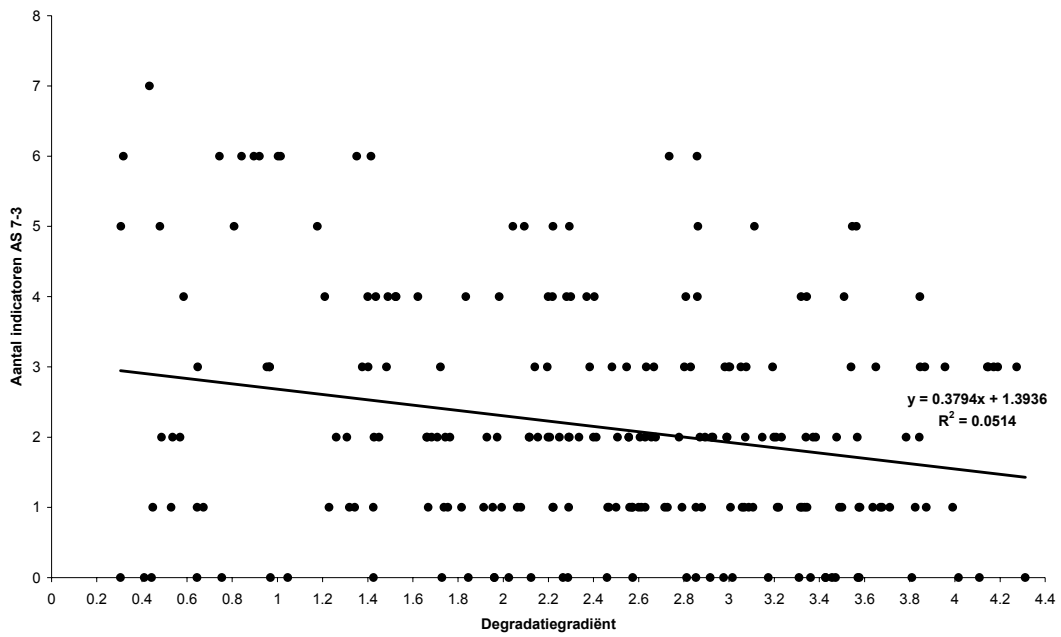
Figuur 13: Verband tussen het aantal indicatoren van mesotrofe veensloten (AS6-6) in 5 m netmonsters en de degradatiegradiënt (0: goed, 4: slecht).



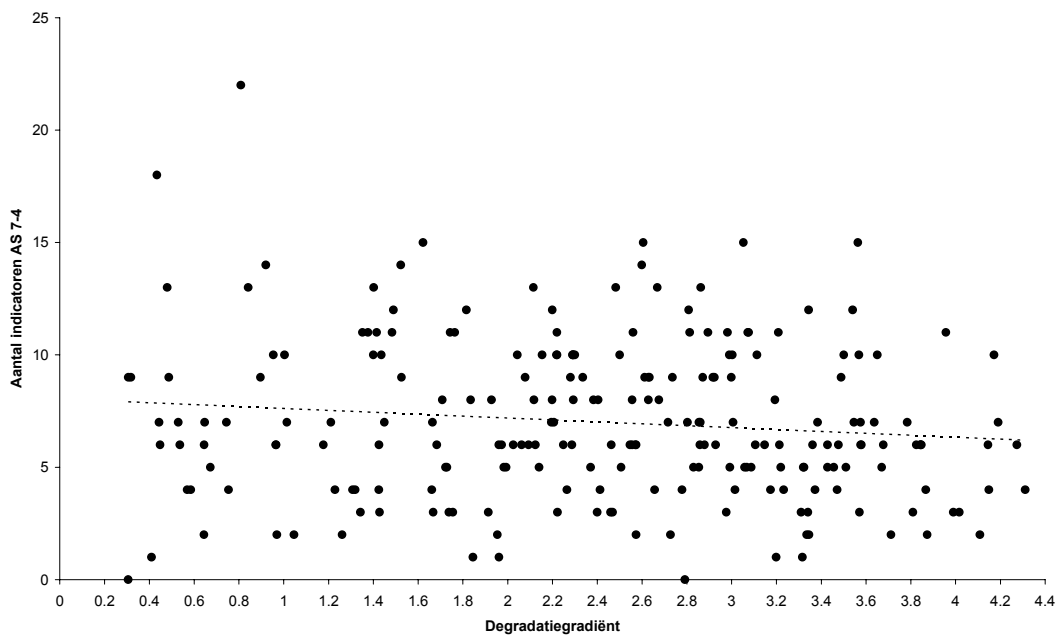
Figuur 14: Verband tussen het aantal indicatoren van eutrofe veensloten (AS6-7) in 5 m netmonsters en de degradatiegradiënt (0: goed, 4: slecht).



Figuur 15: Verband tussen het aantal indicatoren voor kleislotten (AS6-8) in 5 m netmonsters en de degradatiegradiënt (0: goed, 4: slecht). Er is geen significant verband gevonden (stippellijn).



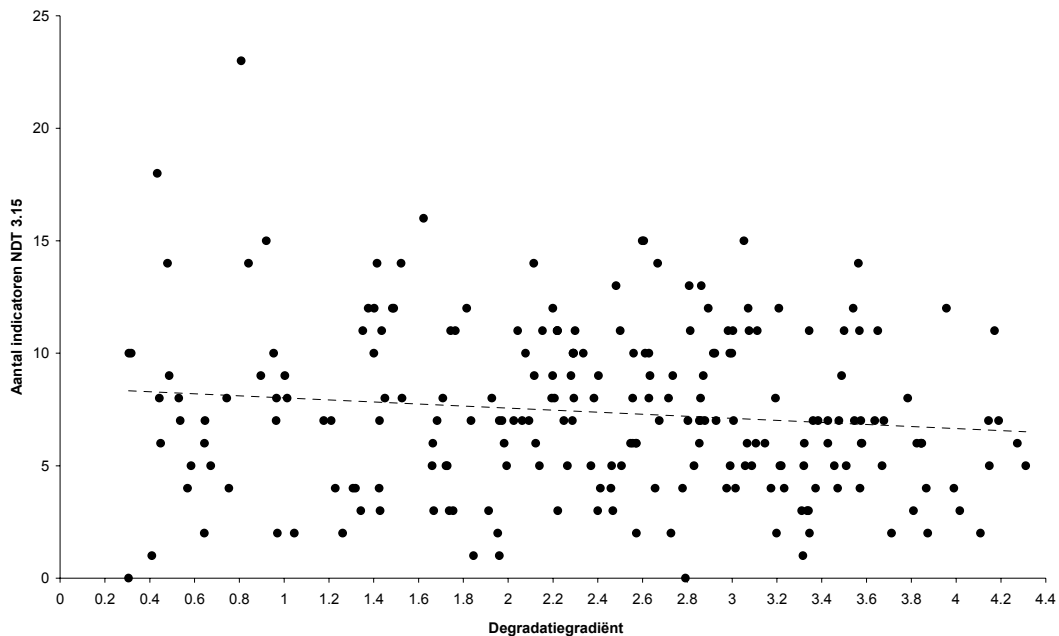
Figuur 16: Verband tussen het aantal indicatoren voor oligo- tot mesotrofe sloten (AS7-3) in 5 m netmonsters en de degradatiegradiënt (0: goed, 4: slecht).



Figuur 17: Verband tussen het aantal indicatoren voor meso- tot eutrofe sloten (AS7-4) in 5 m netmonsters en de degradatiegradiënt (0: goed, 4: slecht). Er is geen significant verband gevonden (stippellijn).

Indicatoren Natuurdoeltype Gebufferde sloot (NDT3.15)

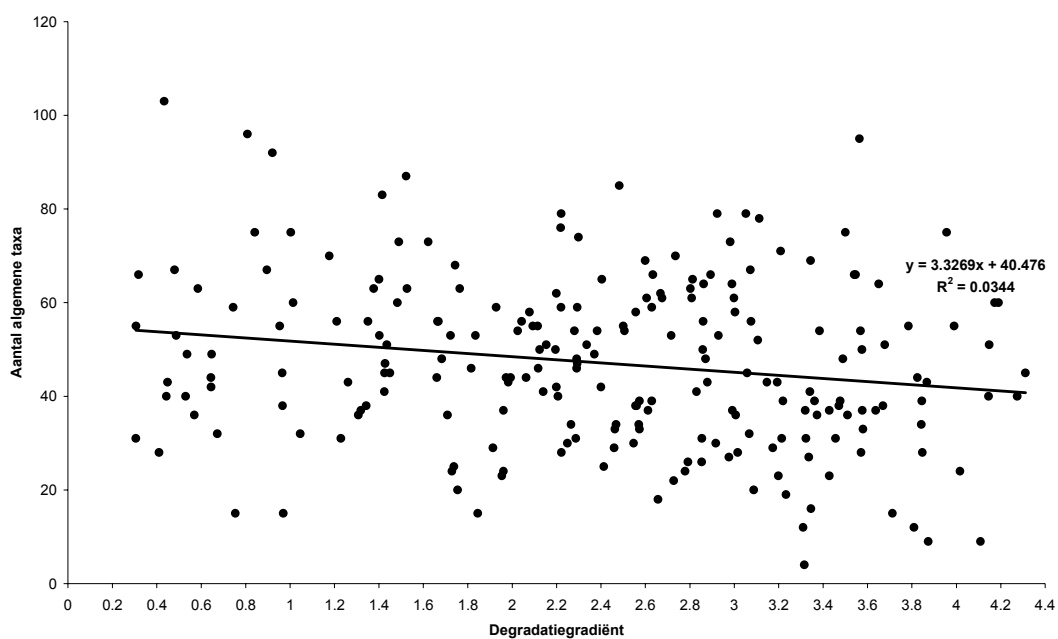
De relatie tussen de indicatoren van het Natuurdoeltype Gebufferde sloot (NDT3.15) en de degradatiegradiënt was niet significant (figuur 18). Er was geen duidelijk verband zichtbaar, net zoals bij de meso- tot eutrofe sloten (AS7-4). Dit is niet verwonderlijk, aangezien 32 van de 33 indicator taxa van AS7-4 ook indicator zijn voor NDT3.15 (waarvan in totaal 36 taxa zijn aangetroffen). Het aantal natuurdoeltypeindicatoren in een netmonster geeft dus geen informatie over de natuurkwaliteit van de locatie waar het monster genomen is.



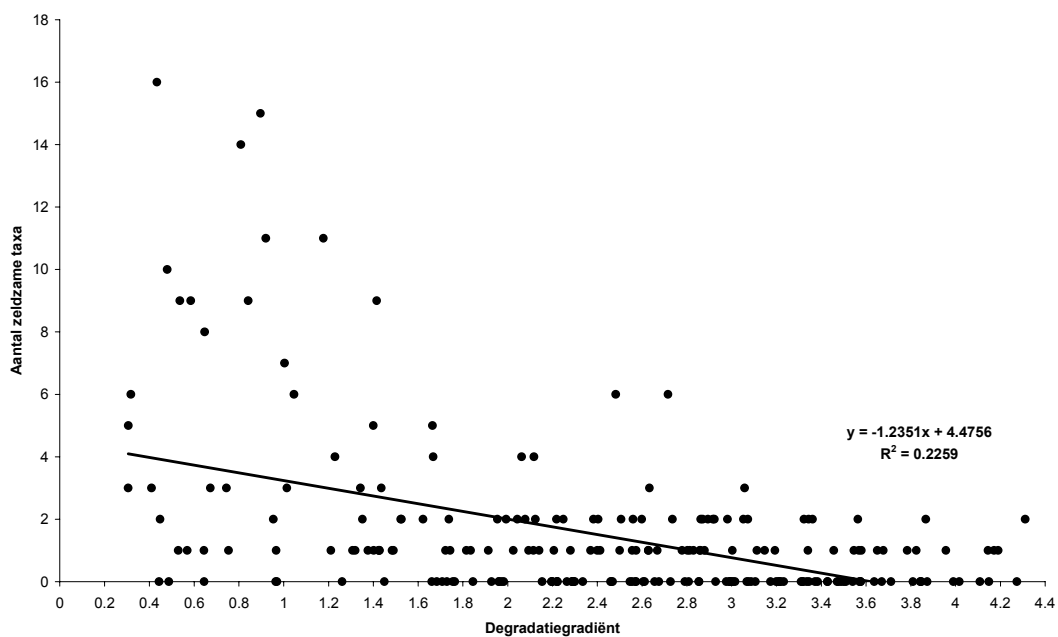
Figuur 18: Verband tussen het aantal indicatoren voor het Natuurdoeltype Gebufferde sloot (NDT 3.15) in 5 m netmonsters en de degradatiegradiënt (0: goed, 4: slecht). Er is een significant verband gevonden (stippellijn).

Zeldzaamheid

De macrofauna aangetroffen in de netmonsters is ingedeeld in twee groepen; algemene (som van zeer algemene, algemene en vrij algemene soorten) en zeldzame (som van vrij zeldzame, zeldzame en zeer zeldzame) soorten, zoals gedefiniëerd in de Zeldzaamheidslijst macrofauna; Nijboer & Verdonschot 2001). Het bleek dat er tussen het aantal algemene taxa in een netmonster en de degradatiegradiënt een significant, maar zeer zwak verband bestond (figuur 19). Daarmee is het aantal algemene taxa dan ook niet erg informatief. Tussen het aantal zeldzame taxa en de degradatiegradiënt bestond daarentegen een sterker lineair verband (R^2 : 0.23) (figuur 20). Op de monsterlocaties met de beste kwaliteit werden over het algemeen meer zeldzame soorten aangetroffen, met een maximum van 16 zeldzame soorten op één locatie. Tussen de locaties met een mindere natuurkwaliteit leken weinig verschillen te zijn. De spreiding in aantallen zeldzame soorten was echter zeer groot binnen de locaties met een goede kwaliteit, waardoor ook deze maat niet in alle gevallen informatief was. Zeldzaamheid van macrofauna lijkt dus vooral geschikt om locaties met een (zeer) goede natuurkwaliteit te onderscheiden van de overige locaties.



Figuur 19: Verband tussen de degradatiegradiënt (0: goed, 4: slecht) en het aantal algemene taxa (som van zeer algemene, algemene en vrij algemene taxa).

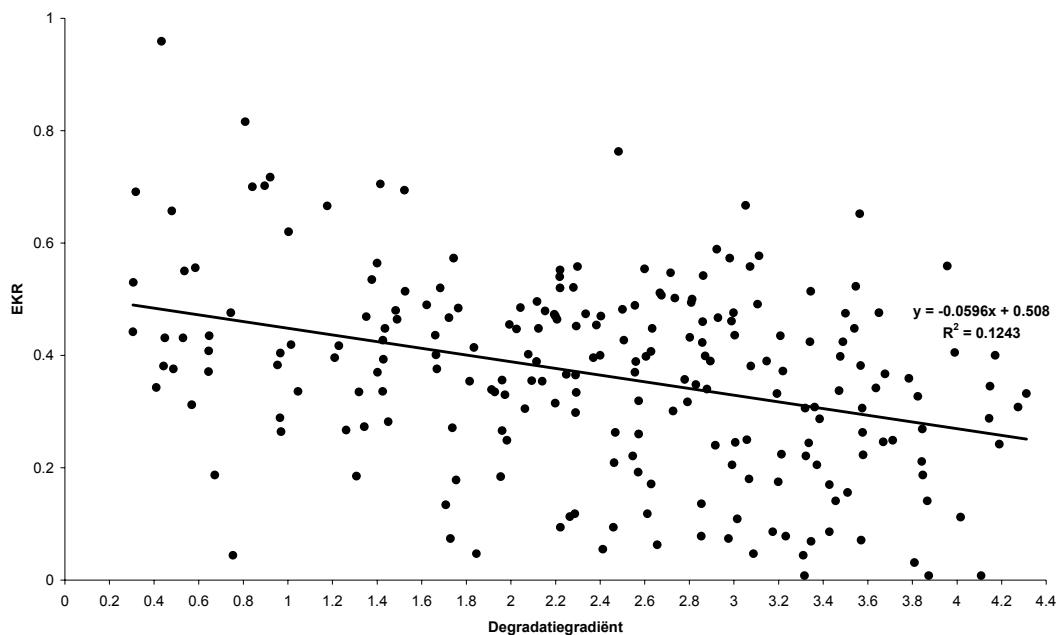


Figuur 20: Verband tussen de degradatiegradiënt (0: goed, 4: slecht) en het aantal zeldzame taxa (som van vrij zeldzame, zeldzame en zeer zeldzame taxa).

KRW-maatlatten sloten

Alle monsters zijn toegedeeld aan de KRW-sloottypen gebufferde sloten op minerale bodem (M1a) en gebufferde laagveensloten (M8). De overeenkomst tussen beide maatlatten is groot, aangezien in de berekening van de EKR gebruik gemaakt wordt van dezelfde lijst positieve en negatieve indicatoren (met een andere weegfactor per type). Vervolgens is voor alle monsters de EKR uitgerekend.

De EKR-maatlatscores van de KRW-maatlatten voor de typen vertoonden een zwak lineair verband (R^2 : 0.12) met de degradatiegradiënt (figuur 21). Echter, de spreiding langs de complete gradiënt was zeer hoog, wat de bruikbaarheid als graadmeter voor natuurkwaliteit sterk vermindert.



Figuur 21: Verband tussen de EKR voor de KRW-maatlatten gebufferde sloten (M1a en M8) en de degradatiegradiënt (0: goed, 4: slecht) voor 223 slootlocaties.

3.2.5 Conclusies natuurkwaliteit en graadmeters sloten

De bestaande graadmeters voor sloten laten geen sterke verbanden zien met een kwaliteitsgradiënt gebaseerd op de gegevens van 223 slootlocaties. Het sterkste verband werd gevonden voor het aantal zeldzame soorten in het monster. Deze graadmeter vertoonde echter een sterke spreiding tussen de waarden. De indicatoren voor de Aquatisch Supplementtypen Mesotrofe veensloot (AS6-6) en de EKR-maatlatscore van de KRW-maatlatten gebufferde sloten op minerale bodem (M1a) en gebufferde laagveensloten (M8) beschreven beter de veranderingen in kwaliteit langs de totale degradatiegradiënt, echter al deze graadmeters vertoonden slechts een zwak lineair verband met de gradiënt (R^2 : 0.12-0.15), als gevolg van een grote spreiding in de aantallen of scores. Doelsoorten van de Doelsoortenlijst werden te weinig aangetroffen in standaardnetmonsters om hieraan een indicatieve waarde te kunnen verbinden. De overige graadmeters (AS6-7, AS6-8, AS7-3, AS7-4, NDT3.15 en het aantal algemene soorten) waren weinig tot niet informatief.

3.3 Bestaande graadmeters om de natuurkwaliteit van beken te bepalen

3.3.1 Selectie van de monsterlocaties

Voor de analyse is gebruik gemaakt van de dataset die de basis vormt voor de bekentypologie (Verdonschot & Nijboer 2004). Deze dataset bevat monsters van zowel beken in goede staat als sterk gedegreerde locaties, verzameld in alle delen van het land vanaf 1990 (figuur 22). De macrofaunamonsters zijn gestandaardiseerd naar een monsterlengte van 5 m standaard-macrofaunanet over het totaal aan habitats in het beektraject en vertegenwoordigen representatieve situaties uit de regio waar de monsters genomen zijn. Deze selectie is gemaakt in overleg met de lokale waterbeheerders. Ook was van belang bij de selectie dat er van de locaties voldoende fysisch-chemische gegevens, veldomstandigheden en stroomgebiedsgegevens voor handen waren. Omdat er grote verschillen in determinatieniveau waren tussen de verschillende monsters, is de soortenlijst taxonomisch afgestemd volgens de criteria beschreven in Verdonschot & Nijboer (2004).



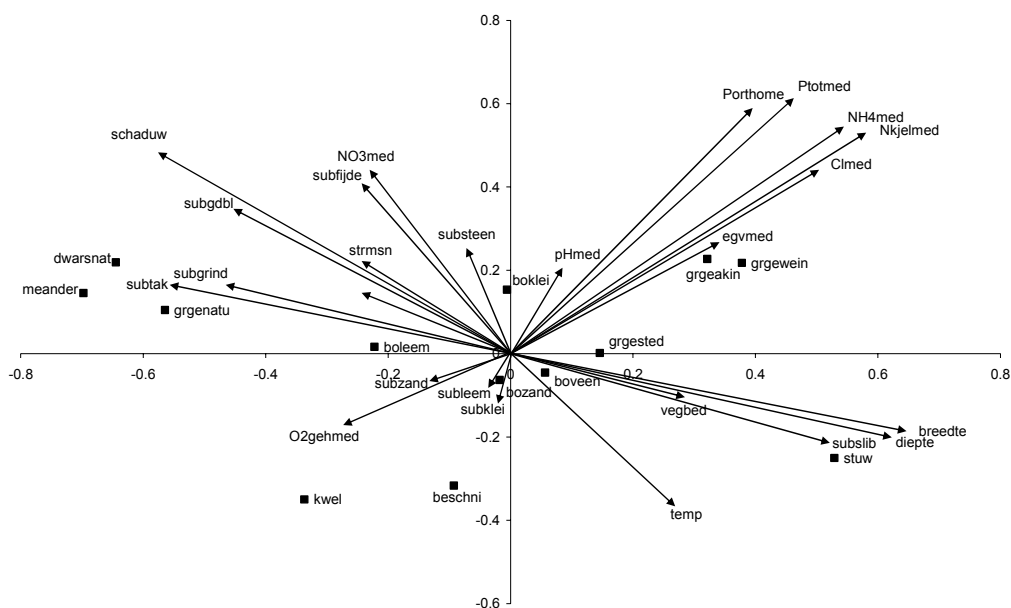
Figuur 22: Beeklocaties gebruikt in de analyse (n=453). Van elke locatie was een 5 m standaardnetmonster beschikbaar en jaargemiddelden van biologische en fysisch-chemische parameters.

3.3.2 Correctie voor natuurlijke gradiënten

Essentieel voor de ontwikkeling van een graadmeter is het onderscheiden van de reactie van de macrofaunalevensgemeenschap op natuurlijke gradiënten en het effect van menselijke verstoringen. Om deze factoren de ontwikkeling van de index niet te laten beïnvloeden, zijn monsters genomen in periodiek droogvallende beken verwijderd.

Twee belangrijke natuurlijke gradiënten bleven over, namelijk beekorde (boven-, midden of benedenloop) en stroomsnelheid (snel of langzaam stromend). Deze gradiënten waren echter sterk verweven met de degradatiegradiënt. Opsplitsen in subdatasets naar beekorde en

stroomsnelheid zou een optie kunnen zijn om dit potentiële probleem te ondervangen. Dit was echter in beide gevallen niet mogelijk vanwege een tekort aan geschikte data; de monsterverdeling over de verschillende typen, wat betreft deze gradiënten, was zeer ongelijk. Wanneer de KRW-typologie wordt aangehouden, bleek dat 56% van de monsters genomen was in langzaam stromende bovenlopen op zand (R4), 27% in langzaam stromende midden-/benedenlopen op zand (R5) en 9% in langzaam stromend riviertjes op zand/klei (R6). Naast een ongelijke verdeling in aantallen monsters per type, waren beekorde en een mindere mate stroomsnelheid sterk gekoppeld aan de mate van degradatie. Vrijwel alle halfnatuurlijke beken waren bovenloopjes, terwijl de benedenlopen in alle gevallen sterk gedegradieerd waren. Hierdoor was het niet mogelijk volledige degradatiegradiënten van goed tot slecht te construeren. We hebben daarom besloten de dataset niet op te splitsen in subdatasets. Dit resulteerde in een dataset bestaande uit 453 monsterlocaties. Het verdient aanbeveling dit in de toekomst wel te doen, bijvoorbeeld door laaglandbeken uit Duitsland, die een hogere kwaliteit hebben, toe te voegen.



Figuur 23: PCA-diagram van milieuvariabelen 453 bemonsteringslocaties van beken verspreid over het land. Zwarte blokjes geven nominale variabelen weer, pijlen continue variabelen. Afkortingen van de parameters staan beschreven in tabel 5.

3.3.3 Karakteriseren van de belangrijkste degradatiegradiënt

Om een beeld te krijgen van de milieumomstandigheden op de verschillende locaties is een PCA met milieuvariabelen uitgevoerd, waarbij de milieuvariabelen (uitgezonderd de nominale variabelen) $^{10}\log(x+1)$ getransformeerd zijn en de ordinatie uitgevoerd is met gecentreerde en gestandaardiseerde soorten (tabel 4).

De belangrijkste gradiënt ligt langs de eerste PCA-as (eigenwaarde 0.16, 16,1% verklaard) en beschrijft in feite een gradiënt van algehele degradatie, met aan de linkerkant de meer natuurlijke beken en rechts in het diagram de zwaar gedegradieerde situaties (figuur 23). Morfologische en hydrologische degradatie (verlies van meandering en natuurlijk dwarsprofiel, fluctuaties in stroomsnelheid, verslibbing, aanbrengen van stuwen) en organische belasting/eutrofiëring treden gelijktijdig op, waardoor de individuele stressors niet van elkaar

te scheiden zijn. Daarnaast spelen de dimensies van de beek hierbij ook nog een rol; dit is verklaarbaar, aangezien bijvoorbeeld vanuit een bovenloop geredeneerd het optreden van de situatie uit een middenloop een teken van verstoring is. Stroomsnelheid bleek weinig invloed te hebben op de degradatiegradiënt.

Tabel 4: Milieuv variabelen beeklocaties gebruikt in de analyse.

Afkorting	Beschrijving
<u>Regionale variabelen</u>	
boklei	Bodemtype klei (0/1)
boleem	Bodemtype leem (0/1)
boveen	Bodemtype veen (0/1)
bozand	Bodemtype zand (0/1)
grgeakin	Grondgebruik omgeving akkerbouw intensief (0/1)
grgenatu	Grondgebruik omgeving natuur (0/1)
grgested	Grondgebruik omgeving stedelijk (0/1)
grgewein	Grondgebruik omgeving weiland intensief (0/1)
<u>Lokale variabelen</u>	
Clmed	Mediaan chloride (mg/l)
breedte	Breedte (m)
diepte	Diepte 9 (m)
dwarnat	Natuurlijk dwarsprofiel (0/1)
egvmed	Mediaan EGV (uS/m)
beschni	Geen talud-beschoeiing (0/1)
kwel	Kwel-invloed (0/1)
meander	Meandering (0/1)
NH4med	Mediaan ammonium (mg/l)
Nkjelmed	Mediaan Kjeldahl-stikstof (mg/l)
NO3med	Mediaan nitraat (mg/l)
O2gehmed	Mediaan zuurstofgehalte (mg/l)
pHmed	Mediaan pH
Porthome	Mediaan orthofosfaat (mg/l)
Ptotmed	Mediaan totaal-fosfor (mg/l)
schaduw	Hoogste percentage van linker- of rechteroever (%)
strmsn	Stroomsnelheid (m/s)
stuw	Aanwezigheid stuw (0/1)
subfijde	Substraat fijne detritus (%)
subgdbl	Substraat grove detritus/blad (%)
subgrind	Substraat grind (%)
subklei	Substraat klei (%)
subleem	Substraat leem (%)
subslib	Substraat slib (%)
substeen	Substraat stenen (%)
subtak	Substraat takken (%)
subzand	Substraat zand (%)
temp	Temperatuur (°C)
vegbed	Vegetatiebedekking totaal (%)

De tweede as had een eigenwaarde van 0.09 en verklaarde nog eens 9,2% van de variatie in de data. Deze as lijkt net zoals de eerste as verband te houden met de nutriëntengehalten van het beekwater en de ligging van beken in bossen (beschaduwing, aanwezigheid van hoge bedekkingen van de substraten grove detritus, blad en fijne detritus). Met een toenemend aantal assen nam het verklarend percentage af; de derde as had een eigenwaarde van 0.07 (7% verklaarde variatie) en ten slotte de vierde as een eigenwaarde van 0.05 (5% verklaarde variatie).

De scores van de locaties op de eerste PCA-as worden in de rest van het hoofdstuk gebruikt als de positie langs een gradiënt van algehele degradatie, die de combinatie van de stressoren veranderingen in de morfologie, hydrologie en organische belasting/eutrofiëring vertegenwoordigt.

3.3.4 Natuurkwaliteit beken op basis van bestaande graadmeters

De degradatiegradiënt is vergeleken met vijf verschillende graadmeters van natuurkwaliteit:

- Doelsoortenlijst (LNV);
- Indicatorsoorten beken Aquatisch Supplement 2 (AS2-3 t/m AS2-15, Verdonschot 2000);
- Indicatorsoorten Natuurdoeltypen Stromende wateren (NDT3.3-3.8, Bal *et al.* 2001);
- Zeldzaamheidslijst Nederlandse macrofauna (Nijboer & Verdonschot 2001);
- KRW-maatlatten stromende wateren (R-typen, Evers *et al.* 2007).

Voor elk monster langs de degradatiegradiënt is het aantal aangetroffen doelsoorten of indicatoren bepaald, de zeldzaamheid van elk taxon in het monster en de EKR-maatlatscore van het totale monster (met behulp van QBWat 4.21). Vervolgens is een regressie uitgevoerd tussen het aantal of de score en de positie van het desbetreffende monster op de degradatiegradiënt.

Aangezien de dataset een groot aantal monsterlocaties omvatte, is ook een kwantiel-regressie voor de ondergrens (5% percentiel) en de bovengrens (95% percentiel) van de puntenwolk uitgevoerd voor een aantal graadmeters. Toevoegen van kwantiel-regressielijnen kan een completer beeld geven wanneer verbanden tussen ecologische variabelen worden onderzocht dan de standaard regressie alleen. Er is in sommige gevallen namelijk sprake van wigvormige verbanden tussen variabelen, waardoor ook de boven- of ondergrens van de puntenwolk informatief zijn, omdat deze gestuurd kunnen worden door andere (niet in de analyse opgenomen) factoren (Cade & Noon 2003).

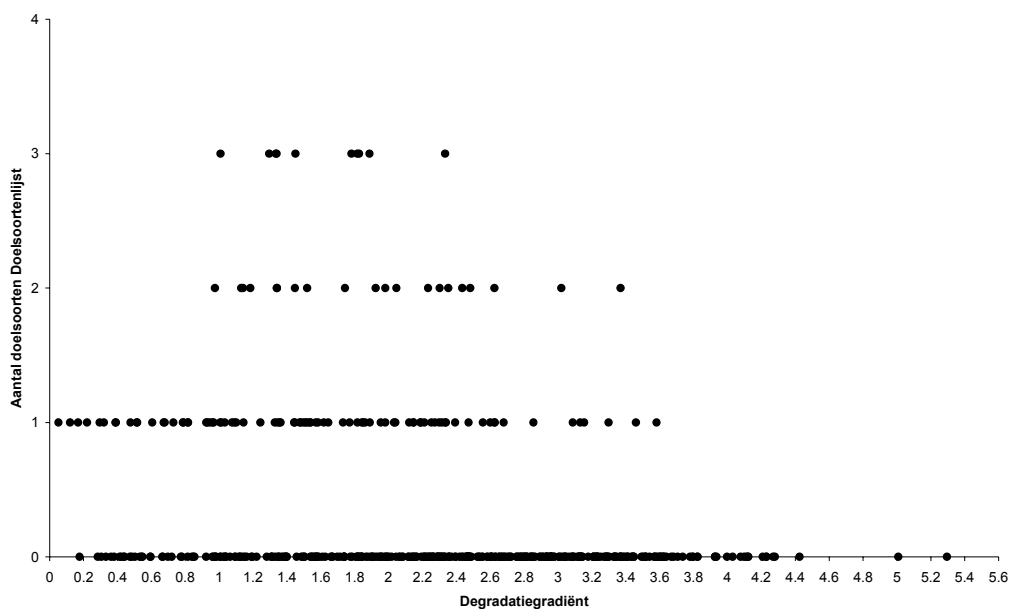
Doelsoorten

In totaal werden in 116 netmonsters van de in totaal 453 monsters één of meerdere doelsoorten van de Doelsoortenlijst aangetroffen, met een maximum van 3 doelsoorten. In totaal waren 46 soorten van de Doelsoortenlijst in de dataset vertegenwoordigd. In 10 monsters werden 3 doelsoorten gevonden, in 20 monsters 2 doelsoorten en ten slotte in 86 monsters 1 doelsoort. De minst gedegradeerde locaties leverden niet de hoogste aantallen doelsoorten op; de hoogste aantallen doelsoorten per monster werden gevonden onder licht gedegradeerde omstandigheden (figuur 24). Het aantal doelsoorten per monster was echter te laag om duidelijke trends te kunnen detecteren.

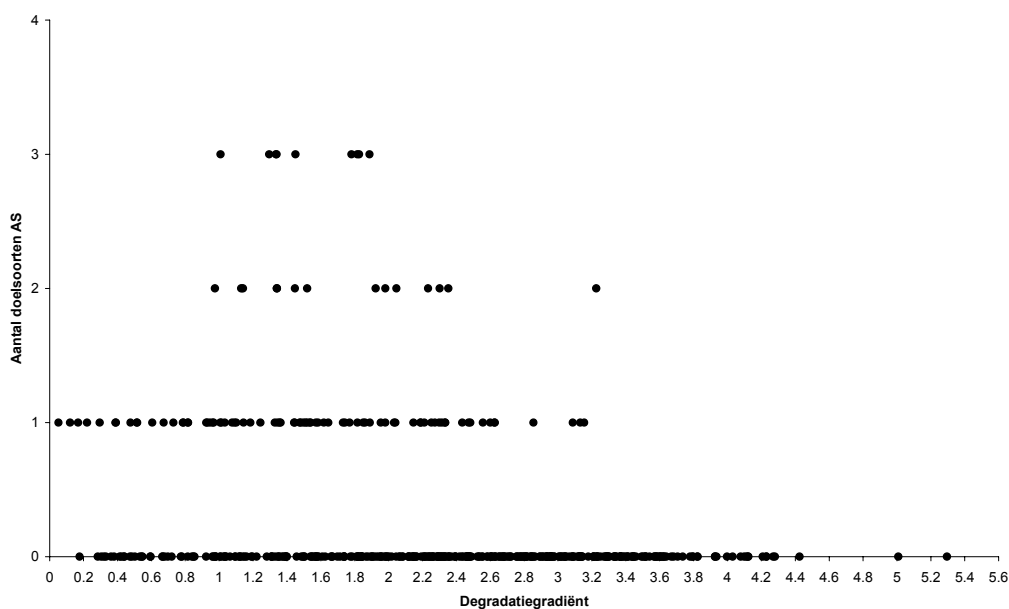
Aquatisch supplement indicatoren

Aangezien de degradatiegradiënt beeklocaties omvat die toegedeeld kunnen worden aan verschillende aquatisch supplementtypen, zijn de doel- en kenmerkende soorten voor de verschillende beektypen gecombineerd. Gebruikt zijn de typen AS2-3 tot en met AS2-15. Wanneer een soort voor meerdere aquatisch supplementtypen werd opgevoerd, is deze maar eenmaal aangemerkt als doel/kenmerkende soort.

Voor de doelsoorten resulteerde dit in een patroon dat grote overeenkomsten vertoonde met het verband tussen het aantal doelsoorten van de Doelsoortenlijst en de degradatiegradiënt (figuur 25). Ook in het geval van de doelsoorten voor de aquatisch supplementtypen waren de aantallen te laag voor verdere analyse. Wederom werden de hoogste aantallen doelsoorten gevonden bij een lichte mate van degradatie, was het maximaal aantal doelsoorten per monster drie en bevatte de meerderheid van de monsters geen doelsoorten. Voor natuurwaarderingdoeleinden bleken de doelsoorten dus niet erg geschikt.

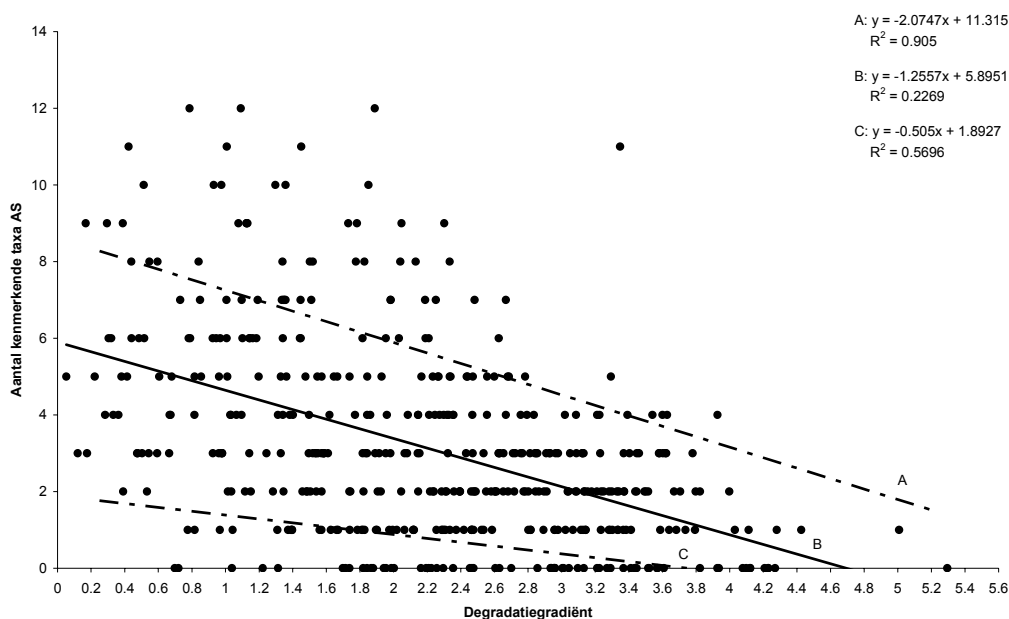


Figuur 24: Aantal soorten van de Doelsoortenlijst in 5 m netmonsters van 453 beeklocaties, uitgezet tegen de degradatiegradiënt (0: goed, 6: slecht).



Figuur 25: Relatie tussen de som van het aantal doelsoorten voor Aquatisch Supplementtypen AS2-3 t/m AS2-15 en de degradatiegradiënt (0: goed, 6: slecht) in 5 m netmonsters van 453 beeklocaties.

In tegenstelling tot de doelsoorten, bleek de som van de kenmerkende soorten voor de verschillende beektypen een relatief duidelijk lineair verband te vertonen met de degradatiegradiënt (figuur 26). Op monsterlocaties waar de mate van degradatie laag was, werden vrijwel altijd meerdere kenmerkende soorten aangetroffen, tot een maximum van 12 kenmerkende soorten. Zoals verwacht mag worden, was op zwaar gedegreerde locaties het aantal kenmerkende soorten laag. De spreiding in de aantallen kenmerkende soorten was echter over de gehele gradiënt vrij hoog ($R^2: 0.23$), wat de toepassing als graadmeter weer negatief beïnvloedt. Wanneer gekeken wordt naar de 95% percentiel regressielijn, ofwel de bovengrens van de puntenwolk langs de gradiënt, dan laat deze een duidelijk negatief verband zien met degradatie. Ook aan de ondergrens van de puntenwolk (5% percentiel regressielijn), bevatten de monsters meer kenmerkende soorten bij een lage mate van degradatie.

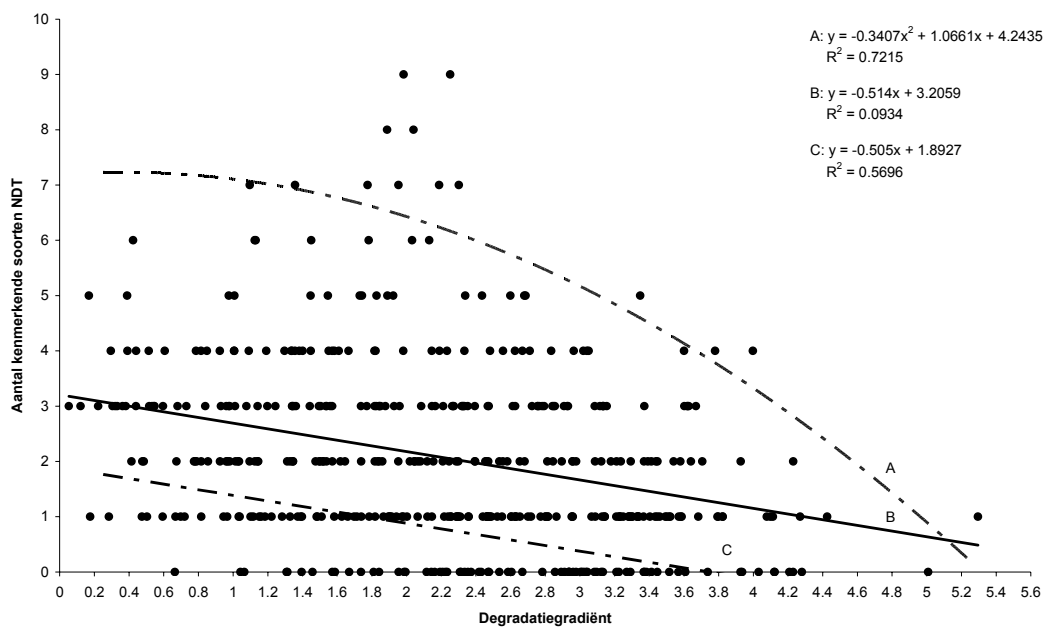


Figuur 26: Relatie tussen de som van het aantal kenmerkende soorten voor de Aquatisch Supplementtypen AS2-3 t/m AS2-15 en de degradatiegradiënt (0: goed, 6: slecht) in 5 m netmonsters van 453 beeklocaties. Afgebeeld zijn van boven naar beneden de 95% kwantiel regressielijn (A), de standaard-regressielijn (B) en de 5% kwantiel regressielijn (C) met de bijbehorende vergelijkingen.

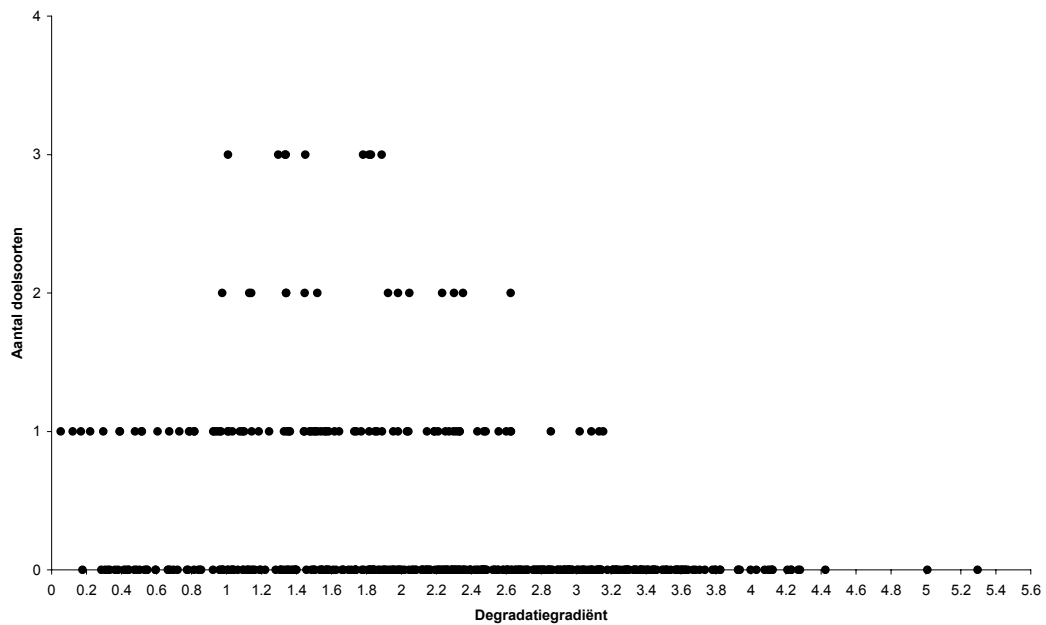
Natuurdoeltypenindicatoren

Net zoals bij de aquatisch supplementtypen omvat de degradatiegradiënt verschillende natuurdoeltypen; daarom zijn wederom de doel- en kenmerkende soorten voor de verschillende beektypen gecombineerd. Gebruikt zijn de typen NDT3.3 tot en met NDT3.8, die de relatief kleine stromende wateren omvatten. Wanneer een soort voor meerdere natuurdoeltypen werd opgevoerd, is deze maar eenmaal aangemerkt als doel/kenmerkende soort.

In vergelijking met de kenmerkende soorten voor de aquatisch supplementtypen was het verband tussen de kenmerkende soorten voor de natuurdoeltypen en de degradatiegradiënt aanmerkelijk zwakker ($R^2: 0.09$) (figuur 27). Er was een grote spreiding in aantallen kenmerkende soorten langs de complete gradiënt. De 95% percentiel regressielijn (de monsters met de hoogste aantallen) beschreef een parabool; de hoogste aantallen kenmerkende soorten werden gevonden onder enigszins gedegreerde omstandigheden. De locaties met lage aantallen (5% percentiel regressielijn) bevatten meer kenmerkende soorten bij een lage mate van degradatie.



Figuur 27: Relatie tussen de som van het aantal kenmerkende soorten voor de Natuurdoeltypen NDT3.3 t/m NDT3.8 en de degradatiegradiënt (0: goed, 6: slecht) in 5 m netmonsters van 453 beeklocaties. Afgebeeld zijn van boven naar beneden de 95% kwantiel regressielijn (A), de standaard-regressielijn (B) en de 5% kwantiel regressielijn (C) met de bijbehorende vergelijkingen.

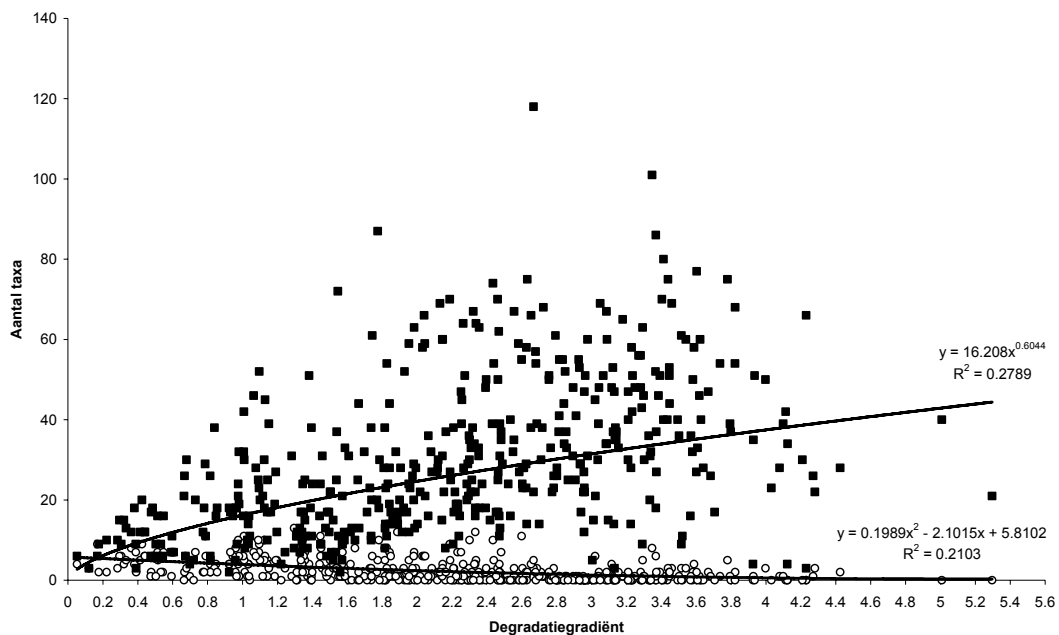


Figuur 28: Relatie tussen de som van het aantal doelsoorten voor de Natuurdoeltypen NDT3.3 t/m NDT3.8 en de degradatiegradiënt (0: goed, 6: slecht) in 5 m netmonsters van 453 beeklocaties.

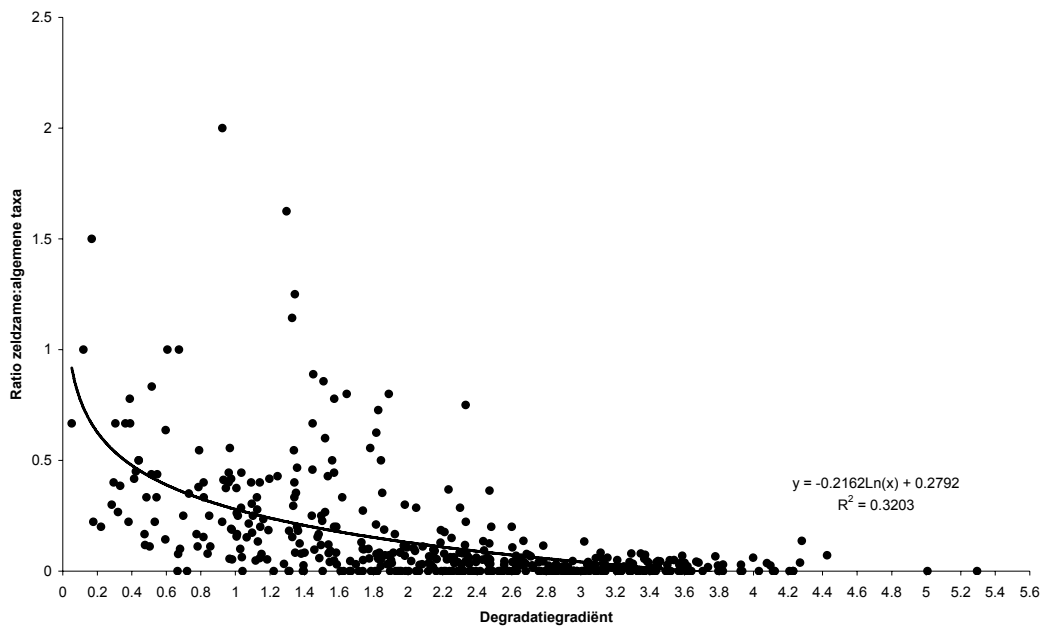
Het verband tussen de degradatiegradiënt en de doelsoorten van de verschillende natuurdoeltypen geeft vrijwel hetzelfde patroon als bij de aquatisch supplementtypen (figuur 28). Dit is niet verwonderlijk, aangezien van de soorten aangetroffen in de monsters 39 van de 47 doelsoorten genoemd bij de aquatisch supplementtypen ook doelsoorten waren voor de natuurdoeltypen (83%).

Zeldzaamheid

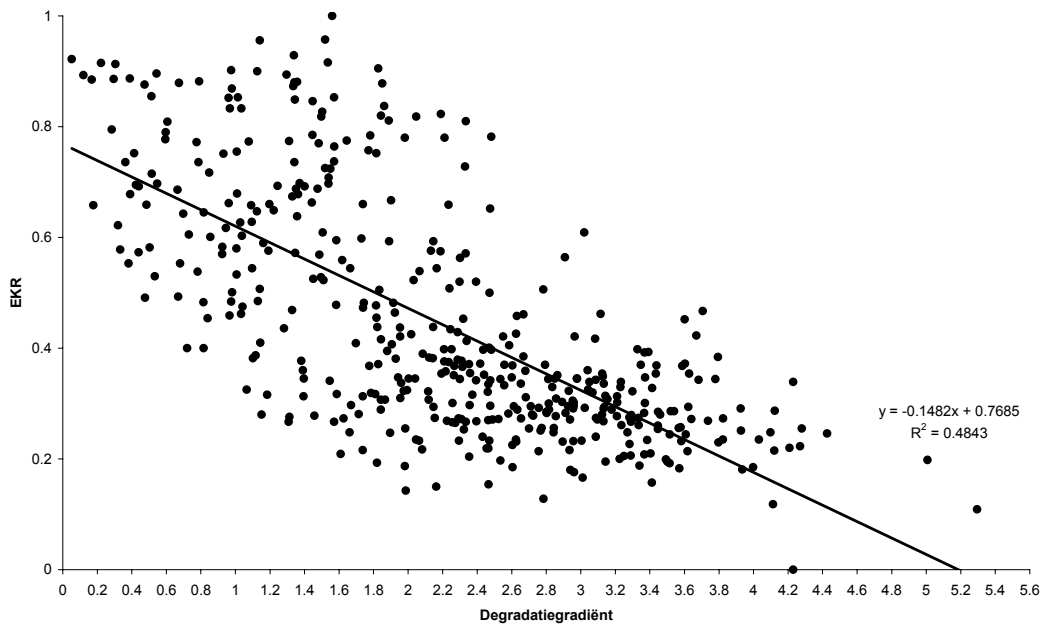
Zeldzaamheid van macrofauna (zoals gedefinieerd in de zeldzaamheidslijst macrofauna; Nijboer & Verdonschot 2001) bleek een graadmeter voor natuurkwaliteit. Zowel tussen het aantal algemene taxa als het aantal zeldzame taxa en de degradatiegradiënt bestond een verband. Het aantal zeldzame taxa nam non-lineair af met voortschrijdende degradatie (R^2 : 0.21), dit in tegenstelling tot het aantal algemene taxa, dat toenam bij degradatie (figuur 29). Dit verband kon beschreven worden met een power-functie (R^2 : 0.28). Locaties met een goede natuurkwaliteit zijn dus soortenarmer dan verstoorde omstandigheden, terwijl hier het aantal zeldzame soorten ten opzichte van het aantal algemene soorten veel hoger is (figuur 30). Zeldzaamheid van de macrofauna lijkt dus geschikt om locaties met een hoge natuurkwaliteit te signaleren, met name de ratio tussen het aantal zeldzame en algemene taxa. Kanttekening hierbij is wel dat het aantal zeldzame taxa per monster laag is en de spreiding in de aantallen groot. Factoren als trefkans van een soort en de invloed van natuurlijke en methodische variatie spelen waarschijnlijk dan ook een grote rol, wat weer negatieve invloed heeft op de geschiktheid als graadmeter. Daarnaast is het onderscheidend vermogen vooral groot op locaties met een hoge natuurkwaliteit.



Figuur 29: Zeldzaamheid taxa (gebaseerd op Nijboer & Verdonschot 2001) in 5 m netmonsters verzameld op 453 locaties met de bijbehorende significante regressielijnen. De degradatiegradiënt is afgeleid van de eerste as van een PCA met milieuv variabelen en loopt van een lage (0: goed) tot een hoge mate van degradatie (6: slecht). Zeldzame taxa (open rondjes) nemen non-lineair af, terwijl algemene taxa (zwarte vierkantjes) toenemen toe volgens een power-vegelijking.



Figuur 30: Ratio tussen het aantal zeldzame en aantal algemene taxa langs de degradatiegradiënt (0: goed, 6: slecht), gebaseerd op de Zeldzaamheidslijst macrofauna (Nijboer & Verdonschot 2001). Een logaritmische functie (zwarte lijn met bijbehorende vergelijking) beschrijft het verband tussen beide parameters.



Figuur 31: Relatie tussen EKR van de KRW-maatlatten voor stromende wateren en de degradatiegradiënt (0: goed, 6: slecht) in 5 m netmonsters van 449 beeklocaties (4 locaties ontbraken omdat hier geen maatlat voor beschikbaar was). De zwarte lijn is de standaard-regressielijn met de bijbehorende vergelijking.

KRW-maatlatten stromende wateren

Alle monsters zijn toegedeeld aan een beektype volgens de KRW-typologie. Vervolgens is voor alle monsters de EKR uitgerekend, met uitzondering van 4 monsters, waarvoor geen maatlat beschikbaar was. Langzaam stromende wateren besloegen het grootste gedeelte van de dataset, waarvan langzaam stromende bovenlopen op zand (R4) (56% van de monsters), langzaam stromende midden-/benedenlopen op zand (R5) (27%) en langzaam stromend riviertjes op zand/klei (R6) (9%) de meest voorkomende typen waren.

De relatie tussen de EKR-maatlatscores en de degradatiegradiënt bleek relatief sterk (R^2 : 0.48) en beschreef een duidelijk lineair negatief verband (figuur 31).

3.3.5 Conclusies natuurkwaliteit en graadmeters beken

Gecombineerd geven de KRW-maatlatten voor stromende wateren een relatief goed beeld van de degradatie van de natuurkwaliteit van beken. Het aantal positieve indicatoren op basis van de aquatisch supplementtypen, wanneer gecombineerd voor alle watertypen opgenomen in de degradatiegradiënt, geven een redelijk beeld van de natuurkwaliteit. Echter, in beide gevallen is de variatie in de data, dus de spreiding tussen monsters op een bepaald punt langs de degradatiegradiënt vrij groot, wat in de praktijk kan resulteren in misclassificaties.

Doelsoorten van alle bestaande graadmeters geven geen goed beeld van de situatie; in de netmonsters wordt over het algemeen een te laag aantal doelsoorten aangetroffen, waardoor het onderscheidend vermogen van de graadmeters daalt.

Zeldzaamheid - en dan met name de verhouding tussen het aantal algemene en zeldzame soorten - is alleen indicatief voor het goede gedeelte van de kwaliteitsgradiënt, met name de locaties met een zeer goede natuurkwaliteit. Hier komen dusdanig veel zeldzame soorten voor dat de trefkans sterk verhoogd wordt. Echter, de spreiding in de data blijft hoog.

3.4 Welke elementen geven een nieuwe graadmeter voor natuurkwaliteit toegevoegde waarde?

De bruikbaarheid van de huidige graadmeters voor natuurwaarderingsdoeleinden, en dan met name voor sloten, is beperkt of kan in het geval van stromende wateren verder verfijnd worden. Op basis van de verbanden tussen de bestaande graadmeters voor natuurkwaliteit voor sloten en beken kan geconcludeerd worden dat bij de ontwikkeling van een nieuwe graadmeter rekening gehouden moet worden met de volgende drie elementen:

- Potentiële indicatoren moeten in voldoende aantal aanwezig zijn op een locatie, zodat deze relatief gemakkelijk verzameld kunnen worden (trefkans);
- De indicatiewaarde van een indicator moet zo min mogelijk spreiding vertonen tussen locaties die dezelfde kwaliteit hebben (robuustheid);
- Indicatoren moeten indicatief zijn langs het grootste gedeelte van de gradiënt (bereik).

Pas wanneer alle drie elementen zijn geïntegreerd in een graadmeter heeft deze brede toepassingsmogelijkheden.

4 Ontwikkeling nieuwe graadmeters natuurkwaliteit

4.1 Introductie

Op basis van de bestaande graadmeters werd het duidelijk dat individuele soorten niet erg geschikt zijn voor de waardering van natuurkwaliteit, bijvoorbeeld als gevolg van een lage trefkans en grote variatie in aantallen (als gevolg van 'patchy' verspreidingspatronen, seizoensinvloeden, manier van bemonstering).

Een mogelijkheid om deze invloed te verminderen is het kijken naar verschillende elementen en processen uit het ecosysteem of de levensgemeenschap. Voor de ontwikkeling van een prototype doelsoortenproxy is dan ook gekozen voor het opstellen van multimetric indices voor sloten en beken (zie hoofdstuk 2). Individuele metrics (zoals soortenrijkdom van een bepaalde groep, verhoudingen tussen groepen, tolerantie en gevoeligheid van organismen, functionele eigenschappen) geven samen over het algemeen een beter beeld van de reactie van de levensgemeenschap op menselijke verstoring dan afzonderlijke soorten, omdat verschillende aspecten van het biologische systeem belicht worden (Barbour *et al.* 1999, Lücke & Johnson 2009).

Aan de hand van een aantal uiteenlopende eigenschappen van de levensgemeenschap kan met een multimetric index dus op een vereenvoudigde manier de degradatie van een systeem weergegeven worden. We verwachten dat hiermee zowel de trefkans, robuustheid en het bereik van de graadmeter beter gewaarborgd kan worden. Op basis van de eerder opgestelde gradiënten van degradatie voor sloten en beken kunnen de meest geschikte individuele metrics geselecteerd worden, waarna deze samengevoegd kunnen worden tot de multimetric index. Dit heeft één natuurkwaliteitsscore tot resultaat die de kwaliteit van een locatie aangeeft, maar wel gebaseerd is op verschillende eigenschappen van de levensgemeenschap. Een multimetric index (MMI) vormt zo een eenvoudig toepasbaar instrument.

4.2 Ontwikkeling prototype graadmeter natuurkwaliteit sloten

4.2.1 Selectie geschikte metrics en multimetric index

Een metric is een meetbaar onderdeel of proces binnen een biologisch systeem waarvan aangetoond is dat het op een voorspelbare manier verandert als gevolg van menselijke verstoring (Barbour *et al.* 1999, Karr & Chu 1999). De ontwikkeling van een MMI verloopt over het algemeen volgens een vast patroon van selectie van geschikte metrics en aggregatie hiervan tot een gecombineerde index. Er zijn enorm veel potentiële metrics, daarom is het belangrijk de meest relevante te selecteren voor het gebruik in een multimetric index.

Voor sloten zijn 337 metrics getest. Hiervoor is gebruikt gemaakt van verschillende autoecologische databases, waaronder EKO (Verdonschot 1990), AET (Van den Hoek & Verdonschot 1994) en de milieu- en habitatpreferenties van Nederlandse Zoetwatermacrofauna (MNZ) (Verberk *et al.* in prep.). Uiteraard zijn niet alle metrics geschikt voor natuurwaarderingdoeleinden. De lijst met metrics werd dan ook gescreend op ongeschikte metrics, waarbij vijf stappen doorlopen werden.

Stap 1: Classificatie van metrics

De potentiële metrics zijn onderverdeeld in verschillende categorieën, met als doel diverse aspecten van een levensgemeenschap te integreren in de uiteindelijke MMI (Barbour *et al.* 1999, Karr & Chu 1999). Er is onderscheid gemaakt tussen vier verschillende categorieën:

- *Rijkdom/diversiteit (DIV)*: bijvoorbeeld totaal aantal taxa, aantal Trichoptera genera, aantal Coleoptera families, Shannon-Wiener index'.
- *Samenstelling (SAM)*: bijvoorbeeld % Ephemeroptera, aandeel dominant taxon, aandeel niet-insecten, aandeel exoten.
- *Functionele eigenschappen (FUN)*: bijvoorbeeld aandeel van voedingsgroepen, trofisch niveau, manier van voortbewegen, habitatpreferenties.
- *(On)gevoeligheid en tolerantie (GT)*: bijvoorbeeld taxa met voorkeur met omstandigheden gerelateerd aan saprobie, trofie, chloride, stroomsnelheid.

Stap 2: Bereik van de metrics

Geschikte metrics moesten een bereik hebben dat groot genoeg is om onderscheid te kunnen maken tussen de verschillende kwaliteitsklassen. Metrics met een klein bereik (bijvoorbeeld rijkdom/diversiteits-metrics die maar een paar taxa omvatten) of een groot aantal nullen in de dataset zijn dan ook verwijderd (Stoddard *et al.* 2008, Purcell *et al.* 2009):

- < 5 absolute aantallen (bijvoorbeeld aantal taxa binnen hoofdgroep),
- > 10% bij relatief aandeel (bijvoorbeeld percentage klevers),
- > 33% van de monsters met waarde 0

In totaal voldeden 125 individuele metrics niet aan één of meerdere van de bovengenoemde criteria en zijn niet gebruikt voor verdere analyse.

Stap 3: Correlatie tussen degradatiegradiënt en metrics

Vervolgens werd de correlatie tussen score van de resterende metrics en de score op de degradatiegradiënt bepaald met behulp van de Spearman rank correlatie toets (Hering *et al.* 2006). Het verband tussen een biologische parameter en een stressor is niet altijd (bij benadering) lineair; ook unimodale verbanden komen voor (Vlek *et al.* 2004). Deze verbanden kunnen met de gebruikte methode niet worden opgespoord. Dit beperkt de index echter niet, aangezien metrics die een gradueel verloop kennen bij toenemende stress zeer geschikt zijn voor de waardering van de kwaliteit van locaties, aangezien ze informatie verschaffen over de complete range van degradatie (Bonada *et al.* 2006). Alle metrics die een significante correlatie vertoonden met de gradiënt ($p < 0.01$) werden geselecteerd als potentieel geschikte metrics voor integratie in de MMI. Een voorbeeld wordt gegeven in figuur 32.

De volledige selectie, met de uitkomst voor de verschillende stappen, is weergegeven in bijlage 2. In totaal bleken 97 individuele metrics een significante positieve of negatieve lineaire correlatie te vertonen met de degradatiegradiënt (45.8% van de metrics met een bereik dat groot genoeg was).

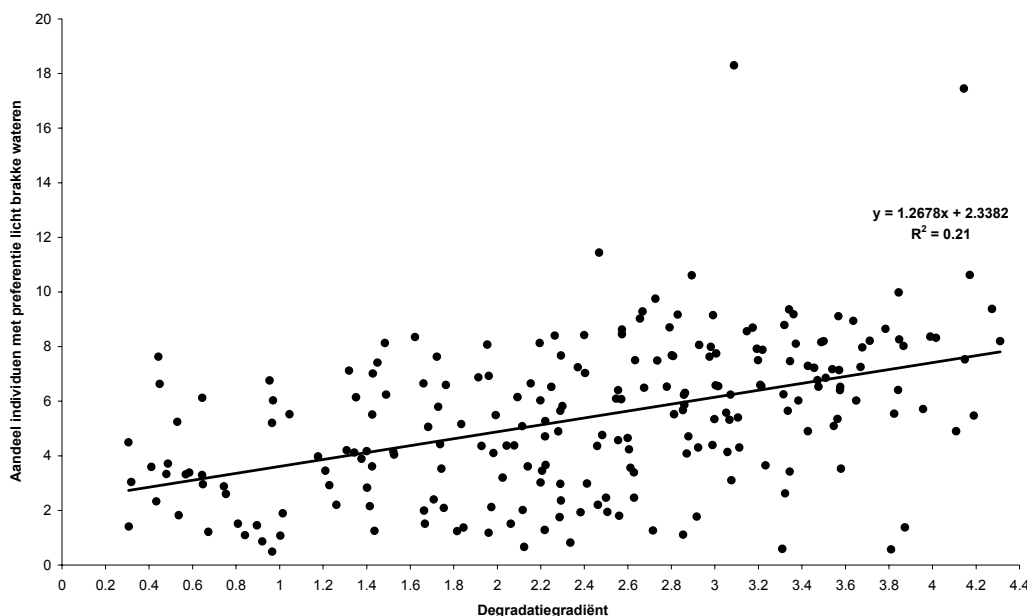
Stap 4: Verwijdering redundante metrics

Metrics die onderling - tussen en binnen de 4 verschillende categorieën - een sterke correlatie vertoonden zijn gedefinieerd als redundant (Spearman's $r > 0.7$). Redundantie van variabelen is niet gewenst bij de ontwikkeling van een MMI, aangezien het toevoegen van een redundante parameter aan een index geen nieuwe informatie toevoegt, maar informatie dupliceert.

Redundante metrics zijn opgespoord met behulp van een kruistabel, waarin de correlatie tussen alle 97 individuele metrics is berekend. Wanneer er sprake was van correlatie, is van elke groep gecorreleerde metrics die metric behouden die de hoogste correlatie met de degradatiegradiënt vertoonde (hoogste correlatiecoëfficiënt) (Hering *et al.* 2006). Bijvoorbeeld

het totaal aantal taxa, totaal aantal genera, totaal aantal families en het totale aandeel Trichoptera was sterk gecorreleerd. Het totale aandeel families bestaande uit Trichoptera vertoonde echter het sterkste verband met de degradatiegradiënt ($r=-0.307$) en werd behouden als vertegenwoordiger voor deze groep metrics.

Na verwijdering van redundante metrics bleven 40 metrics over voor de ontwikkeling van de uiteindelijke MMI (41.2% van de metrics die significant gecorreleerd waren met de degradatiegradiënt).



Figuur 32: Voorbeeld van een metric die geschikt zou kunnen zijn voor integratie in de MMI. Het aandeel individuen met een habitatpreferentie voor licht brakke wateren neemt lineair toe naarmate de degradatie toeneemt (0: goed. 4: slecht).

Stap 5: Samenstelling index

Voordat de verschillende metrics geïntegreerd konden worden, zijn deze eerst individueel getransformeerd naar een gestandaardiseerde score variërend van 0 (zeer slecht) tot 1 (zeer goed).

Voor metrics die toenemen met een verslechterende kwaliteit is hiervoor de volgende formule gebruikt:

$$\text{Metric-score} = (95\% \text{ percentiel waarde} - \text{metric resultaat}) / (95\% \text{ percentielwaarde} - 5\% \text{ percentielwaarde}).$$

En voor metrics die afnemen met een verslechterende kwaliteit:

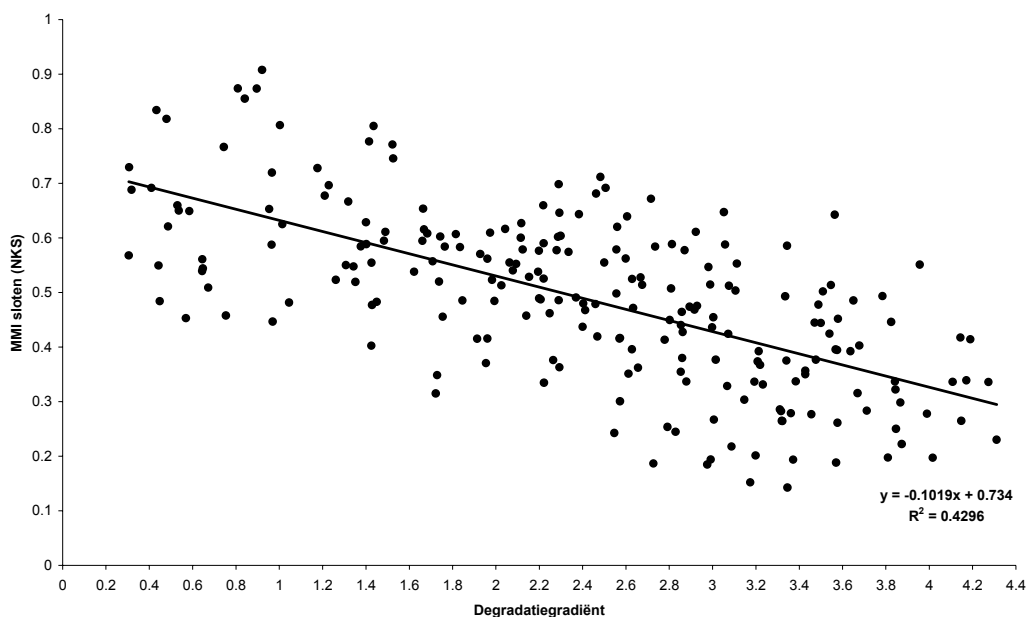
$$\text{Metric-score} = 1 - ((95\% \text{ percentielwaarde} - \text{metric resultaat}) / (95\% \text{ percentielwaarde} - 5\% \text{ percentielwaarde})).$$

Het 5% percentiel en het 95% percentiel geven het minimale en maximale bereik van de metric aan. Deze percentielwaarden zijn gekozen als maximum en minimum om te voorkomen dat extreme waarden, die zouden kunnen optreden wanneer de werkelijke minimum- en maximumwaarde gebruikt zouden worden, het eindresultaat te sterk beïnvloeden (Blocksom *et al.* 2002). De 5% en 95% percentielwaarden van alle individuele metrics zijn weergegeven in

bijlage 3. Scores buiten het bereik van de index (>1, <0), werden afgerond naar de boven- of ondergrens van de score (1 of 0).

Vervolgens is uit de 40 gestandaardiseerde individuele metrics de uiteindelijke combinatie van metrics gekozen voor de MMI. Dit waren de metrics die het sterkste verband vertoonden met de degradatiegradiënt, gelijk verdeeld over de 4 categoriën (zie stap 1). Deze verdeling over categoriën zorgt ervoor dat verschillende aspecten van de levensgemeenschap belicht worden en maakt MMI's onderling meer vergelijkbaar (Karr & Chu 1999, Blocksom *et al.* 2002, Klemm *et al.* 2003, Hering *et al.* 2006).

Het verband met de degradatiegradiënt werd bepaald met behulp van een redundantie-analyse (RDA). In de RDA, een vorm van multivariate regressie, zijn de metrics gebruikt als voorspellende variabelen en de degradatiegradiënt als responsvariabele. De mate waarin de verschillende individuele metrics de variatie langs de degradatiegradiënt verklaren ('marginal effect', λ_1), is gebruikt als selectiecriteria, waarbij telkens de metrics per categorie met de hoogste λ_1 -waarden werden gekozen (tabel 5). De score van de individuele metrics is omgezet in een continue natuurkwaliteitscore (NKS). Deze score is bepaald door het gemiddelde te nemen van de individuele metrics. De categorie diversiteit omvatte slechts twee kandidaat metrics, daarom is het gemiddelde gewogen naar het aandeel dat de categorie inneemt ten opzichte van de andere categoriën. Om te bepalen hoeveel metrics per categorie resulteerde in een optimale index (verband met de degradatiegradiënt met de hoogste R^2), is voor verschillende aantallen metrics per categorie de sterkte van het verband bepaald voor alle 223 monsterlocaties (tabel 6).



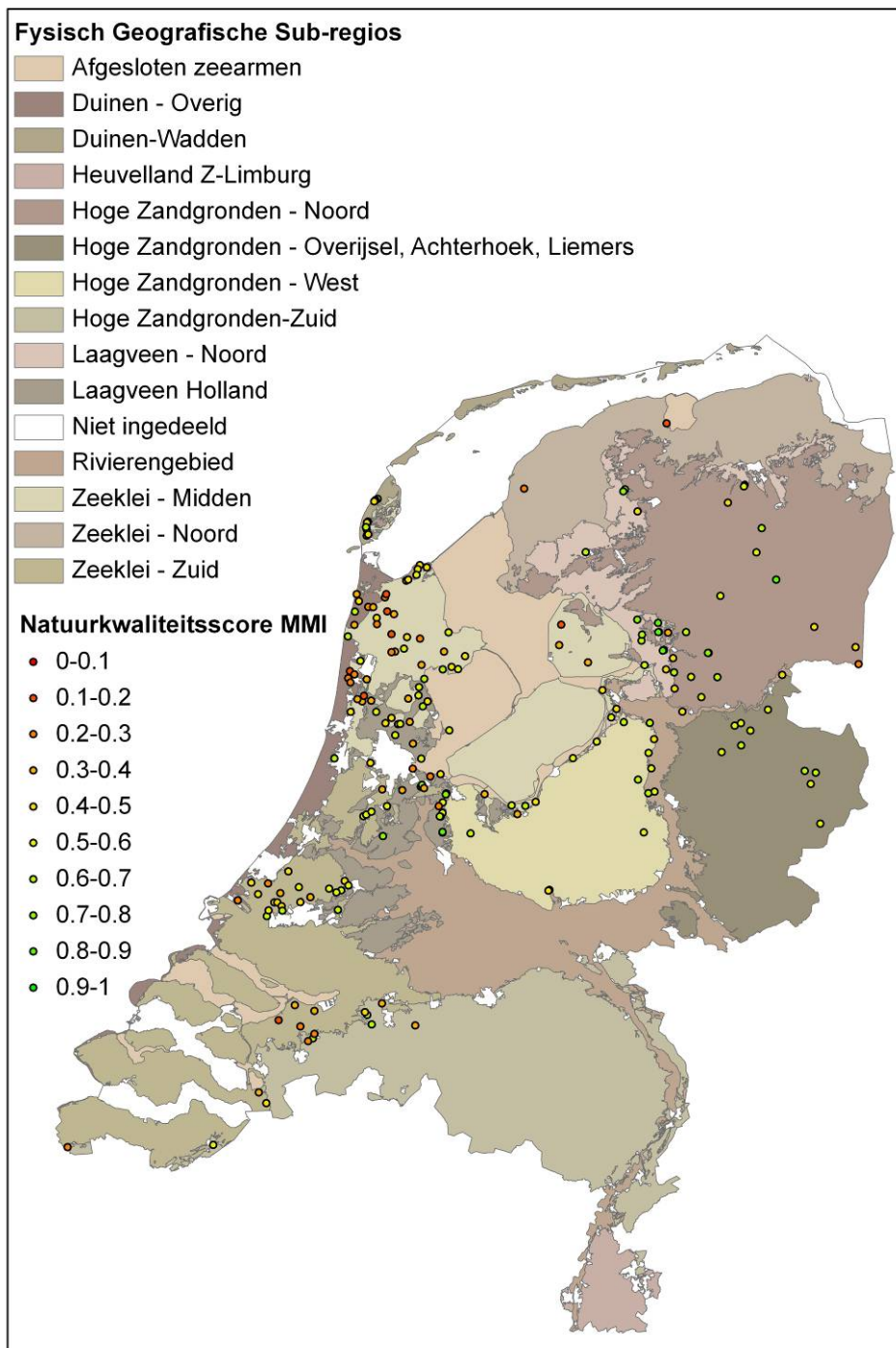
Figuur 33: Verband tussen de degradatiegradiënt (0: goed, 4: slecht) en de natuurkwaliteitscore (NKS) voor sloten, gebaseerd op de multimetric index.

Het bleek dat het verband tussen de degradatiegradiënt en de NKS het sterkst was bij een combinatie die drie metrics per categorie bevatte. Hieruit volgde een lineair verband met een R^2 van 0.43 (figuur 33). Dit komt overeen met de bevindingen van Hering *et al.* (2006), die stellen dat drie metrics per categorie de optimale situatie benadert.

Tabel 5: Verband tussen de individuele kandidaatmetrics en de kwaliteitsgradiënt. De lambda1-waarde (λ_1) geeft het marginale effect weer per metric: de sterkte van het verband met de degradatiegradiënt. Verklaring van de categorieën: GT: gevoeligheid/tolerantie, SAM: samenstelling, DIV: rijkdom/diversiteit, FUN: functionele eigenschappen. * opgenomen in MMI.

Metric (+/- verband kwaliteit)	Bron	Categorie	λ_1
Aandeel taxa pref. zoet water (+)*	MNZ	GT	0.36
Aandeel taxa habitatpref. trofiegraad eutroof (-)*	MNZ	GT	0.25
Aandeel limnofiele taxa (-)*	AET	GT	0.25
Aandeel ind. pref. licht brak water (-)	MNZ	GT	0.22
Aandeel Gastropoda families (-)*	direct	SAM	0.14
Aandeel limnobionte + limnofiele taxa (-)	AET	GT	0.13
Aandeel ind. habitatpref. slib (-)*	MNZ	FUN	0.11
Aantal Trichoptera families (+)*	direct	DIV	0.11
Aandeel limno- tot rheofiele ind. (+)	AET	GT	0.10
Aandeel Gastropoda individuen (-)*	direct	SAM	0.09
Aandeel ind. habitatpref. sediment (+)*	AET	FUN	0.09
Aandeel taxa habitatpref. stilstaand water (+)	MNZ	GT	0.08
Aantal detritivore taxa (+)*	AET	FUN	0.08
Aandeel limnobionte + limnofiele ind. (-)	AET	GT	0.08
Aandeel Hirudinea genera (-)*	direct	SAM	0.08
Aantal taxa oligosaproob + oligo- β -mesosaproob (+)	EKOO	GT	0.08
Aandeel taxa β -mesosaproob (-)	EKOO	GT	0.07
Aandeel ind. habitatpref. zeer langzaam stromend water (-)	MNZ	GT	0.07
Aandeel individuen pref. trofiegraad mesotroof (+)	MNZ	GT	0.07
Aandeel Hydracarina genera (+)	direct	SAM	0.06
Aandeel ind. habitat vaste substraten (-)	AET	FUN	0.06
Aandeel Isopoda ind. (+)	direct	SAM	0.06
Aantal limno- tot rheofiele taxa (+)	AET	GT	0.06
Aandeel taxa habitat vaste substraten (-)	AET	FUN	0.06
Aandeel Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera ind. (+)	direct	SAM	0.06
Aantal knipper taxa (+)	AET	FUN	0.05
Aantal Heteroptera genera (+)*	direct	DIV	0.05
Aantal spartelaar taxa (+)	EKOO	FUN	0.05
Aandeel herbivore taxa (-)	AET	FUN	0.05
Aandeel ind. niet insecten (-)	direct	SAM	0.05
Aandeel detritivore ind. (+)	AET	FUN	0.05
Aandeel taxa α -mesosaproob (-)	EKOO	GT	0.05
Aandeel omnivore taxa (-)	AET	FUN	0.05
Aandeel Diptera ind. (+)	direct	SAM	0.04
Aandeel taxa habitatpref. fijne detritus (-)	MNZ	FUN	0.04
Aandeel ind. Klimmer (+)	EKOO	FUN	0.04
Aandeel ind. oligosaproob + oligo- β -mesosaproob (+)	EKOO	GT	0.03
Aandeel ind. habitatpref. fijne detritus (-)	MNZ	FUN	0.03
Aandeel ind. habitatpref. grove detritus (-)	MNZ	FUN	0.03
Aandeel ind. habitatpref. mineraal substraat (+)	MNZ	FUN	0.02

Wanneer de natuurkwaliteitsscores worden geprojecteerd op een kaart met de belangrijkste fysisch-geografische regio's in Nederland, kan een globaal overzicht verkregen worden van de natuurkwaliteit van sloten in verschillende onderzochte regio's (figuur 34).



Figuur 34: Natuurkwaliteitscore (NKS) van 223 Nederlandse sloten op basis van een multimetric index bestaande uit elf individuele metrics verdeeld over de categoriën diversiteit, samenstelling, functionele eigenschappen en gevoeligheid/tolerantie van de levensgemeenschap. Als ondergrond staan op de kaart de fysisch geografische subregio's afgebeeld.

Tabel 6: Optimalisatie van het aantal metrics per categorie (zie tabel 5 voor individuele kandidaatmetrics). * gekozen aantal metrics per categorie.

Aantal metrics per categorie	R ² verband degradatiegradiënt
1	0.34
2	0.40
3*	0.43
4	0.43

4.2.2 De uiteindelijke MMI voor sloten

Op basis van informatie over de preferenties van taxa voor zoutgehalte, trofiegraad en stroomsnelheid, de aanwezigheid van slakken (Gastropoda) en bloedzuigers (Hirudinea), het aantal detritivoren en de sedimentbewonende taxa kan een indruk gekregen worden van de natuurkwaliteit van kleine tot middelgrote gebufferde sloten.

Het is zeer waarschijnlijk dat er in de eerste drie genoemde preferenties geen sprake is van een direct verband tussen de factor en de macrofauna, maar dat factoren een proxy zijn voor de fysisch-chemische effecten die gerelateerd zijn aan deze factoren. Zoutgehalte weegt sterk mee in de index (tabel 5). Echter, brakke locaties zijn niet opgenomen in de slotendataset, aangezien deze met behulp van de slotentypologie zijn uitgefilterd. Over het algemeen wordt pas echt van brak water gesproken bij een chloridegehalte boven de 1000 mg/l Cl. Tot deze waarde komen veel zoetwatersoorten voor van nutriëntenrijke, sterk belaste wateren. Wateren met hoge chloride-gehalten zijn over het algemeen zeer voedselrijk, hebben een hoge pH en zijn rijk aan macro-ionen. Waarschijnlijk zijn (licht)brakke omstandigheden dan ook te vergelijken met sterk gedegradeerde omstandigheden en de soorten die verdwijnen bij 'verzilting' zijn dezelfde die verdwijnen bij sterke eutrofiëring of belasting van het slootwater.

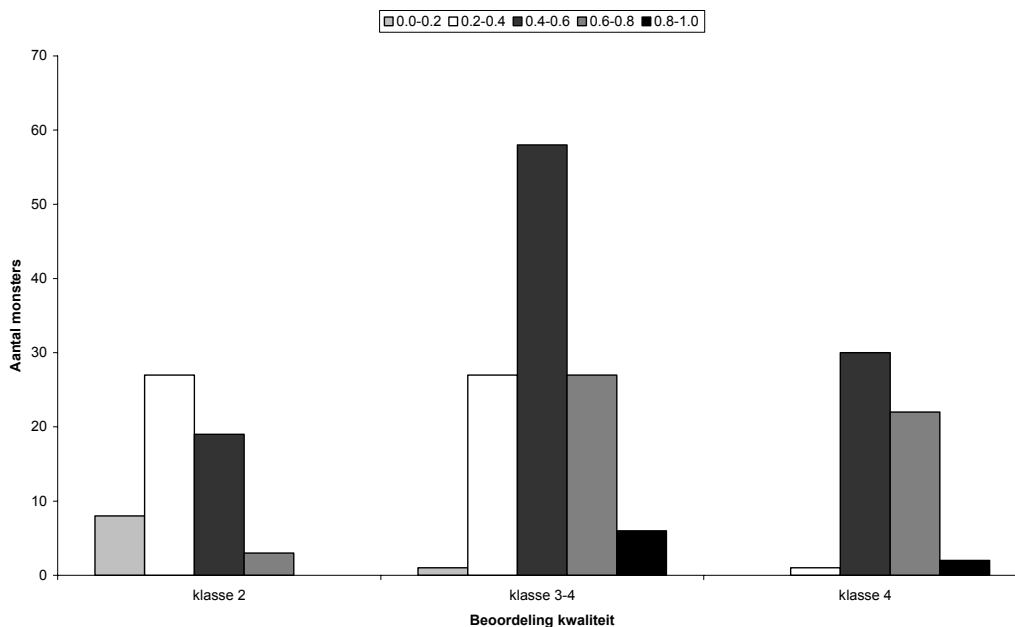
Daarnaast is er mogelijk ook een koppeling met de inlaat van gebiedvreemd water in slotenstelsels en de daarbijbehorende verhoogde chloride-gehalten en eutrofiëring. Het is daarom ook niet vreemd dat ook de trofiegraad van het water, in de vorm van de metric 'aandeel taxa met een preferentie voor eutrofe omstandigheden' een belangrijke factor is. Eutrofiëring heeft geen directe invloed op de macrofauna, maar wel indirecte effecten, namelijk een verlaging van de zuurstofconcentratie in het water, het ontstaan van voor macrofauna toxische verbindingen en habitatdegradatie in de vorm van het verdwijnen van waterplantenvegetaties als gevolg van verslechterde lichtomstandigheden (algenbloei, kroosdek). De laatste metric, gekoppeld aan de factor stroomsnelheid, lijkt op het eerste gezicht vreemd voor een stilstaand watertype. Echter een daling van het aandeel taxa dat vaker aangetroffen wordt in stilstaande dan in stromende wateren, kan vertaald worden naar een verlaging van het aandeel taxa dat aanpassingen heeft aan lage zuurstofgehalten. Preferentie voor hoge stroomsnelheden is in de meeste gevallen namelijk een behoefte aan hoge zuurstofconcentraties in het water. Wanneer er dus meer soorten in een sloot worden aangetroffen met een hoge zuurstofbehoefte, is dit een teken van een goede natuurkwaliteit.

De afname van het aandeel individuen dat op en in het sediment leeft bij toenemende degradatie is waarschijnlijk ook gerelateerd aan de zuurstofbehoefte van veel organismen. Onder goede omstandigheden is het zuurstofgehalte ook nabij de bodem hoog, wat mogelijkheden biedt voor sedimentbewonende taxa. Door lange perioden van zuurstofloosheid wordt de bodem van sloten met een mindere kwaliteit onbewoonbaar voor de meeste organismen; alleen soorten met speciale aanpassingen kunnen dan nog overleven op het sediment. Deze soorten zijn bijvoorbeeld slibbewonende taxa; het aantal individuen met een preferentie voor slib neemt dan ook toe met degradatie.

Deze soorten hebben aanpassingen om toch nog zuurstof op te kunnen nemen bij lage zuurstofconcentraties, bijvoorbeeld door te wapperen met hun lichaam of kunnen beter zuurstof binden omdat hun lichaamsvloeistof haemoglobine bevat. Het aantal detritivoren is ook een indicatie van verslechterende omstandigheden, waarschijnlijk heeft dit te maken met het optreden van ophoping van organisch materiaal.

Een hoog aandeel slakken in de levensgemeenschap wordt in sloten vaak aangetroffen onder slechte omstandigheden, zoals onder hypertrofe omstandigheden of bij volledige kroosbedekking (Nijboer *et al.* 2003). Het is dan ook niet verwonderlijk dat de aanwezigheid van slakken een sterk verband vertoont met de kwaliteitsgradiënt. Bloedzuigers komen vaak voor onder voedselrijke omstandigheden (Sládeček & Košel 1984); dominantie van Hirudinea komt ook in deze MMI naar voren als een teken van degradatie.

Het aantal kokerjuffer- en wantsenfamilies in een sloot blijkt een teken van goede kwaliteit; veel limnofiele kokerjuffers zijn gevoelig voor stressoren, zoals zuurstofloosheid en leven in goed ontwikkelde waterplantenvegetaties (Higler 2005). Volgens Skern *et al.* (2009) is het voorkomen van waterwantsen gekoppeld aan de aanwezigheid van bepaalde vegetatiestructuur.



Figuur 35: Resultaten van de validatie aan de hand van de slotentypologie. Met behulp van EKO0 zijn de monsters toegewezen aan een cenotype. Voor elk cenotype is op basis van expert judgement een inschatting gemaakt van de kwaliteit; deze inschatting is vergeleken met de beoordeling op basis van de MMI, waarbij de natuurkwaliteitscore is omgezet naar vijf klassen, om deze vergelijkbaar te maken met de kwaliteitsklassen.

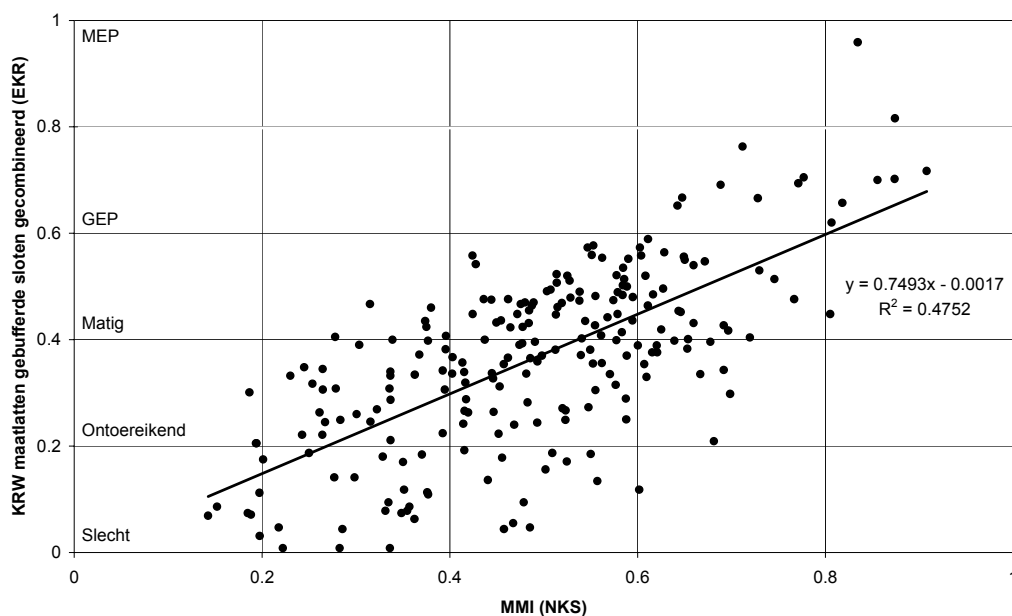
4.2.3 Validatie index aan de hand van slotentypologie

De natuurkwaliteitsindex is gevalideerd aan de hand van de slotentypologie. Alle monsters zijn toegedeeld aan de cenotypen met behulp van EKO0. In de slotentypologie heeft elk cenotype een kwaliteitsbeoordeling gekregen, ingedeeld in klassen van 1 (slecht) tot 5 (goed). Deze beoordeling is gebaseerd op expert judgement; op basis van de beschrijvingen van de soortensamenstelling, indicatoren en abiotische factoren (Nijboer *et al.* 2003).

In de slotentypologie wordt niet gewerkt met de beoordeling goed (klasse 5), omdat referentiesituaties voor sloten niet kwantitatief beschreven zijn. Op basis van de NKS komen er wel een aantal goede sloten voor; deze zijn voor de vergelijkbaarheid in de berekening samengevoegd met klasse 4. In totaal kreeg 60.1% van de monsters dezelfde kwaliteitsbeoordeling op basis van de NKS en expert judgement. In 37,7% van de gevallen verschilden beide beoordelingen 1 klasse en in 2,2% van de gevallen was het verschil 2 klassen (figuur 35).

4.2.4 Vergelijking KRW-maatlatten en MMI

Wanneer de score op basis van de KRW-maatlatten voor gebufferde sloten vergeleken wordt met de score op basis van de MMI voor sloten, dan is er sprake van een relatief sterk verband tussen beide scores ($R^2: 0.48$) (figuur 36). Over het algemeen wordt de kwaliteit van de monsterpunten iets hoger geschat door de MMI voor sloten in vergelijking met de KRW-maatlatten.



Figuur 36: Vergelijking tussen de EKR-maatlatscores voor gebufferde sloten (M1a en M8) en de NKS gebaseerd op de MMI voor sloten. Langs de verticale as zijn de KRW-maatlatklassen voor sterk veranderde en kunstmatige wateren aangegeven (GEP: goed ecologisch potentieel, MEP: maximaal ecologisch potentieel).

4.3 Ontwikkeling prototype graadmeter natuurkwaliteit beken

4.3.1 Selectie geschikte metrics en multimetric index

In vergelijking met sloten zijn beken een watertype waarin de afgelopen decennia veel meer onderzoek is uitgevoerd; vooral internationaal, maar ook nationaal. Gevolg hiervan is dat er meer autoecologische informatie beschikbaar is over de fauna van stromende wateren dan die van stilstaande wateren. Er zijn dan ook diverse autoecologische databases beschikbaar. Voor de ontwikkeling van een natuurwaarderingsindex voor beken zijn daarom twee verschillende bronnen van autoecologische informatie gebruikt. Ten eerste de autoecologische data-

bestanden ontwikkeld in Nederland: EKO (Verdonschot 1990), AET (Van den Hoek & Verdonschot 1994) en de milieu- en habitatpreferenties van Nederlandse Zoetwater-macrofauna (MNZ) (Verberk *et al.* in prep.). Ten tweede de Europese autoecologische database AQEM (Hering *et al.* 2004). In totaal zijn 448 metrics getest (bijlage 4).

Wederom bleken niet alle metrics geschikt voor natuurwaarderingsdoeleinden. De lijst van metrics werd dan ook gescreend, waarbij dezelfde vijf stappen doorlopen werden als bij de ontwikkeling van de MMI voor sloten.

Stap 1: Classificatie van metrics

De potentiële metrics zijn onderverdeeld in verschillende categorieën, met als doel diverse aspecten van een levensgemeenschap te integreren in de uiteindelijke MMI (Barbour *et al.* 1999, Karr & Chu 1999). Er is onderscheid gemaakt tussen vier verschillende categorieën, dezelfde als voor de sloten gebruikt zijn:

- Rijkdom/diversiteit (DIV);
- Samenstelling (SAM);
- Functionele eigenschappen (FUN);
- (On)gevoeligheid en tolerantie (GT).

Stap 2: Bereik van de metrics

Geschikte metrics moesten een bereik hebben dat groot genoeg is om onderscheid te kunnen maken tussen de verschillende kwaliteitsklassen. Metrics met een klein bereik (bijvoorbeeld rijkdom/diversiteits-metrics die maar een paar taxa omvatten) of een groot aantal nullen in de dataset zijn dan ook verwijderd, met een aantal toegevoegde criteria ten opzichte van de slotendataset (Stoddard *et al.* 2008, Purcell *et al.* 2009):

- >5 absolute aantallen;
- < 10% bij relatief aandeel;
- relatieve en absolute aantallen >33% van de monsters met waarde 0;
- indices >33% de laagste score (AQEM);
- geen score, door het ontbreken van soorten omdat deze bijvoorbeeld niet in Nederland voorkomen (AQEM).

In totaal voldeden 142 individuele metrics niet aan één of meerdere van de bovengenoemde criteria. Deze zijn dan ook niet gebruikt voor verdere analyse.

Stap 3: Correlatie tussen degradatiegradiënt en metrics

Vervolgens werd de correlatie tussen score van de resterende metrics en de score op de degradatiegradiënt bepaald met behulp van de Spearman rank correlatie toets (Hering *et al.* 2006). Voor elke metrics werd ook de grafiek waarin de metricscore tegen de score op de degradatiegradiënt was uitgezet visueel geïnspecteerd, om een beeld te krijgen van de vorm van het verband (lineair, unimodaal of met een drempelwaarde) tussen de parameters (Karr & Chu 1999). Alle metrics die een significante lineaire correlatie vertoonden met de gradiënt ($p < 0.01$) werden geselecteerd als potentieel geschikte metrics voor integratie in de MMI.

De volledige selectie, met de uitkomst voor de verschillende stappen, is weergegeven in bijlage 4. In totaal bleken 258 individuele metrics een significante positieve of negatieve lineaire correlatie te vertonen met de degradatiegradiënt (84,3% van de metrics met een bereik dat groot genoeg was). Voor de AQEM-metrics is dit niet zo verwonderlijk, aangezien van de metrics gebruikt voor de analyse al bekend was dat deze ten minste voor bepaalde Europese beektypen effectief waren, maar ook voor de andere metrics gold dus dat veel metrics een verband vertonen met degradatie.

Stap 4: Verwijdering redundante metrics

Metrics die een sterke correlatie vertonen zijn gedefinieerd als redundant (Spearman's $r > 0.7$). Redundantie van variabelen is niet gewenst bij de ontwikkeling van een MMI, aangezien het toevoegen van een redundante parameter aan een index geen nieuwe informatie toevoegt, maar informatie dupliceert.

Net zoals bij de sloten zijn redundante metrics opgespoord met behulp van een kruistabel, waarin de correlatie tussen alle individuele metrics is berekend. Wanneer er sprake was van een correlatie, is van elke groep gecorreleerde metrics die metric behouden die de hoogste correlatie met de degradatiegradiënt vertoonde (hoogste correlatiecoëfficiënt) (Hering *et al.* 2006).

Na verwijdering van redundante metrics bleven 88 metrics over voor de ontwikkeling van de uiteindelijke MMI (34.1% van de metrics die significant gecorreleerd waren met de degradatiegradiënt).

Stap 5: Samenstelling index

Voordat de verschillende metrics geïntegreerd konden worden, zijn deze eerst getransformeerd naar een gestandaardiseerde score variërend van 0 (slecht) tot 1 (goed). Voor metrics die afnemen met een verslechterende kwaliteit wordt hiervoor de volgende formule gebruikt:

$$\text{metric-score} = \text{metric resultaat} / 95\% \text{ percentiel waarde.}$$

En voor metrics die toenemen met een verslechterende kwaliteit:

$$\text{metric-score} = (95\% \text{ percentielwaarde} - \text{metric resultaat}) / (95\% \text{ percentielwaarde} - 5\% \text{ percentielwaarde}).$$

Het 5% percentiel en het 95% percentiel geven het minimale en maximale bereik van de metric aan. Deze percentielwaarden zijn gekozen als maximum en minimum om te voorkomen dat extreme waarden, die zouden kunnen optreden wanneer de werkelijke minimum- en maximumwaarde gebruikt zouden worden, het eindresultaat te sterk beïnvloeden (Blocksom *et al.* 2002). De 5% en 95% percentielwaarden van alle individuele metrics zijn weergegeven in bijlage 5. Scores buiten het bereik van de index (>1 , <0), werden afgerond naar de boven- of ondergrens van de score (1 of 0).

Vervolgens is uit de 88 gestandaardiseerde individuele metrics de uiteindelijke combinatie van metrics gekozen voor de MMI. Het verband met de degradatiegradiënt werd net zoals bij de sloten bepaald met behulp van een redundantie-analyse (RDA). In de RDA, een vorm van multivariate regressie, zijn de metrics gebruikt als voorspellende variabelen en de degradatiegradiënt als responsvariabele.

De mate waarin de verschillende individuele metrics de variatie langs de degradatiegradiënt verklaarden ('marginal effect', λ_1), is gebruikt als selectie criterium, waarbij de metrics per categorie met de hoogste λ_1 werden gekozen (tabel 7). De score van deze individuele metrics is omgezet naar een continue natuurkwaliteitsscore (NKS) door het gemiddelde te nemen. Op basis van de score, berekend voor alle 453 locaties gebruikt voor de ontwikkeling van de index voor verschillende aantallen metrics per categorie, kon de optimale multimetric index bepaald worden (tabel 8). Dit bleek een relatief sterk lineair verband te zijn met een R^2 van 0.57 (figuur 37).

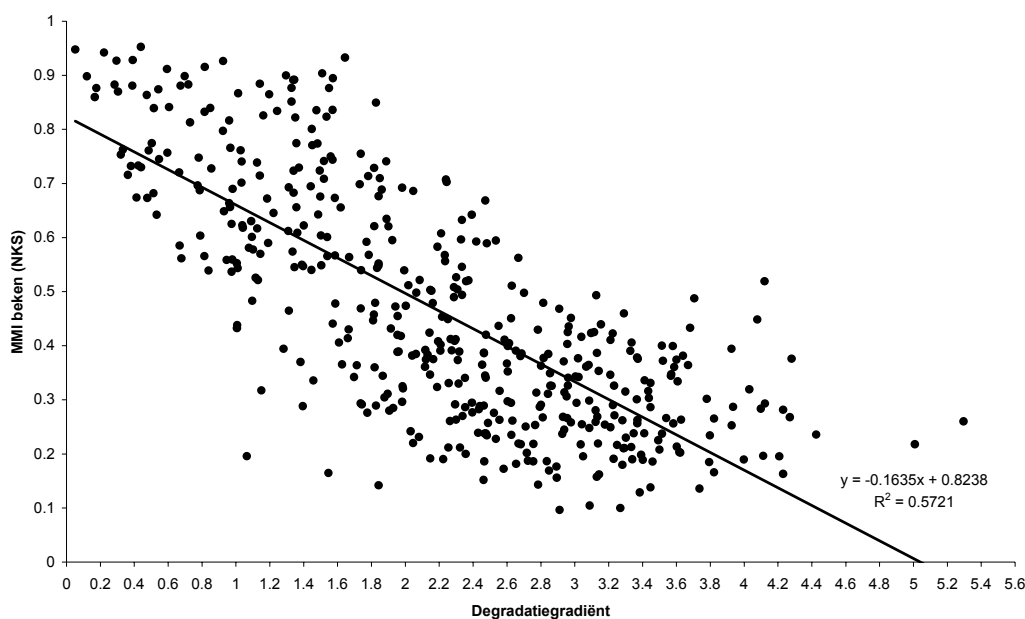
Tabel 7: Verband tussen de individuele kandidaatmetrics en de kwaliteitsgradiënt. De lambda1-waarde (λ_1) geeft het marginale effect weer per metric: de sterkte van het verband met de degradatiegradiënt. Verklaring van de categorieën: GT: gevoeligheid/tolerantie, SAM: samenstelling, DIV: rijkdom/diversiteit, FUN: functionele eigenschappen. * gekozen voor MMI

Metric (+/- verband degradatie)	Bron	Categorie	λ_1
Aandeel oligosaprobe taxa (-)*	MNZ	GT	0.57
Aandeel oligosaprobe taxa (-)*	EKOO	GT	0.41
Aandeel rheofiele taxa (-)*	AQEM	GT	0.41
Aandeel rheofiele ind. (-)	AET	GT	0.38
Aandeel Diptera (exclusief Chironomidae) taxa (-)*	direct	SAM	0.36
Aandeel D+DH+H ind. (+)*	AET	FUN	0.34
Aandeel taxa habitatpref. waterplanten (+)*	MNZ	FUN	0.34
Aandeel Trichoptera taxa (-)*	direct	SAM	0.32
Aandeel taxa habitatpref. grind (-)*	MNZ	FUN	0.32
Aandeel ind. habitatpref. licht brak water (+)	MNZ	GT	0.31
Saprobieindex Zelinka & Marvan (+)	AQEM	GT	0.31
Aandeel taxa xylofaag + knipper + actieve filtreerder + passieve filtreerder taxa (-)	AQEM	FUN	0.30
Aandeel ind. habitatpref. zuurgraad neutraal (+)	MNZ	GT	0.29
Aandeel taxa met pref. voor brakwaterzone (hypopotamal) (+)	AQEM	FUN	0.28
Aandeel taxa niet insecten (+)*	direct	SAM	0.27
Aantal filtreerders (+)	AET	FUN	0.24
Aandeel taxa habitatpref. zuurgraad zwak zuur (-)	MNZ	GT	0.24
Rhithron Feeding Type Index (RETI) (-)	AQEM	FUN	0.23
Aandeel knipper taxa (-)	AET	FUN	0.23
Aandeel limno- tot rheofiele ind. (+)	AET	GT	0.22
Aantal Hirudinea taxa (+)*	direct	DIV	0.22
Aandeel taxa habitatpref. zeer langzaam stromend water (+)	MNZ	GT	0.21
Aandeel limno- tot rheofiele taxa (+)	AET	GT	0.20
Aantal duikers/zwemmers (+)	EKOO	FUN	0.20
Aantal taxa habitat littoraal (+)	AET	FUN	0.19
Aantal α -mesosaprobe en polysaprobe taxa (+)	EKOO	GT	0.18
Aandeel ind. habitatpref. waterplanten (+)	MNZ	FUN	0.18
Aandeel verzamelaar ind (-)	AET	FUN	0.17
Aandeel α -mesosaprobe en polysaprobe ind. (+)	EKOO	GT	0.17
Aantal Heteroptera taxa (+)*	direct	DIV	0.17
Aandeel taxa microhabitatpref. zand + fijn grind + grof grind (-)	AQEM	FUN	0.17
Aandeel spartelaar taxa (-)	EKOO	FUN	0.16
Aandeel vergaarder taxa (+)	AQEM	FUN	0.15
Aandeel ind. niet insecten (+)	direct	SAM	0.15
Aandeel polysaprobe taxa (+)	MNZ	GT	0.15
Aandeel taxa habitatpref. grove detritus (-)	MNZ	FUN	0.14
Aandeel sediment taxa (-)	EKOO	FUN	0.13
Aandeel taxa meer in stilstaand water dan in stromend water (limnofiel) (+)	AET	FUN	0.13
Aandeel taxa met microhabitatpref. modder (+)	AQEM	GT	0.13
Aandeel taxa met preferentie voor bronnen (crenal) (-)	AQEM	FUN	0.13
Aandeel detritivore ind. (+)	AET	FUN	0.12
Aandeel vaste substraat ind. (-)	AET	FUN	0.12

Metric (+/- verband degradatie) (vervolg)	Bron	Categorie	λ_1
Aantal taxa met pref. polysaprobe omstandigheden (+)	AQEM	GT	0.12
Aandeel limnobionte ind. (+)	AET	GT	0.11
Aandeel β -mesosaprobe en mesosaprobe taxa (+)	EKOO	GT	0.11
Aandeel Oligochaeta + Diptera taxa (-)	AQEM	SAM	0.11
Aandeel detritivore taxa (-)	AET	FUN	0.10
Aandeel oligo- en oligo- β -mesosaprobe ind. (-)	EKOO	GT	0.10
Aandeel ind. habitatpref. fijne detritus (+)	MNZ	FUN	0.10
Aandeel herbivore ind. (+)	AET	FUN	0.09
Aandeel filtreerders (+)	AET	FUN	0.09
Simpson's diversiteitsindex (+)*	AQEM	DIV	0.09
Aandeel minerende taxa (+)	AQEM	FUN	0.08
Aandeel D+DH+H taxa (+)	AET	FUN	0.07
Aandeel waterkolom-littoraal ind. (+)	AET	FUN	0.07
Aantal Coleoptera taxa (+)	direct	SAM	0.07
Aandeel Oligochaeta ind. (+)	direct	SAM	0.07
Aandeel taxa habitatpref. zand (-)	MNZ	FUN	0.07
Aantal gevoelige taxa (Oostenrijkse indeling) (-)	AQEM	GT	0.07
Aantal rheofiele taxa (-)	AET	GT	0.06
Aandeel omnivore taxa (-)	AET	FUN	0.06
Aantal oligo- β -mesosaprobe taxa (+)	EKOO	GT	0.06
Aandeel β -mesosaprobe ind. (-)	EKOO	GT	0.06
Aandeel α -mesosaprobe en polysaprobe taxa (+)	EKOO	GT	0.06
Aandeel gravende ind. (+)	EKOO	FUN	0.06
Aandeel klever ind. (-)	EKOO	FUN	0.06
Aandeel taxa met pref. bronmoerassen (hypocrenal) (-)	AQEM	FUN	0.06
Aandeel taxa met pref. epirhithral (bovenste zone beekforel) (-)	AQEM	FUN	0.06
Aandeel taxa met pref. voor langzaam stromend water, ook in stilstaand water (rheo- tot limnofiel) (-)	AQEM	GT	0.06
Aantal detriti-herbivore taxa (+)	AET	FUN	0.05
Aantal oligo- en oligo- β -mesosaprobe taxa (-)	EKOO	GT	0.05
Aandeel Diptera (exclusief Chironomidae) ind. (-)	direct	SAM	0.05
Aandeel taxa met preferentie voor profundale zone (diep water) (+)	AQEM	FUN	0.05
Aandeel verzamelaar taxa (-)	AET	FUN	0.04
Aandeel Coleoptera ind. (-)	direct	SAM	0.04
Aandeel hololimnische taxa (alle stadia in zoet water) (-)	AQEM	SAM	0.03
Aantal omnivore taxa (+)	AET	FUN	0.03
Aandeel carnivore taxa (+)	AET	FUN	0.03
Aandeel ind. habitatpref. grove detritus (+)	MNZ	FUN	0.03
Aandeel taxa habitatpref. langzaam stromend water (-)	MNZ	GT	0.03
Aandeel taxa habitatpref. mesotrofe omstandigheden (-)	MNZ	GT	0.03
Aandeel predator taxa (-)	AQEM	FUN	0.03
Aandeel β -mesosaprobe taxa (+)	MNZ	GT	0.03
Aandeel taxa met microhabitatpreferentie fijn + grof organisch materiaal (+)	AQEM	FUN	0.02
Aandeel sediment ind. (+)	AET	FUN	0.01
Aandeel taxa actieve filtreerder (+)	AQEM	FUN	0.01
Totaal aantal ind. (+)	direct	DIV	0.00
Aandeel ind. habitatpref. klei en leem (+)	MNZ	FUN	0.00

Tabel 8: Optimalisatie van het aantal metrics per categorie (zie tabel 7 voor individuele kandidaatmetrics). * gekozen aantal metrics per categorie.

Aantal metrics per categorie	R ² verband degradatiegradiënt
1	0.54
2*	0.57
3	0.56
4	0.57
5	0.57



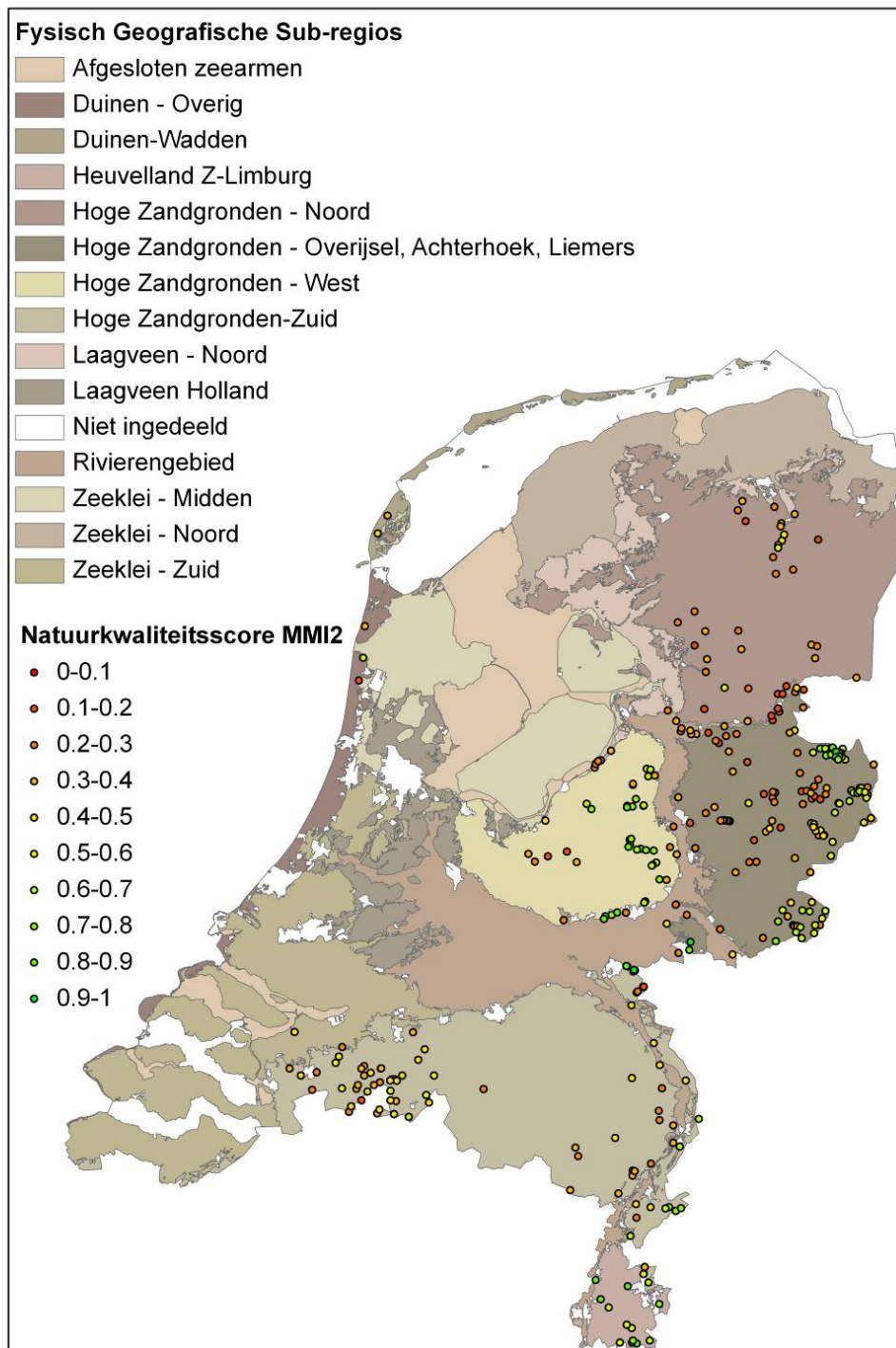
Figuur 37: Verband tussen de mate van degradatie (0: goed, 6: slecht) en de natuurkwaliteit (NKS) van beken, gebaseerd op de multimetric index.

Wanneer de natuurkwaliteitsscores worden geprojecteerd op een kaart met de belangrijkste fysisch-geografische regio's in Nederland, kan een globaal overzicht verkregen worden van de natuurkwaliteit van beken in verschillende onderzochte regio's (figuur 38).

4.3.2 MMI voor beken

Op basis van het aandeel oligosaprobe taxa in de beeklevensgemeenschap, het aandeel Diptera (exclusief Chironomidae) en Trichoptera in positieve zin en het aantal Hirudinea en Heteroptera taxa in negatieve zin en het aantal waterplantenbewonende taxa en de som van het aantal herbivoren, detriti-herbivoren en detritivoren is de natuurkwaliteit van beken af te leiden.

De negatieve invloed van organische belasting komt zowel in Europa als Noord Amerika sterk naar voren in multimetric indices (bijlage 1). Ook in Nederland is dit een belangrijke onderscheidende factor, zo belangrijk zelfs dat deze met twee metrics vertegenwoordigd is (elk gebaseerd op verschillende autoecologische informatie, waardoor deze niet redundant zijn). Saprobie is sterk gerelateerd aan zuurstofbeschikbaarheid; te grote hoeveelheden organisch materiaal in de beek leiden tot sterke zuurstofdalingen als gevolg van een hoge microbiële activiteit. Een hoge zuurstofbeschikbaarheid is voor veel aan stromend water gebonden organismen cruciaal.



Figuur 38: Natuurkwaliteitscore (NKS) van 453 Nederlandse beken op basis van een multimetric index bestaande uit elf individuele metrics verdeeld over de categoriën diversiteit en samenstelling, functionele eigenschappen en gevoeligheid/tolerantie van de levensgemeenschap. Als ondergrond staan op de kaart de fysisch geografische subregio's afgebeeld.

Trichoptera, ook een vast onderdeel van veel MMI's voor stromende wateren, zijn nu juist indicatief voor goede omstandigheden. In het buitenland maakt deze metric vaak deel uit van de combinatie Ephemeroptera, Trichoptera en Plecoptera. In Nederland is de haften- en steenvliegenfauna echter niet zo divers als in het buitenland, waardoor hier de nadruk meer komt te liggen op het aandeel kokerjuffertaxa. Veel kokerjuffers zijn uitgesproken rheofiel, zeker 80 van de 180 Nederlandse soorten, en hebben allerlei aanpassingen aan het leven in stromend water (Higler 2005). Een groot aandeel Diptera taxa (exclusief Chironomidae) is ook indicatief voor goede omstandigheden; diverse larven van vliegen en muggen zijn typerend voor stromende wateren, zoals de kriebelmuggen (Simuliidae). Echter is dit een groep waar van veel families verder relatief weinig autoecologische informatie van bekend is.

Het aantal Hirudinea en Heteroptera taxa geeft een daling van de natuurkwaliteit weer. Veel taxa van deze groepen leven voornamelijk in stilstaande wateren; het is dan ook waarschijnlijk dat hoge aantallen taxa een indicatie zijn van stagnantie en daarmee verbonden andere negatieve effecten, zoals verslibbing. Het optreden van een groot aantal aan waterplanten gebonden (stilstaand water) taxa is ook een teken van stagnantie en daarmee degradatie van het beekstelsel.

Een toename van het aandeel detritivoren, herbivoren en detriti-herbivoren in de beek geeft ook degradatie aan, waarschijnlijk gekoppeld aan de beschikbaarheid van een grote hoeveelheid algen (herbivoren) en organisch materiaal (eutrofiëring en saprobiëring).

Naast degradatie komt uit de individuele metrics ook de natuurlijke overgang van bovenloop naar middenloop naar benedenloop naar voren. Waarschijnlijk zullen benedenlopen relatief minder goed scoren met deze index, aangezien veel voorkomende omstandigheden in de benedenloop vaak overeenkomen met een gedegradeerde situatie in een bovenloop. In de benedenloop komen bijvoorbeeld meer waterplanten voor dan in de bovenloop, waardoor de metric aandeel waterplantentaxa automatisch slechter scoort. Ook zijn benedenlopen meestal voedselrijker dan bovenlopen, waardoor het aandeel oligosaprobe taxa daalt.

Anderzijds zijn er aanwijzingen dat in een natuurlijk laaglandbeekstelsel (waarbij het complete beekdal in beschouwing moet worden genomen) stroomsnelheid en dimensies ook op kleine ruimtelijke schaal sterk varieerden, waardoor een breed scala aan organismen (vaak met uiteenlopende habitatpreferenties en toleranties) naast elkaar voorkwam. Veel van deze soorten zijn door degradatie van de beeksystemen stroomafwaarts teruggedrongen naar de bovenloopjes, die op dit moment nog het meest intact zijn.

Gevolg van deze samenloop van degradatie en beekorde is dat de nauwkeurigheid van de index waarschijnlijk afneemt met toenemende dimensies van de beek.

4.3.3 Validatie index aan de hand van bekentypologie

De natuurkwaliteitsindex is gevalideerd aan de hand van de bekentypologie. Alle monsters zijn toegedeeld aan de cenotypen met behulp van EKO. In de bekentypologie heeft elk cenotype een kwaliteitsbeoordeling gekregen, ingedeeld in klassen van 1 (slecht) tot 5 (goed). Deze beoordeling is gebaseerd op expert judgement; op basis van de beschrijvingen van de soortensamenstelling, indicatoren en abiotische factoren (Verdonschot & Nijboer 2004).

In de bekentypologie is ervan uitgegaan dat niet één type de referentiesituatie representeert; de hoogste klasse is dan ook klasse 4 (goede ecologische toestand). Op basis van de NKS komen er wel een aantal goede beken voor; deze zijn voor de vergelijkbaarheid in de berekening samengevoegd met klasse 4. Drie monsters waren niet geclassificeerd.

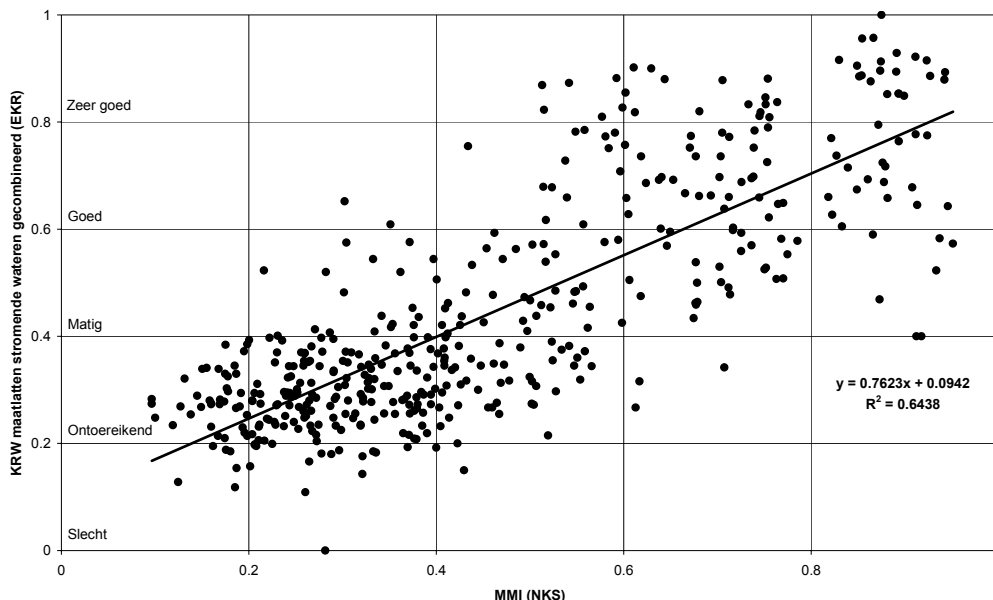
In totaal kreeg 69.1% van de monsters dezelfde kwaliteitsbeoordeling op basis van de NKS en expert judgement. In 29,3% van de gevallen verschilden beide beoordelingen 1 klasse en in 1,6% van de gevallen was het verschil 2 klassen (tabel 9).

Tabel 9: Resultaten validatie aan de hand van de bekentypologie. Met behulp van EKO0 zijn de monsters toegewezen aan een cenotype. Voor elk cenotype is op basis van expert judgement een inschatting gemaakt van de kwaliteit; deze inschatting is vergeleken met de beoordeling op basis van de MMI, waarbij de natuurkwaliteitscore is omgezet naar vijf klassen, om deze vergelijkbaar te maken met de kwaliteitsklassen. De code zonder haakjes is geldig voor langzaam stromende beken en de code tussen haakjes geeft de kwaliteit behorende bij snel stromende beken van het desbetreffende type.

Beoordeling bekentypologie	NKS klasse				
	0.0-0.2	0.2-0.4	0.4-0.6	0.6-0.8	0.8-1.0
Klasse 1	1	9	5	0	0
Klasse 1-2	3	12	3	0	0
Klasse 2	31	110	28	1	0
Klasse 2-3	0	7	1	0	0
Klasse 3	0	1	18	11	0
Klasse 3(1)	2	36	10	0	0
Klasse 3-4	0	6	29	35	17
Klasse 3-4(23)	0	0	4	18	0
Klasse 4	0	1	7	16	28

4.3.4 Vergelijking KRW-maatlatten en MMI

Wanneer de score op basis van de KRW-maatlatten voor stromende wateren vergeleken wordt met de score op basis van de MMI voor beken, dan is er sprake van een sterk verband tussen beide scores (R^2 : 0.65) (figuur 39).



Figuur 39: Vergelijking tussen de KRW-maatlatscores voor stromende wateren (diverse R-typen) en de MMI voor beken. Langs de verticale as zijn de KRW-maatlatklassen aangegeven.

4.4 Mogelijkheden voor validatie en optimalisatie van de nieuw ontwikkelde graadmeters

De hier ontwikkelde graadmeters vormen een prototype en zijn een eerste aanzet tot een alternatieve wijze van het beoordelen van natuurkwaliteit. De indices kunnen echter nog verder verbeterd worden, waardoor de beoordeling nauwkeuriger wordt. Om dit te bereiken, kunnen verschillende stappen genomen worden.

Ten eerste moeten de indices gevalideerd worden. Een eerste aanzet hiervoor is gegeven door de sloten- en bekentypologie te vergelijken met de waterkwaliteitscores voor de monsterlocaties. Echter door nieuwe monsters van al bemonsterde en nog niet bemonsterde regio's op te nemen in de index, waarvan de natuurwaarde bekend is, kan de index verder gevalideerd worden, waardoor een beter beeld verkregen kan worden van de foutenmarge.

Ten tweede moet onderzocht worden hoe groot de variatie is van de gebruikte individuele metrics binnen een locatie, hiervan zijn nog geen gegevens bekend. Daarbij moet het onderzoek zich richten op twee mogelijke bronnen van variatie: de variatie veroorzaakt door monsternamen, monsterverwerking en determinatie en de temporele variatie (seizoenen, jaren).

Ten derde moet de index met nog niet in de datasets opgenomen regio's worden doorgerekend, om zo een nog vollediger beeld te krijgen van de ecosystemen op een hoger schaalniveau, eventueel kunnen zelfs buitenlandse referentiesituaties worden opgenomen, om zo een beter beeld te krijgen van het functioneren van natuurlijke systemen en de volledige lengte van de degradatiegradiënt.

Ten vierde is verder onderzoek naar de individuele metrics van groot belang. Hier zijn verschillende redenen voor. Bijvoorbeeld niet alle taxa zijn geïdentificeerd; van een aantal taxa is weinig autoecologische informatie voorhanden. Ook is er een verschil in de manier van classificatie; veel metrics zijn binair gecodeerd (0/1), waarbij de belangrijkste klasse of primaire voedingsgroep/bewegingswijze een 1 krijgen en de rest een 0. De metrics gebaseerd op de 'Milieu- en habitatpreferenties van Nederlandse Zoetwatermacrofauna' en de AQEM database zijn ingedeeld met behulp van fuzzy coding, in klassen van respectievelijk 1-5 of 1-10. Per factor is een aantal klassen onderscheiden en per soort zijn vervolgens 10 punten verdeeld over deze klassen. Heeft een soort een sterke habitatpreferentie, dan krijgt deze klasse veel punten. Classificering met behulp van fuzzy coding komt meer overeen met de werkelijkheid, omdat de meeste organismen niet beperkt zijn tot één bepaalde eigenschap of habitatpreferentie en kan zo toekomstige classificaties versterken.

Ten vijfde kan verder onderzoek gedaan worden naar de statistische methoden voor het bepalen van de optimale manier om specifieke degradatiegradiënten te koppelen aan individuele metrics. Dit onderzoeksveld is sterk in beweging, wat af te leiden valt uit een groot aantal recente internationale wetenschappelijke publicaties over dit onderwerp en de grote diversiteit aan methoden die wordt toegepast door verschillende onderzoekers.

5 Toepassing MMI's sloten en beken: liggen de meeste locaties met een hoge natuurkwaliteit in Natura 2000-gebieden?

Het zwaartepunt van de verspreiding van veel doelsoorten en zeldzame soorten ligt in Natura 2000-gebieden (N2000). Een aantal van de punten die opgenomen is in de datasets gebruikt voor de ontwikkeling van de nieuwe graadmeters voor natuurkwaliteit ligt in N2000-gebieden. De vraag is of de match van goed scorende locaties volgens de MMI's groter is dan voor de totale dataset, ofwel, worden de hoogste scores behaald in de N2000-gebieden? Van alle sloot- en beeklocaties is daarom nagegaan of deze in een N2000 gebied lagen. Vervolgens is de kwaliteit van deze locaties bepaald met behulp van de MMI voor sloten of beken. Hiervoor zijn tien kwaliteitsklassen aangehouden. Ten slotte is het aandeel per klasse berekend ten opzichte van alle locaties in de dataset (tabel 10 & 11).

Tabel 10: Overzicht van de kwaliteit van slootlocaties gelegen in N2000 gebieden ten opzichte van alle locaties in Nederland, gebaseerd op de MMI voor sloten.

Kwaliteit (NKS)	Totaal aantal monsters in dataset	Monsters gelegen in N2000 gebieden	Aandeel in N2000 gebieden (%)
0.0-0.1	0	0	-
0.1-0.2	9	0	0
0.2-0.3	20	1	5
0.3-0.4	35	0	0
0.4-0.5	51	6	12
0.5-0.6	56	8	14
0.6-0.7	36	6	17
0.7-0.8	8	5	63
0.8-0.9	7	6	86
0.9-1.0	1	1	100

Tabel 11: Overzicht van de kwaliteit van beeklocaties gelegen in N2000 gebieden ten opzichte van alle locaties in Nederland, gebaseerd op de MMI voor beken.

Kwaliteit (NKS)	Totaal aantal monsters in dataset	Monsters gelegen in N2000 gebieden	Aandeel in N2000 gebieden (%)
0.0-0.1	1	0	0
0.1-0.2	36	0	0
0.2-0.3	94	9	10
0.3-0.4	88	11	13
0.4-0.5	56	5	9
0.5-0.6	52	3	6
0.6-0.7	44	10	23
0.7-0.8	37	11	30
0.8-0.9	35	15	43
0.9-1.0	10	4	40

Het bleek dat de sloten met een hoge kwaliteit in de meeste gevallen in N2000-gebieden gelegen waren (tabel 10), terwijl matig tot slechte sloten meestal niet in N2000-gebieden lagen. Voor beken was dit verband veel minder duidelijk (tabel 11); minder dan de helft van de

goede tot zeer goede monsters was genomen in een N2000-gebied. Toch was het aandeel goede beken in N2000-gebieden veel groter dan buiten deze gebieden. Een deel van de monsterlocaties met een goede kwaliteit lag overigens net buiten een N2000-gebied. Slechts een deel van het stroomgebied van de beek was in die gevallen als N2000-gebied aangewezen, bijvoorbeeld de bron of de bovenloop van de beek, terwijl verder benedenstrooms gemonsterd was.

6 Literatuur

- Armitage PD, Moss D, Wright JF, MT Furse (1983) The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites *Water Research* 17: 333-347.
- Astin LE (2006) Data synthesis and bioindicator development for nontidal streams in the interstate Potomac River basin, USA. *Ecological Indicators* 6: 664-685.
- Astin LE (2007) Developing biological indicators from diverse data: The Potomac Basin-wide Index of Benthic Integrity (B-IBI). *Ecological Indicators* 7: 895-908.
- Bailey RC, Norris RH & TB Reynoldson (2004) Bioassessment of freshwater ecosystems. Using the reference condition approach. Springer Science + Business Media, Inc. 170 pp.
- Bal D, Beije HM, Fellingier M, Haveman R, Opstal van AJFM & FJ van Zadelhoff (2001) Handboek natuurdoeltypen 2^e editie. Rapport Expertisecentrum LNV 2001/020. Wageningen
- Barbour MT, Gerritsen J, Snyder BD & JB Stribling (1999) Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates, and fish. 2th edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C.
- Blocksom KA, Kurtenbach JP, Klemm DJ, Fulk FA & SM Cormier (2002) Development and evaluation of the lake macroinvertebrate integrity index (LMII) for New Jersey lakes and reservoirs. *Environmental Monitoring and Assessment* 77: 311-333.
- Brink, ten BJE, Strien, van A, Hinsberg, van A, Reijnen MJSM, Wiertz J, Alkemade JRM, Dobben, van HF, Higler LWG, Koolstra BJH, Ligtoet W, Peijl, van der M & S Semmekrot (2000) Natuurgraadmeters voor de behoudsoptiek. RIVM rapport 408657005. 109 pp.
- Butcher JT, PM Stewart & TP Simon (2003) A Benthic Community Index for streams in the Northern Lakes and Forests Ecoregion. *Ecological indicators* 3: 181-193.
- Cade BS & BR Noon (2003) A gentle introduction to quantile regression for ecologists. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1: 412-420.
- Cairns Jr. J, McCormick PV & BR Niederlehner (1993) A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. *Hydrobiologia* 263: 1-44.
- Cao Y & CP Hawkins (2005) Simulating biological impairment to evaluate the accuracy of ecological indicators. *Journal of Applied Ecology* 42: 954-965.
- Carlisle DM & CP Hawkins (2008) Land use and the structure of western US stream invertebrate assemblages: predictive models and ecological traits. *Journal of the North American Benthological Society* 27(4): 986-999.
- Charvet S, Statzner B, Usseglio-Polatera P & B Dumont (2000) Traits of benthic macroinvertebrates in semi-natural French streams: an initial application to biomonitoring in Europe. *Freshwater Biology* 43(2): 277-296.
- Dahl J & RK Johnson (2004) A multimetric macroinvertebrate index for detecting organic pollution of streams in southern Sweden. *Archiv für Hydrobiologie* 160(4): 487-513.
- Dahl J, RK Johnson & L Sandin (2004) Detection of organic pollution of streams in southern Sweden using benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia* 516: 161-172.
- Davies SP & SK Jackson (2006) The biological condition gradient: a descriptive model for interpreting change in aquatic ecosystems. *Ecological Applications* 16(4): 1251-1266.
- Evers, CHM, Broek van den AJM, Buskens R, Leerdam van A & RAE Knoben (2007) OMSchrijving MEP en maatlaten voor sloten en kanalen voor de Kaderrichtlijn Water. STOWA. Utrecht.
- Flather CH & CH Sieg (2007) Species rarity: definition, causes, and classification. p 40-66. In: Raphael MG & R Molina (eds.) Conservation of rare or little-known species: biological, social, and economic considerations. Island Press. 375 pp.

- Gayraud S, Statzner B, Bady P, Haybachp A, Schöll F, Usseglio-Polatera P & M Bacchi (2003) Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an initial assessment of alternative metrics. *Freshwater Biology* 48: 2045-2064.
- Gotelli NJ (2008) *A primer of Ecology*. 4th edition. Sinauer Associates, Inc. 291 pp.
- Hering D, Feld CK, Moog O & T Ofenböck (2006a) Cook book for the development of a multimetric index for biological condition of aquatic ecosystems: experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia* 566: 311-324.
- Hering D, RK Johnson, S Kramm, S Schmutz, K Szoszkiewicz & PFM Verdonschot (2006b) Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. *Freshwater Biology* 51: 1757-1785.
- Hering D, Verdonschot PFM, Moog O & L Sandin (eds.) (2004) *Integrated assessment of running waters in Europe*. *Developments in hydrobiology* 175. Kluwer Academic Publishers 379 pp.
- Higler B (2000) *Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren deel 7, laagveenwateren*. Rapport EC-LNV nr. AS-07. Wageningen.
- Higler B (2005) *De Nederlandse kokerjufferlarven*. KNNV Uitgeverij, Utrecht. 159 pp.
- Hoek van den WF & PFM Verdonschot (1994) *Functionele karakterisering van aquatische ecotootypen*. IBN-rapport 072 IBN-DLO, Wageningen.
- Karr JR & EW Chu (1999) *Restoring life in running waters. Better biological monitoring*. Island Press. 206 pp.
- Keizer-Vlek HE & PFM Verdonschot (2008) *Abiotische randvoorwaarden en natuurdoelen in kunstmatige wateren, deel 1: gebufferde laagveensloten*. Alterra-rapport 1716. Wageningen.
- Klemm DJ, KA Blocksom, FA Fulk, AT Herlihy, RM Hughes, PR Kaufmann, DV Peck, JL Stoddard, WT Thoeny, MB Griffith & WS Davies (2003) Development and evaluation of a macroinvertebrate biotic integrity index (MBII) for regionally assessing Mid-Atlantic Highlands streams. *Environmental Management* 31(5): 656-669.
- Klemm DJ, KA Blocksom, WT Thoeny, FA Fulk, AT Herlihy, PR Kaufmann & SM Cormier (2002) Methods development and use of macroinvertebrates as indicators of ecological conditions for streams in the mid-atlantic Highlands region. *Environmental Monitoring and Assessment* 78: 169-212.
- Krebs CJ (1999) *Ecological methodology*. 2nd edition. Addison-Welsey Educational Publishers. 620 pp.
- Lewis PA, Klemm DJ & WT Thoeny (2001) Perspectives in the use of a multimetric lake bioassessment integrity index using benthic invertebrates. *Northeastern Naturalist* 8(2): 233-246.
- Lorenz A, Hering D, Feld CK & P Rolauffs (2004) A new method for assessing the impact of hydromorphological degradation on the macroinvertebrate fauna of five German stream types. *Hydrobiologia* 516: 107-127.
- Lücke JD & RK Johnson (2009) Detection of ecological change in stream macroinvertebrate assemblages using single metric, multimetric or multivariate approaches. *Ecological indicators* 9: 659-669.
- Magurran AE (2004) *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing. 256 pp.
- Maloney KO & JW Feminella (2006) Evaluation of single- and multimetric benthic macroinvertebrate indicators of catchment disturbance over time at the Fort Benning Military Installation, Georgia, USA. *Ecological Indicators* 6: 469-484.
- Mebane CA (2001) Testing bioassessment metrics: macroinvertebrate, sculpin, and salmonid responses to stream habitat, sediment, and metals. *Environmental Monitoring and Assessment* 67: 293-322.
- Menetrey N, Sager L, Oertli B & J-B Lachavanne (2005) Looking for metrics to assess the trophic state of ponds. *Macroinvertebrates and amphibians*. *Aquatic Conservation: marine and freshwater ecosystems* 15: 653-664.

- Morais M, Pinto P, Guilherme P, Rosado J & I Antunes (2004) Assessment of temporary streams: the robustness of metric and multimetric indices under different hydrological conditions. *Hydrobiologia* 516: 229–249.
- Niemi GJ & ME McDonald (2004) Application of ecological indicators. *Annual Reviews of Ecology, Evolution and Systematics* 35: 89-111.
- Nijboer RC (2000) Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren deel 6, sloten. Rapport EC-LNV nr. AS-06. Wageningen.
- Nijboer RC (2006) The myth of communities. Detecting ecological quality of surface waters using macroinvertebrate community patterns. *Alterra Scientific Contributions* 17, Alterra Wageningen UR.
- Nijboer, R.C. & P.F.M. Verdonschot (red.) (2001). Zeldzaamheid van de macrofauna van de Nederlandse binnenwateren. Werkgroep Ecologisch Waterbeheer, themanummer 19, Alterra, Wageningen.
- Nijboer RC, Johnson RK, Verdonschot PFM, Sommerhäuser M & A Buffagni (2004) Establishing reference conditions for European streams. *Hydrobiologia* 516: 91-105.
- Nijboer RC, Verdonschot PFM & MW van den Hoorn (2003) Macrofauna en vegetatie van de Nederlandse sloten: een aanzet tot beoordeling van de ecologische toestand. *Alterra-rapport* 688. Wageningen.
- Ode PR, AC Rehn & JT May (2005) A quantitative tool for assessing the integrity of southern coastal California streams. *Environmental management* 35(4): 493-504.
- Ofenböck T, Moog O, Gerritsen J & M Barbour (2004) A stressor specific multimetric approach for monitoring running waters in Austria using benthic macro-invertebrates. *Hydrobiologia* 516: 251–268.
- Pauw, de N & G Vanhooren (1983) Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. *Hydrobiologia* 100: 153–168.
- Poff NL (1997) Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 16(2): 391-409.
- Poff NL, Olden JD, Vieira NKM, Finn DS, Simmons MP & BC Kondratieff (2006). Functional trait niches of North American lotic insects: traits-based ecological applications in light of phylogenetic relationships. *Journal of the North American Benthological Society* 25: 730-755.
- Purcell AH, Bressler DW, Paul MJ, Barbour MT, Rankin ET, Carter JL & VH Resh (2009) Assessment tools for urban catchments: developing biological indicators based on benthic macroinvertebrates. *Journal of the American Water Resources Association* 45(2): 306-319.
- Reynoldson TB & JF Wright (2000). The reference condition: problems and solutions. P 293-303. In : Wright JF, Sutcliffe DW, Furse MT (eds.) *Assessing the biological quality of fresh waters. RIVPACS and other techniques*. Freshwater Biological Association. 373 pp.
- Reynoldson TB, Norris RH, Resh VH, Day KE & DM Rosenberg (1997) The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water quality impairment using macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 16: 833-852.
- Simpson J & RH Norris (2000) Biological assessment of water quality: development of AUSRIVAS models and outputs. pp. 125-142. In: Wright JF, Sutcliffe DW & MT Furse (eds.) *RIVPACS and similar techniques for assessing the biological quality of freshwaters*. Freshwater Biological Association. 373 pp.
- Skern M, Zweimüller I & F Schiemer (2009) Aquatic Heteroptera as indicators for terrestrialisation of floodplain habitats. *Limnologica* (in press).
- Skriver J, Friberg N & J Kirkegaard (2000) Biological assessment of water course quality in Denmark: introduction of the Danish Stream Fauna Index (DSFI) as the official biomonitoring method. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 27: 1822-1830.
- Sládeček V & V Košel (1984) Indicator Value of Freshwater Leeches (Hirudinea) with a Key to the Determination of European Species. *Acta hydrochim. et hydrobiol.* 12(5): 451-461.

- Solimini AG, Bazzanti M, Ruggiero A & G Carchini (2008) Developing a multimetric index of ecological integrity based on macroinvertebrates of mountain ponds in central Italy. *Hydrobiologia* 597: 109-123.
- Southwood TRE (1977) Habitat, the templet for ecological strategies. *The Journal of Animal Ecology* 46(2): 337-365.
- Southwood TRE (1988) Tactics, strategies and templets. *Oikos* 52(1): 3-18.
- Stoddard JL, Herlihy AT, Peck DV, Hughes RM, Whittier TR & E Tarquinio (2008) A process for creating multimetric indices for large-scale aquatic surveys. *Journal of the North American Benthological Society* 27(4): 878-891
- Stoddard JL, Larsen DP, Hawkins CP, Johnson RK & RH Norris (2006) Setting expectations for the ecological condition of streams: the concept of reference condition. *Ecological Applications* 16(4): 1267-1276.
- Sundermann A, Pauls SU, Clarke RT & P Haase (2008) Within-stream variability of benthic invertebrate samples and EU Water Framework Directive assessment results. *Fundamental and Applied Limnology* 173(1): 21-34.
- Trigal C, García-Criado F & C Fernández-Aláez (2009) Towards a multimetric index for ecological assessment of Mediterranean flatland ponds: the use of macroinvertebrates as bioindicators. *Hydrobiologia* 618: 109-123
- Trigal C, García-Criado F & C Fernández-Aláez (2006) Among-habitat and temporal variability of selected macroinvertebrate based metrics in a Mediterranean shallow lake (NW Spain). *Hydrobiologia* 563: 371-384
- Usseglio-Polatera P, Bournaud M, Richoux P & H Tachet (2000) Biomonitoring through biological traits of benthic invertebrates: how to use species trait databases? *Hydrobiologia* 422/423: 153-162.
- Verberk WCEP, Verdonschot PFM, Haaren T van & B van Maanen (in prep.) Milieu- en habitatpreferenties van Nederlandse zoetwatermacrofauna. Werkgroep Ecologisch Waterbeheer (WEW), subgroep Autecologie.
- Verdonschot PFM (1990) Ecologische karakterisering van oppervlaktewateren in Overijssel. Provincie Overijssel, Rijksinstituut voor Natuurbeheer. 301 pp.
- Verdonschot PFM (2000) Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren deel 2, beken. Rapport EC-LNV nr. AS-02. Wageningen.
- Verdonschot PFM & RC Nijboer (2000) Typology of macrofaunal assemblages applied to water and nature management: a Dutch approach. pp. 241-262. In: Wright JF, Sutcliffe DW & MT Furse (eds.) RIVPACS and similar techniques for assessing the biological quality of freshwaters. Freshwater Biological Association. 373 pp.
- Verdonschot PFM & RC Nijboer (2004) Macrofauna en vegetatie van de Nederlandse beken: een aanzet tot beoordeling van de ecologische toestand. *Alterra-rapport* 756. 325 p.
- Verdonschot PFM, Nijboer RC, Higler LWG & TjH van den Hoek (2003) Selectie van indicatoren voor oppervlaktewateren. Invulling van indicatieve macrofauna, macrofyten en vissen voor Kaderrichtlijn Water typen. *Alterra-rapport* 865. 190 pp.
- Vlek, HE, Verdonschot PFM & RC Nijboer (2004) Towards a multimetric index for the assessment of Dutch streams using benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia* 516: 173-189
- Wright JF, Armitage PD, Furse MT & D Moss (1989) Prediction of invertebrate communities using stream measurements. *Regulated Rivers: Research & Management* 4: 147-155.
- Zelinka M & P Marvan (1961) Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Archiv für Hydrobiologie* 57: 389-407.

Bijlage 1 Overzicht van succesvol gebleken metrics voor stromende wateren

Individuele metrics die succesvol zijn gebleken als onderdeel van een MMI, gebaseerd op onderzoek uit Europa en Noord-Amerika. De volgende stressoren worden onderscheiden:

- 1 algehele degradatie (combinatie morfologie en organische belasting)
- 2 organische belasting/eutrofiëring
- 3 morfologische degradatie

> toename, < afname

Rijkdom/diversiteit levensgemeenschap

Type rijkdom/diversiteitsmetric	Metrics met onderscheidend vermogen
1. Totaal aantal soorten/genera/families	Totaal aantal taxa <1 (Mebane 2001, Klemm <i>et al.</i> 2002, Vlek <i>et al.</i> 2004, Astin 2006, 2007) Total number of families <2 (Öfenbock <i>et al.</i> 2004)
2a. Aantal soorten/genera/families per orde	# Ephemeroptera taxa <1,3 (Klemm <i>et al.</i> 2002, 2003, Butcher <i>et al.</i> 2003, Maloney & Feminella 2006) # Plecoptera taxa <1 (Klemm <i>et al.</i> 2002, 2003) # Trichoptera taxa <1 (Klemm <i>et al.</i> 2002, 2003) # Chironomidae taxa <3 (Maloney & Feminella 2006) # Tanytarsini taxa <3 (Maloney & Feminella 2006) # Coleoptera taxa <1 (Ode <i>et al.</i> 2005) # Diptera taxa <1 (Butcher <i>et al.</i> 2003)
2b. Som van het aantal soorten/genera/families voor combinaties van ordes	# Ephemeroptera, Plecoptera en Trichoptera taxa <1,3 (Mebane 2001, Klemm <i>et al.</i> 2002, Butcher <i>et al.</i> 2003, Dahl & Johnson 2004, Ode <i>et al.</i> 2005, Maloney & Feminella 2006, Astin 2006, 2007, Stoddard <i>et al.</i> 2008, Purcell <i>et al.</i> 2009) # Ephemeroptera + Plecoptera taxa <2 (Öfenbock <i>et al.</i> 2004) Aangepast # EPT taxa (ongevoelige soorten worden niet meegerekend) <1 (Klemm <i>et al.</i> 2002)
3. Diversiteitsindices	Diversity Margalef <1,2 (Butcher <i>et al.</i> 2003, Öfenbock <i>et al.</i> 2004) Shannon's H <1 (Mebane 2001, Klemm <i>et al.</i> 2002, Butcher <i>et al.</i> 2003, Stoddard <i>et al.</i> 2008)

Samenstelling van de levensgemeenschap

Type	Metrics met onderscheidend vermogen
1. Aandeel taxonomische groep	% Gastropoda >1 (Vlek <i>et al.</i> 2004) % Trichoptera <1,3 (Klemm <i>et al.</i> 2002, Butcher <i>et al.</i> 2003, Lorenz <i>et al.</i> 2004, Vlek <i>et al.</i> 2004) % Plecoptera <1,2,3 (Klemm <i>et al.</i> 2002, Lorenz <i>et al.</i> 2004, Öfenbock <i>et al.</i> 2004) % Chironomidae >1 (Klemm <i>et al.</i> 2002) % Crustacea (Dahl & Johnson 2004) % Ephemeroptera <1 (Klemm <i>et al.</i> 2002)
1a. aandeel combinatie groepen	% Ephemeroptera + Plecoptera <2 (Öfenbock <i>et al.</i> 2004) % EPT <1 (Mebane 2001, Klemm <i>et al.</i> 2002, Dahl & Johnson 2004, Astin 2006, 2007, Stoddard <i>et al.</i> 2008) % Crustacea + Mollusca >1 (Butcher <i>et al.</i> 2003)
2. Verhouding tussen groepen	% EPT / % Olig, # EPT taxa / # Oligochaeta taxa <1 (Vlek <i>et al.</i> 2004) % niet-insecten >1 (Klemm <i>et al.</i> 2002, 2003, Ode <i>et al.</i> 2005)

Type	Metrics met onderscheidend vermogen
3. Dominantie	% meest dominante taxon >1 (Mebane 2001, Klemm <i>et al.</i> 2002, Astin 2006,2007) % 2 dominante taxa >1 (Klemm <i>et al.</i> 2002) % 5 dominant taxa >1 (Klemm <i>et al.</i> 2002, 2003)

Functionele samenstelling levensgemeenschap

Type	Metrics met onderscheidend vermogen
1. Voedingsgroep	% Passieve filter feeders <1 (Vlek <i>et al.</i> 2004) %/# collector-filterers <1 (Butcher <i>et al.</i> 2003, Klemm <i>et al.</i> 2003, Purcell <i>et al.</i> 2009) % Shredders <2 (Öfenbock <i>et al.</i> 2004) % Gatherers/collectors >3 (Lorenz <i>et al.</i> 2004) % collector gatherers & filterers >1 (Ode <i>et al.</i> 2005, Astin 2006, 2007) #/% Scrapers <1 (Mebane 2001, Butcher <i>et al.</i> 2003, Stoddard <i>et al.</i> 2008)
2. Verhouding tussen voedingsgroepen	% Grazers + scrapers/ % gatherers/collectors + filterfeeders >1 (Vlek <i>et al.</i> 2004)
3. Trofisch niveau	# predator taxa <1 (Ode <i>et al.</i> 2005)
4. Bewegingsgroepen	% clingers <1,3 (Maloney & Feminella 2006, Astin 2006, 2007, Purcell <i>et al.</i> 2009) # clinger taxa <3 (Maloney & Feminella 2006) % burrower taxa >1 (Stoddard <i>et al.</i> 2008)

Gevoeligheid of tolerantie macrofauna

Type	Metrics met onderscheidend vermogen
Organische belasting	Saprobieindex Zelinka & Marvan 1961 >1,2 (Dahl <i>et al.</i> 2004, Dahl & Johnson 2004, Öfenbock <i>et al.</i> 2004, Vlek <i>et al.</i> 2004) Duitse saprobieindex (DIN 38 410) >2 (Dahl <i>et al.</i> 2004, Lorenz <i>et al.</i> 2004) BBI <2 (Dahl <i>et al.</i> 2004) ASPT <2 (Dahl <i>et al.</i> 2004, Dahl & Johnson 2004) DSFI <2 (Dahl <i>et al.</i> 2004) Hilsenhoff Family biotic index >1 (Mebane 2001, Klemm <i>et al.</i> 2002, Butcher <i>et al.</i> 2003, Astin 2006,2007) MTI >1 (macroinvertebrate tolerance index) (Klemm <i>et al.</i> 2003) Number of sensitive taxa <2 (Öfenbock <i>et al.</i> 2004) #/% intolerante taxa <1 (Klemm <i>et al.</i> 2002, Ode <i>et al.</i> 2005, Stoddard <i>et al.</i> 2008) % indifferente taxa >1 (Klemm <i>et al.</i> 2002)
Stroming Habitat	% type RP (rheofiel) <1,3 (Lorenz <i>et al.</i> 2004, Vlek <i>et al.</i> 2004) % hypopotamal preferentie >1,2 (Dahl <i>et al.</i> 2004, Vlek <i>et al.</i> 2004) % Littoral + profundal >2 (Öfenbock <i>et al.</i> 2004) % Littoral preferences >3 (Lorenz <i>et al.</i> 2004) % type PEL (pelal: modder korrelgrootte <0.063) >1,2,3 (Dahl <i>et al.</i> 2004, Lorenz <i>et al.</i> 2004, Vlek <i>et al.</i> 2004) Duitse Faunaindex D01, D02, D03 <3 (Lorenz <i>et al.</i> 2004)

Bijlage 2 Metrics ontwikkeling MMI sloten

Metrics gebruikt voor de ontwikkeling van de MMI voor sloten. De waarde van de Spearman rank correlatie coëfficiënt is gegeven bij alle significante correlaties ($p < 0.01$), wanneer er geen sprake was van een significante correlatie, is dit weergegeven als n.s. Metrics met 0 voldeden niet aan de range test. Voor afkortingen van de individuele metrics zie referenties.

Metric	Selectie
RIJKDOM/DIVERSITEIT	
# taxa	0.226
#genera	0.222
# families	0.241
# individuen (ln x)	ns
# Hydracarina taxa	0.206
# Mysida taxa	0
# Amphipoda taxa	0
# Isopoda taxa	0
# Aranea taxa	0
# Bivalvia taxa	0
# Chironomidae taxa	0.173
# Coleoptera taxa	ns
# Diptera (overig) taxa	ns
# Ephemeroptera taxa	0
# Gastropoda taxa	ns
# Heteroptera taxa	0.195
# Hirudinea taxa	ns
# Lepidoptera taxa	0
# Megaloptera taxa	0
# Odonata taxa	0
# Oligochaeta taxa	0.203
# Plecoptera taxa	0
# Trichoptera taxa	0.28
# Platyhelminthes taxa	0
# Crustacea taxa	0
# EPT taxa	0.275
# Hydracarina fam	0.232
# Bivalvia fam	0
# Coleoptera fam	ns
# Diptera (overig) fam	ns
# Ephemeroptera fam	0

Metric	Selectie
# Gastropoda fam	ns
# Heteroptera fam	0.22
# Hirudinea fam	0
# Lepidoptera fam	0
# Crustacea fam	0
# Megaloptera fam	0
# Odonata fam	0
# Oligochaeta fam	0
# Plecoptera fam	0
# Trichoptera fam	0.307
# Platyhelminthes fam	0
# EPT fam	0.279
# Hydracarina genera	0.26
# Bivalvia genera	0
# Coleoptera genera	ns
# Diptera (overig) genera	ns
# Ephemeroptera genera	0
# Gastropoda genera	ns
# Heteroptera genera	0.229
# Hirudinea genera	ns
# Lepidoptera genera	0
# Crustacea genera	0
# Megaloptera genera	0
# Odonata genera	0
# Oligochaeta genera	0.217
# Plecoptera genera	0
# Trichoptera genera	0.299
# Platyhelminthes genera	0
# Chironomidae genera	0.174
# EPT genera	0.276
Shannon's diversity index H	ns
Simpson's diversity index D	ns
Evenness E	ns
Margalef's index	0.2
# exoten	0
SAMENSTELLING (RELATIEVE ABUNDANTIES)	
Dominant taxon %	ns
2 dominante taxa %	ns
5 dominante taxa %	ns

Metric	Selectie	
% abundantie niet insecten		-0.236
% taxa niet insecten	ns	
% taxa exoten		0
% abundantie exoten		0
% Hydracarina abun	ns	
% Bivalvia abun		0
% Chironomidae abun	ns	
% Coleoptera abun	ns	
% Diptera (overig) abun		0.185
% Ephemeroptera abun		0.223
% Gastropoda abun		-0.272
% Heteroptera abun	ns	
% Hirudinea abun	ns	
% Lepidoptera abun		0
% Crustacea abun		0.245
% Megaloptera abun		0
% Odonata abun		0
% Oligochaeta abun	ns	
% Plecoptera abun		0
% Trichoptera abun		0.239
% Platyhelminthes abun		0
% EPT abun		0.26
% Amphipoda abun		0
% Isopoda abun		0.277
% Mysida abun		0
% Neuroptera abun		0
% Aranea abun		0
% Hydracarina taxa	ns	
% Bivalvia taxa		0
% Chironomidae taxa	ns	
% Coleoptera taxa	ns	
% Diptera (overig) taxa	ns	
% Ephemeroptera taxa		0
% Gastropoda taxa		-0.28
% Heteroptera taxa	ns	
% Hirudinea taxa		-0.256
% Lepidoptera taxa		0
% Crustacea taxa		0
% Megaloptera taxa		0
% Odonata taxa		0

Metric	Selectie	
% Oligochaeta taxa	ns	
% Plecoptera taxa		0
% Trichoptera taxa		0.244
% Platyhelminthes taxa		0
% EPT taxa		0.234
%Amphipoda taxa		0
% Isopoda taxa		0
% Mysida taxa		0
% Neuroptera taxa		0
% Aranea taxa		0
% Hydracarina fam		0.198
% Bivalvia fam		0
% Coleoptera fam	ns	
% Diptera (overig) fam		0
% Ephemeroptera fam	ns	
% Gastropoda fam		-0.388
% Heteroptera fam	ns	
% Hirudinea fam		-0.285
% Lepidoptera fam		0
% Crustacea fam	ns	
% Megaloptera fam		0
% Odonata fam		0
% Oligochaeta fam	ns	
% Plecoptera fam		0
% Trichoptera fam		0.281
% Platyhelminthes fam		0
%Amphipoda fam		0
% Isopoda fam	ns	
% Mysida fam		0
% Neuroptera fam		0
% Aranea fam		0
% EPT fam		0.241
% Hydracarina gen		0.225
% Bivalvia gen		0
% Coleoptera gen	ns	
% Diptera (overig) gen	ns	
% Ephemeroptera gen		0
% Gastropoda gen		-0.298
% Heteroptera gen	ns	
% Hirudinea gen		-0.286

Metric	Selectie	
% Lepidoptera gen		0
% Crustacea gen	ns	
% Megaloptera gen		0
% Odonata gen		0
% Oligochaeta gen	ns	
% Plecoptera gen		0
% Trichoptera gen		0.27
% Platyhelminthes gen		0
% Chironomidae gen	ns	
% Amphipoda gen		0
% Isopoda gen		0
% Mysida gen		0
% Neuroptera gen		0
% Aranea gen		0
% EPT gen		0.237
FUNCTIONEEL		
<i>Prim voedingsgroep AET</i>		
SH taxa #		0.219
CF taxa #	ns	
CG taxa #	ns	
SC taxa #	ns	
PE taxa #		0.217
PI taxa #	ns	
SH taxa %	ns	
CF taxa %	ns	
CG taxa %	ns	
SC taxa %	ns	
PE taxa %	ns	
PI taxa %	ns	
SH ind %		0.271
CF ind %	ns	
CG ind %	ns	
SC ind %		-0.192
PE ind %	ns	
PI ind %	ns	
<i>Prim bewegingsgroep EKOO</i>		
BU taxa		0.19
CG taxa	ns	
CM taxa		0.239

Metric	Selectie	
SP taxa		0.217
DISW taxa	ns	
SK taxa		0
BU taxa %	ns	
CG taxa %		-0.271
CM taxa %	ns	
SP taxa %	ns	
SK taxa %		0
DISW taxa %	ns	
BU ind %/#	ns	
CG ind %/#	ns	
CM ind %/#		0.215
SP ind %/#	ns	
SK ind %/#		0
DISW ind %/#	ns	
<i>Trofisch niveau AET</i>		
C taxa		0.181
D taxa		0.319
H taxa	ns	
DH taxa		0.188
O taxa	ns	
P taxa		0
D+H+DH (consumenten)		0.21
C taxa %	ns	
D taxa %		0.21
H taxa %		-0.216
O taxa %		-0.236
DH taxa	ns	
P taxa%		0
D+H+DH (consumenten) taxa %	ns	
C ind %	ns	
D ind %		0.283
H ind %		-0.178
O ind %	ns	
DH ind %	ns	
P ind %	0	
D+H+DH (consumenten) ind %	ns	
<i>Habitat AET</i>		
Wateroppervlak taxa		0
Open waterkolom taxa		0

Metric	Selectie
Waterkolom en littoraal taxa	ns
Substraat taxa	ns
Sediment taxa	0.248
Littoraal taxa	0.201
Wateroppervlak taxa%	0
Open waterkolom taxa%	0
Waterkolom en littoraal taxa%	ns
Substraat taxa%	-0.259
Sediment taxa%	ns
Littoraal taxa%	ns
Wateroppervlak ind%	0
Open waterkolom ind%	0
Waterkolom en littoraal ind%	ns
Substraat ind%	-0.27
Sediment ind%	0.308
Littoraal ind%	ns
<i>Substraat autoeco MNZ</i>	
fijne detritus % taxa abso	-0.201
grind (fijn, matig & grof)	0
grove detritus	0
hout	0
klei & leem	0
slib	ns
stenen	ns
waterplanten	ns
zand (fijn & grof)	0.175
mineraal substraat (klei tot grind)	0.191
fijne detritus % ind abso	-0.2
grind (fijn, matig & grof)	
grove detritus	-0.2
hout	
klei & leem	0.184
slib	-0.335
stenen	ns
waterplanten	ns
zand (fijn & grof)	ns
mineraal substraat (klei tot grind)	0.233
GEVOELIGHEID/TOLERANTIE	
<i>Stroomsnelheid AET</i>	
S1 taxa	ns
S2 taxa	ns
S3 taxa	0.264

Metric	Selectie	
S4 taxa		0
S5 taxa		0
S4+ S5 taxa		0
S1 + S2 taxa	ns	
S1 taxa %	ns	
S2 taxa %		-0.499
S3 taxa %		0.189
S4 taxa %		0
S5 taxa %		0
S4 + S5 taxa %		0
S1 + S2 taxa %		-0.395
S1 ind %	ns	
S2 ind %	ns	
S3 ind %		0.319
S4 ind %		0
S5 ind %		0
S4+S5 ind %		0
S1 + S2 ind%		-0.302
<i>Stroming MNZ</i>		
ZLS % taxa abso		0
LS		0
MS		0
SS		0
ST		0.269
ZLS % ind abso		-0.284
LS		0
MS	ns	
SS	ns	
ST	ns	
<i>Trofie MNZ</i>		
OLI % taxa absoluut		0
MESOLI % taxa		0
MES % taxa		0
MESEUT % taxa		0.422
EUT % taxa		-0.516
OLI % ind		0
MESOLI %ind abso		0
MES %ind		0.33
MESEUT %ind		0.26
EUT %ind		-0.338

Metric	Selectie	
<i>Chloride MNZ</i>		
zoet (<300 mg Cl-l-1) % taxa abso		0.614
licht brak (300-1000 mg Cl-l-1) % taxa abso		0
brak (1000-3000 mg Cl-l-1) % taxa abso		0
zeer brak (3-10 g Cl-l-1) % taxa abso		0
zout (>10 g Cl-l-1) % taxa abso		0
zoet (<300 mg Cl-l-1) % ind abso		0.469
licht brak (300-1000 mg Cl-l-1) % ind abso		-0.478
brak (1000-3000 mg Cl-l-1) % ind abso		0
zeer brak (3-10 g Cl-l-1) % ind abso		0
zout (>10 g Cl-l-1) % ind abso		0
<i>EKOO saprobie</i>		
OS taxa		0.191
OB taxa		0.238
BS taxa	ns	
MS taxa		0
AS taxa	ns	
PS taxa		0
OS+OB taxa		0.274
BS + MS taxa	ns	
AS + PS taxa	ns	
OS taxa%	ns	
OB taxa%	ns	
BS taxa%		-0.279
MS taxa%	ns	
AS taxa%		-0.247
PS taxa%	ns	
OS+OB taxa%		0.186
BS + MS taxa%		-0.275
AS + PS taxa%		-0.229
OS ind%	ns	
OB ind%		0.174
BS ind%	ns	
MS ind%	ns	
AS ind%	ns	
PS ind%	ns	
OS+OB ind%		0.176
BS + MS ind%	ns	
AS + PS ind%	ns	

Bijlage 3 5%-95% percentielwaarden metrics MMI sloten

5%- en 95%-percentielwaarden kandidaat metrics MMI sloten (n=223), gebruikt als minimum en maximumwaarde bij standardisatie van de metrics naar een waarde tussen 0 en 1.

Metric (+/- verband kwaliteit)	5% percentiel	95% percentiel
Aantal Trichoptera families (+)	0.0	4.0
Aantal Heteroptera genera (+)	0.0	6.0
Aandeel ind. niet insecten (-)	34.2	90.6
Aandeel Gastropoda individuen (-)	1.3	71.8
Aandeel Isopoda ind. (+)	0.0	21.3
Aandeel Diptera ind. (+)	0.0	7.6
Aandeel EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) ind. (+)	0.0	32.2
Aandeel Gastropoda families (-)	8.6	28.6
Aandeel Hirudinea genera (-)	0.0	13.8
Aandeel Hydracarina genera (+)	0.0	17.9
Aantal limno- tot rheofiele taxa (+)	5.0	29.0
Aandeel limnofiele taxa (-)	21.8	41.4
Aandeel limnobionte + limnofiele taxa (-)	42.1	69.6
Aandeel limno- tot rheofiele ind. (+)	7.0	60.1
Aandeel limnobionte + limnofiele ind. (-)	22.5	78.5
Aantal detritivore taxa (+)	1.0	10.9
Aandeel herbivore taxa (-)	15.7	42.4
Aandeel omnivore taxa (-)	0.0	9.3
Aandeel detritivore ind. (+)	1.1	54.4
Aantal knipper taxa (+)	1.0	10.0
Aandeel taxa habitat vaste substraten (-)	27.3	50.0
Aandeel ind. habitatpref. sediment (+)	1.0	44.4
Aandeel ind. habitat vaste substraten (-)	13.1	71.2
Aantal taxa oligosaproob + oligo-β-mesosaproob (+)	0.0	9.0
Aandeel taxa α-mesosaproob (-)	0.0	9.5
Aandeel taxa β-mesosaproob (-)	16.7	42.8
Aandeel ind. oligosaproob + oligo-β-mesosaproob (+)	0.0	11.6
Aantal spartelaar taxa (+)	1.0	9.0
Aandeel ind. klimmer (+)	2.4	52.0
Aandeel taxa habitatpref. stilstaand water (+)	36.9	52.9
Aandeel ind. habitatpref. zeer langzaam stromend water (-)	17.4	22.4
Aandeel individuen pref. trofiegraad mesotroof (+)	13.1	20.3
Aandeel taxa habitatpref. trofiegraad eutroof (-)	39.7	49.2
Aandeel taxa pref. zoet water (+)	91.1	96.9
Aandeel ind. pref. licht brak water (-)	1.2	9.2
Aandeel taxa habitatpref. fijne detritus (-)	5.1	13.9
Aandeel ind. habitatpref. fijne detritus (-)	3.5	15.5
Aandeel ind. habitatpref. grove detritus (-)	1.1	8.4
Aandeel ind. habitatpref. slib (-)	9.3	38.5
Aandeel ind. habitatpref. mineraal substraat (+)	0.7	22.0

Bijlage 4 Metrics ontwikkeling MMI beken

Metrics gebruikt voor de ontwikkeling van de MMI voor beken. De waarde van de Spearman rank correlatie coëfficiënt is gegeven bij alle significante correlaties ($p < 0.01$), wanneer er geen sprake was van een significante correlatie, is dit weergegeven als n.s. Metrics met 0 voldeden niet aan de range test. Voor afkortingen van de individuele metrics zie referenties.

Metric	Selectie
RIJKDOM/DIVERSITEIT	
# taxa	0.434
#genera	0.403
# families	0.282
# individuen (ln x)	0.124
# Hydracarina taxa	0
# Mysida taxa	0
# Amphipoda taxa	0
# Isopoda taxa	0
# Aranea taxa	0
# Bivalvia taxa	0
# Chironomidae taxa	0.238
# Coleoptera taxa	0.269
# Diptera (overig) taxa	-0.411
# Ephemeroptera taxa	0
# Gastropoda taxa	0.546
# Heteroptera taxa	0.444
# Hirudinea taxa	0.475
# Lepidoptera taxa	0
# Megaloptera taxa	0
# Odonata taxa	0
# Oligochaeta taxa	0.283
# Plecoptera taxa	0
# Trichoptera taxa	-0.324
# Platyhelminthes taxa	0
# Crustacea taxa	0
# EPT taxa	-0.182
# Hydracarina fam	0
# Bivalvia fam	0
# Coleoptera fam	0.171
# Diptera (overig) fam	-0.423
# Ephemeroptera fam	0
# Gastropoda fam	0.536

Metric (vervolg)	Selectie
# Heteroptera fam	0.38
# Hirudinea fam	0
# Lepidoptera fam	0
# Crustacea fam	0
# Megaloptera fam	0
# Odonata fam	0
# Oligochaeta fam	0
# Plecoptera fam	0
# Trichoptera fam	-0.329
# Platyhelminthes fam	0
# EPT fam	-0.181
# Hydracarina genera	0
# Bivalvia genera	0
# Coleoptera genera	0.235
# Diptera (overig) genera	-0.426
# Ephemeroptera genera	0
# Gastropoda genera	0.544
# Heteroptera genera	0.423
# Hirudinea genera	0.472
# Lepidoptera genera	0
# Crustacea genera	0
# Megaloptera genera	0
# Odonata genera	0
# Oligochaeta genera	0.284
# Plecoptera genera	0
# Trichoptera genera	-0.315
# Platyhelminthes genera	0
# Chironomidae genera	0.228
# EPT genera	-0.196
Shannon's diversity index H	0.347
Simpson's diversity index D	0.334
Simpson's-index	0.277
Evenness E	0.232
Margalef's index	0.401
# exoten	0
EPT/OL	ns
EPT/Diptera	ns
OD/totaal aantal taxa	-0.364
EP-Taxa	0.203
EPTCBO (Eph., Ple., Tri., Col., Bivalv., Odo.)	0.198

Metric (vervolg)	Selectie
SAMENSTELLING (RELATIEVE ABUNDANTIES)	
Dominant taxon %	-0.327
2 dominante taxa %	-0.338
5 dominante taxa %	-0.328
% abundantie niet insecten	0.478
% taxa niet insecten	0.536
% taxa exoten	0
% abundantie exoten	0
% Hydracarina abun	0
% Bivalvia abun	0
% Chironomidae abun	0.162
% Coleoptera abun	-0.17
% Diptera (overig) abun	-0.359
% Ephemeroptera abun	0
% Gastropoda abun	0.474
% Heteroptera abun	0.342
% Hirudinea abun	0.411
% Lepidoptera abun	0
% Crustacea abun	0
% Megaloptera abun	0
% Odonata abun	0
% Oligochaeta abun	0.29
% Plecoptera abun	0
% Trichoptera abun	-0.387
% Platyhelminthes abun	0
% EPT abun	ns
%Amphipoda abun	0
% Isopoda abun	0
% Mysida abun	0
% Neuroptera abun	0
% Aranea abun	0
% Hydracarina taxa	0
% Bivalvia taxa	0
% Chironomidae taxa	ns
% Coleoptera taxa	ns
% Diptera (overig) taxa	-0.606
% Ephemeroptera taxa	0
% Gastropoda taxa	0.523
% Heteroptera taxa	0.346

Metric (vervolg)	Selectie
% Hirudinea taxa	0.348
% Lepidoptera taxa	0
% Crustacea taxa	0
% Megaloptera taxa	0
% Odonata taxa	0
% Oligochaeta taxa	0.161
% Plecoptera taxa	0
% Trichoptera taxa	-0.522
% Platyhelminthes taxa	0
% EPT taxa	-0.473
%Amphipoda taxa	0
% Isopoda taxa	0
% Mysida taxa	0
% Neuroptera taxa	0
% Aranea taxa	0
% Hydracarina fam	0
% Bivalvia fam	0
% Coleoptera fam	ns
% Diptera (overig) fam	-0.547
% Ephemeroptera fam	-0.418
% Gastropoda fam	0.53
% Heteroptera fam	0.296
% Hirudinea fam	0.314
% Lepidoptera fam	0
% Crustacea fam	0
% Megaloptera fam	0
% Odonata fam	0
% Oligochaeta fam	ns
% Plecoptera fam	0
% Trichoptera fam	-0.487
% Platyhelminthes fam	0
%Amphipoda fam	0
% Isopoda fam	0
% Mysida fam	0
% Neuroptera fam	0
% Aranea fam	0
% EPT fam	-0.418
% Hydracarina gen	0
% Bivalvia gen	0
% Coleoptera gen	ns
% Diptera (overig) gen	-0.605

Metric (vervolg)	Selectie
% Ephemeroptera gen	0
% Gastropoda gen	0.53
% Heteroptera gen	0.32
% Hirudinea gen	0.358
% Lepidoptera gen	0
% Crustacea gen	0
% Megaloptera gen	0
% Odonata gen	0
% Oligochaeta gen	0.179
% Plecoptera gen	0
% Trichoptera gen	-0.503
% Platyhelminthes gen	0
% Chironomidae gen	ns
%Amphipoda gen	0
% Isopoda gen	0
% Mysida gen	0
% Neuroptera gen	0
% Aranea gen	0
% EPT gen	-0.462
% EPT/OL	ns
% EP	0.184
% EP ind/tot ind.	0.184
% hololimnische taxa	-0.165
r-dominantie	0.314
r/K relatie	ns
% OD-taxa	-0.364

FUNCTIONEEL

Prim voedingsgroep AET

SH taxa #	ns
CF taxa #	0.528
CG taxa #	0.219
SC taxa #	0.503
PE taxa #	0.321
PI taxa #	0.487
SH taxa %	-0.433
CF taxa %	0.41
CG taxa %	-0.23
SC taxa %	0.438
PE taxa %	ns
PI taxa %	0.401

Metric (vervolg)	Selectie
SH ind %	ns
CF ind %	0.373
CG ind %	-0.386
SC ind %	0.423
PE ind %	ns
PI ind%	0.33
<i>Feeding types AQEM</i>	
% Grazers and scrapers	ns
% Miners	0.369
% Xylophagous Taxa	0
% Shredders	-0.54
% Gatherers/Collectors	0.372
% Active filter feeders	0.16
% Passive filter feeders	0
% Predators	-0.187
% Parasites	0
% Other Feeding types	0.448
(Grazers + Scrapers)/(GatherersCollectors + FilterFeeders)	0
% Xyloph. + Shred. + ActFiltFee. + PasFiltFee	-0.535
RETI index	-0.465
<i>Locomotion type AQEM</i>	
% swimming/skating	0
% swimming/diving	-0.213
% burrowing/boring	ns
% sprawling/walking	-0.359
% (semi)sessil	ns
% others (e.g. climbing)	0.255
<i>Prim bewegingsgroep EKOO</i>	
BU taxa	0.336
CG taxa	0.406
CM taxa	0.486
SP taxa	ns
DISW taxa	0.485
SK taxa	0
BU taxa %	ns
CG taxa %	ns
CM taxa %	0.463
SP taxa %	-0.437
SK taxa %	0
DISW taxa %	0.367
BU ind %	0.312

Metric (vervolg)	Selectie
CG ind %	-0.198
CM ind %	0.292
SP ind %	ns
SK ind %	0
DISW ind %	0.407
<i>Trofisch niveau AET</i>	
C taxa	0.416
D taxa	ns
H taxa	0.575
DH taxa	0.241
O taxa	0.174
P taxa	0
D+H+DH (consumenten)	0.465
C taxa %	0.173
D taxa %	-0.33
H taxa %	0.567
O taxa %	-0.223
DH taxa	ns
P taxa%	0
D+H+DH (consumenten) taxa %	0.247
C ind %	ns
D ind %	0.367
H ind %	0.385
O ind %	-0.507
DH ind %	ns
P ind %	0
D+H+DH (consumenten) ind %	0.581
<i>Microhabitat preference AQEM</i>	
% Type Pel	0.4
% Type Arg	0
% Type Psa	ns
% Type Aka	-0.484
% Type Lit	-0.478
% Type Phy	0.219
% Type Pom	0.22
% Type Oth	-0.36
% Type Aka + Lit + Psa	-0.378
Stone-dwelling taxa (Braukmann, with abundance classes)	0
Index of Biocoenotic Region	0
<i>Zonation AQEM</i>	
% crenal	-0.406
% hypocrenal	-0.246

Metric (vervolg)	Selectie
% epirhithral	-0.148
% metarhithral	-0.554
% hyporhithral	-0.503
% epipotamal	-0.191
% metapotamal	0.572
% hypopotamal	0.606
% littoral	0.501
% profundal	0.281
% littoral + profundal	0.506
<i>Habitat AET</i>	
Wateroppervlak taxa	0
Open waterkolom taxa	0
Waterkolom en littoraal taxa	0.459
Substraat taxa	0.416
Sediment taxa	ns
Littoraal taxa	0.5
Wateroppervlak taxa%	0
Open waterkolom taxa%	0
Waterkolom en littoraal taxa%	0.305
Substraat taxa%	ns
Sediment taxa%	-0.376
Littoraal taxa%	0.486
Wateroppervlak ind%	0
Open waterkolom ind%	0
Waterkolom en littoraal ind%	0.327
Substraat ind%	-0.327
Sediment ind%	0.175
Littoraal ind%	0.382
<i>Substraat autoeco MNZ</i>	
fijne detritus % taxa abso	ns
grind (fijn, matig & grof)	-0.561
grove detritus	-0.366
hout	0
klei & leem	ns
slib	0.482
stenen	-0.534
waterplanten	0.603
zand (fijn & grof)	-0.306
mineraal substraat (klei tot grind)	-0.471
fijne detritus % ind abso	0.328
grind (fijn, matig & grof)	-0.534
grove detritus	0.242

Metric (vervolg)	Selectie
hout	0
klei & leem	0.134
slib	0.509
stenen	-0.53
waterplanten	0.449
zand (fijn & grof)	-0.252
mineraal substraat (klei tot grind)	-0.408

GEVOELIGHEID/TOLERANTIE

Stroomsnelheid AET

S1 taxa	0.591
S2 taxa	0.674
S3 taxa	0.512
S4 taxa	-0.25
S5 taxa	-0.67
S1 + S2 taxa	0.67
S4+ S5 taxa	-0.607
S1 taxa %	0.563
S2 taxa %	0.739
S3 taxa %	0.423
S4 taxa %	-0.547
S5 taxa %	-0.742
S1 + S2 taxa %	0.729
S4 + S5 taxa %	-0.77
S1 ind %	0.515
S2 ind %	0.677
S3 ind %	0.495
S4 ind %	-0.611
S5 ind %	-0.657
S1 + S2 ind%	0.687
S4+S5 ind %	-0.736

Stroming MNZ

ZLS % taxa abso	0.392
LS	-0.235
MS	-0.74
SS	-0.706
ST	0.733
ZLS % ind abso	0.49
LS	ns
MS	-0.692

Metric (vervolg)	Selectie
SS	-0.685
ST	0.698
<i>Trofie MNZ</i>	
OLI % taxa absoluut	0
MESOLI % taxa	0
MES % taxa	-0.171
MESEUT % taxa	ns
EUT % taxa	ns
OLI % ind	0
MESOLI %ind abso	0
MES %ind	ns
MESEUT %ind	ns
EUT %ind	ns
<i>Chloride MNZ</i>	
zoet (<300 mg Cl-l-1) % taxa abso	-0.637
licht brak (300-1000 mg Cl-l-1) % taxa abso	0
brak (1000-3000 mg Cl-l-1) % taxa abso	0
zeer brak (3-10 g Cl-l-1) % taxa abso	0
zout (>10 g Cl-l-1) % taxa abso	0
zoet (<300 mg Cl-l-1) % ind abso	-0.621
licht brak (300-1000 mg Cl-l-1) % ind abso	0.653
brak (1000-3000 mg Cl-l-1) % ind abso	0
zeer brak (3-10 g Cl-l-1) % ind abso	0
zout (>10 g Cl-l-1) % ind abso	0
<i>EKOO saprobie</i>	
OS taxa	-0.433
OB taxa	0.255
BS taxa	0.46
MS taxa	0
AS taxa	0.386
PS taxa	0
OS+OB taxa	-0.213
BS + MS taxa	0.486
AS + PS taxa	0.422
OS taxa%	-0.603
OB taxa%	ns
BS taxa%	0.255
MS taxa%	0
AS taxa%	0.146
PS taxa%	0
OS+OB taxa%	-0.557

Metric (vervolg)	Selectie
BS + MS taxa%	0.334
AS + PS taxa%	0.205
OS ind%	-0.513
OB ind%	ns
BS ind%	-0.231
MS ind%	0
AS ind%	0.464
PS ind%	0
OS+OB ind%	-0.394
BS + MS ind%	-0.196
AS + PS ind%	0.506
<i>Saprobie MNZ</i>	
AS taxa%	0.753
BS taxa%	0.182
OS taxa%	-0.801
PS taxa%	0.364
AS ind%	0.661
BS ind%	ns
OS ind%	-0.676
PS ind%	ns
<i>Zuurgraad MNZ</i>	
basisch ind%	0.481
neutraal ind%	0.537
zuur ind%	-0.528
zwak zuur ind%	-0.493
basisch taxa%	0.482
neutraal taxa%	0.465
zuur taxa%	-0.439
zwak zuur taxa %	-0.507
Acid class Braukmann	0
Acid index Hendrikson & Medin	0.175
Saprobieindex Zelinka & Marvan	0.571
Duitse saprobie index (oude versie)	0.501
Duitse saprobie index (nieuwe versie)	0.531
Nederlandse saprobie index	-0.131
Tsjechische saprobie index	0.504
Roemeense saprobie index	0.401
Sloveense saprobie index	0.461
BMWP UK (biological monitoring working party)	0.154

Metric (vervolg)	Selectie
BMWP Spanje	ns
BMPW Hongarije	0.191
BMPW Tsjechië	0.189
BMPW Polen	0.221
BMPW Griekenland	ns
DSFI (Danish stream fauna index)	ns
BBI (Belgian biotic index)	ns
IBE (Indice Biotico Estesio)	ns
MAS (Mayfly average score)	0
MTS (Mayfly total score)	0
Lake outlet index	0
Potamon typie index	0
Portuguese Index	0
Number of sensitive taxa (Austria)	-0.255
<i>Saprobic Valence AQEM</i>	
xeno %	0
oligo %	-0.504
beta-meso %	-0.306
alpha-meso %	ns
poly %	0.448
<i>Current preference AQEM</i>	
% Type LB	0
% Type LP	0.44
% Type LR	0.582
% Type RL	-0.418
% Type RP	-0.63
% Type RB	0
% Type IN	0.406
<i>Salinity preference AQEM</i>	
freshwater % (< 0,5)	ns
oligohalin % (0,5 - < 5)	0.6
mesohalin % (5 - < 18)	0
polyhalin % (18 - 30)	0
euhalin % (> 30)	0

Bijlage 5 5%-95% percentielwaarden metrics MMI beken

5%- en 95%-percentielwaarden kandidaat metrics MMI beken (n=448), gebruikt als minimum en maximumwaarde bij standardisatie van de metrics naar een waarde tussen 0 en 1.

Metric (+/- verband degradatie)	5%perc	95%perc
Aantal rheofiele taxa (-)	0.0	9.0
Aandeel limno- tot rheofiele taxa (+)	11.5	46.4
Aandeel limnobionte ind. (+)	0.0	29.5
Aandeel limno- tot rheofiele ind. (+)	0.4	77.0
Aandeel rheofiele ind.	0.0	73.5
Aantal detriti-herbivore taxa (+)	1.0	16.0
Aantal omnivore taxa (+)	0.0	5.0
Aandeel carnivore taxa (+)	14.3	45.1
Aandeel detritivore taxa (-)	5.3	32.0
Aandeel omnivore taxa (-)	0.0	15.4
Aandeel D+DH+H taxa (+)	36.7	71.1
Aandeel detritivore ind. (+)	0.4	66.1
Aandeel herbivore ind. (+)	0.0	59.8
Aandeel D+DH+H ind. (+)	5.6	95.8
Aantal filtreerders (+)	0.0	9.0
Aandeel verzamelaar taxa (-)	9.3	41.4
Aandeel knipper taxa (-)	0.0	25.0
Aandeel filtreerders (+)	0.0	53.1
Aandeel verzamelaar ind (-)	1.8	86.1
Aantal taxa habitat littoraal (+)	0.0	14.0
Aandeel sediment taxa (-)	8.4	36.8
Aandeel sediment ind. (+)	0.6	61.7
Aandeel vaste substraat ind. (-)	5.8	95.7
Aandeel waterkolom-littoraal ind. (+)	0.3	41.7
Aantal oligo-β-mesosaprobe taxa (+)	0.0	5.0
Aandeel oligosaprobe taxa (-)	0.0	23.1
Aandeel β-mesosaprobe ind. (-)	2.0	81.8
Aantal oligo- en oligo-β-mesosaprobe taxa (-)	0.0	8.0
Aantal α-mesosaprobe en polysaprobe taxa (+)	0.0	8.0
Aandeel β-mesosaprobe en mesosaprobe taxa (+)	14.1	47.3
Aandeel α-mesosaprobe en polysaprobe taxa (+)	0.0	21.9
Aandeel oligo- en oligo-β-mesosaprobe ind. (-)	0.0	35.0
Aandeel α-mesosaprobe en polysaprobe ind. (+)	0.0	57.2
Aantal duikers/zwemmers (+)	0.0	5.0
Aandeel spartelaar taxa (-)	2.6	26.1

Metric (+/- verband degradatie) (vervolg)	5%perc	95%perc
Aandeel gravende ind. (+)	0.2	74.9
Aandeel klever ind. (-)	1.9	89.4
Totaal aantal ind. (+)	148.6	6589.8
Aantal Hirudinea taxa (+)	0.0	6.0
Aantal Heteroptera taxa (+)	0.0	7.0
Aantal Coleoptera taxa (+)	0.0	15.0
Aandeel ind. niet insecten (+)	0.5	82.2
Aandeel taxa niet insecten (+)	6.5	50.0
Aandeel Oligochaeta ind. (+)	0.0	59.1
Aandeel Coleoptera ind. (-)	0.0	14.7
Aandeel Diptera (exclusief Chironomidae) ind. (-)	0.0	12.3
Aandeel Diptera (exclusief Chironomidae) taxa (-)	0.0	21.9
Aandeel Trichoptera taxa (-)	0.0	27.8
Aandeel taxa habitatpref. grind (-)	0.8	12.1
Aandeel taxa habitatpref. grove detritus (-)	1.1	8.4
Aandeel taxa habitatpref. waterplanten (+)	16.2	48.1
Aandeel taxa habitatpref. zand (-)	5.1	19.7
Aandeel ind. habitatpref. fijne detritus (+)	0.1	13.0
Aandeel ind. habitatpref. grove detritus (+)	0.1	8.5
Aandeel ind. habitatpref. klei en leem (+)	0.0	9.5
Aandeel ind. habitatpref. waterplanten (+)	6.8	62.7
Aandeel taxa habitatpref. langzaam stromend water (-)	15.7	21.0
Aandeel taxa habitatpref. zeer langzaam stromend water (+)	13.6	21.1
Aandeel taxa habitatpref. mesotrofe omstandigheden (-)	13.0	22.2
Aandeel ind. habitatpref. licht brak water (+)	0.0	7.8
Aandeel β -mesosaprobe taxa (+)	36.3	44.7
Aandeel oligosaprobe taxa (-)	14.9	40.4
Aandeel polysaprobe taxa (+)	3.1	9.8
Aandeel ind. habitatpref. zuurgraad neutraal (+)	25.3	42.9
Aandeel taxa habitatpref. zuurgraad zwak zuur (-)	13.1	24.7
Saprobieindex Zelinka & Marvan (+)	1.6	2.7
Aantal taxa met pref. polysaprobe omstandigheden (+)	0.0	6.1
Simpson's diversiteitsindex (+)	0.2	0.9
Aantal gevoelige taxa (Oostenrijkse indeling) (-)	0.0	2.4
Aandeel taxa met preferentie voor bronnen (crenal) (-)	0.0	8.8
Aandeel taxa met pref. bronmoerassen (hypocrenal) (-)	0.0	6.8
Aandeel taxa met pref. epirhithral (bovenste zone beekforel) (-)	0.1	14.6
Aandeel taxa met pref. voor brakwaterzone (hypopotamal) (+)	0.0	8.1
Aandeel taxa met prefentie voor profundale zone (diep water) (+)	0.0	5.2
Aandeel taxa meer in stilstaand water dan in stromend water (limnofiel) (+)	0.0	16.1

Metric (+/- verband degradatie) (vervolg)	5%perc	95%perc
Aandeel taxa met pref. voor langzaam stromend water, ook in stilstaand water (rheo- tot limnofiel) (-)	0.0	28.7
Aandeel rheofiele taxa (-)	0.0	93.7
Aandeel taxa met microhabitatpref. modder (+)	0.3	23.5
Aandeel taxa met microhabitatpreferentie fijn + grof organisch materiaal (+)	0.2	13.1
Aandeel taxa microhabitatpref. zand + fijn grind + grof grind (-)	6.1	66.6
Aandeel minerende taxa (+)	0.0	4.7
Aandeel vergaarder taxa (+)	9.8	65.8
Aandeel taxa actieve filtreerder (+)	0.0	23.1
Aandeel predator taxa (-)	1.6	29.9
Aandeel taxa xylofaag + knipper + actieve filtreerder + passieve filtreerder taxa (-)	1.7	63.9
Rhithron Feeding Type Index (RETI) (-)	0.0	0.8
Aandeel hololimnische taxa (alle stadia in zoet water) (-)	4.7	96.0
Aandeel Oligochaeta + Diptera taxa (-)	12.6	62.5

Verschenen documenten in de reeks Rapporten van de Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu sinds 2005

WOT-rapporten zijn verkrijgbaar bij het secretariaat van Unit Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu te Wageningen. T 0317 – 48 54 71; F 0317 – 41 90 00; E info.wnm@wur.nl
 WOT-rapporten zijn ook te downloaden via de WOT-website www.wotnatuurenmilieu.wur.nl

- | | |
|--|---|
| <p>1 <i>Wamelink, G.W.W., J.G.M. van der Gref-van Rossum & R. Jochem (2005).</i> Gevoeligheid van LARCH op vegetatieverandering gesimuleerd door SUMO</p> <p>2 <i>Broek, J.A. van den (2005).</i> Sturing van stikstof- en fosforverliezen in de Nederlandse landbouw: een nieuw mestbeleid voor 2030</p> <p>3 <i>Schrijver, R.A.M., R.A. Groeneveld, T.J. de Koeijer & P.B.M. Berentsen (2005).</i> Potenties bij melkveebedrijven voor deelname aan de Subsidieregeling Agrarisch Natuurbeheer</p> <p>4 <i>Henkens, R.J.H.G., S. de Vries, R. Jochem, R. Pouwels & M.J.S.M. Reijnen, (2005).</i> Effect van recreatie op broedvogels op landelijk niveau; Ontwikkeling van het recreatiemodel FORVISITS 2.0 en koppeling met LARCH 4.1</p> <p>5 <i>Ehlert, P.A.I. (2005).</i> Toepassing van de basisvruchtbenadering op fosfaat van compost; Advies</p> <p>6 <i>Veeneklaas, F.R., J.L.M. Donders & I.E. Salverda (2006).</i> Verrommeling in Nederland</p> <p>7 <i>Kistenkas, F.H. & W. Kuindersma (2005).</i> Soorten en gebieden; Het groene milieurecht in 2005</p> <p>8 <i>Wamelink, G.W.W. & J.J. de Jong (2005).</i> Kansen voor natuur in het veenweidegebied; Een modeltoepassing van SMART2-SUMO2, MOVE3 en BIODIV</p> <p>9 <i>Runhaar, J., J. Clement, P.C. Jansen, S.M. Hennekens, E.J. Weeda, W. Wamelink, E.P.A.G. Schouwenberg (2005).</i> Hotspots floristische biodiversiteit</p> <p>10 <i>Cate, B. ten, H. Houweling, J. Tersteeg & I. Verstegen (Samenstelling) (2005).</i> Krijgt het landschap de ruimte? – Over ontwikkelen en identiteit</p> <p>11 <i>Selnes, T.A., F.G. Boonstra & M.J. Bogaardt (2005).</i> Congruentie van natuurbeleid tussen bestuurslagen</p> <p>12 <i>Leneman, H., J. Vader, E. J. Bos en M.A.H.J. van Bavel (2006).</i> Groene initiatieven in de aanbidding. Kansen en knelpunten van publieke en private financiering</p> <p>13 <i>Kros, J. P. Groenendijk, J.P. Mo-Dijkstra, H.P. Oosterom, G.W.W. Wamelink (2005).</i> Vergelijking van SMART2SUMO en STONE in relatie tot de modellering van de effecten van landgebruikverandering op de nutriëntenbeschikbaarheid</p> <p>14 <i>Brouwer, F.M, H. Leneman & R.G. Groeneveld (2007).</i> The international policy dimension of sustainability in Dutch agriculture</p> <p>15 <i>Vreke, J., R.I. van Dam & F.H. Kistenkas (2005).</i> Provinciaal instrumentarium voor groenrealisatie</p> <p>16 <i>Dobben, H.F. van, G.W.W. Wamelink & R.M.A.</i></p> | <p><i>Wegman (2005).</i> Schatting van de beschikbaarheid van nutriënten uit de productie en soortensamenstelling van de vegetatie. Een verkennende studie</p> <p>17 <i>Groeneveld, R.A. & D.A.E. Dirks (2006).</i> Bedrijfseconomische effecten van agrarisch natuurbeheer op melkveebedrijven; Perceptie van deelnemers aan de Subsidieregeling Agrarisch Natuurbeheer</p> <p>18 <i>Hubeek, F.B., F.A. Geerling-Eiff, S.M.A. van der Kroon, J. Vader & A.E.J. Wals (2006).</i> Van adoptiekip tot duurzame stadswijk; Natuur- en milieueducatie in de praktijk</p> <p>19 <i>Kuindersma, W., F.G. Boonstra, S. de Boer, A.L. Gerritsen, M. Pleijte & T.A. Selnes (2006).</i> Evalueren in interactie. De mogelijkheden van lerende evaluaties voor het Milieu- en Natuurplanbureau</p> <p>20 <i>Koeijer, T.J. de, K.H.M. van Bommel, M.L.P. van Esbroek, R.A. Groeneveld, A. van Hinsberg, M.J.S.M. Reijnen & M.N. van Wijk (2006).</i> Methodiekontwikkeling kosteneffectiviteit van het natuurbeleid. De realisatie van het natuurdoel 'Natte Heide'</p> <p>21 <i>Bommel, S. van, N.A. Aarts & E. Turnhout (2006).</i> Over betrokkenheid van burgers en hun perspectieven op natuur</p> <p>22 <i>Vries, S. de & Boer, T.A. de, (2006).</i> Toegankelijkheid agrarisch gebied voor recreatie: bepaling en belang. Veldinventarisatie en onderzoek onder in- en omwonenden in acht gebieden</p> <p>23 <i>Pouwels, R., H. Sierdsema & W.K.R.E. van Wingerden (2006).</i> Aanpassing LARCH; maatwerk in soortmodellen</p> <p>24 <i>Buijs, A.E., F. Langers & S. de Vries (2006).</i> Een andere kijk op groen; beleving van natuur en landschap in Nederland door allochtonen en jongeren</p> <p>25 <i>Neven, M.G.G., E. Turnhout, M.J. Bogaardt, F.H. Kistenkas & M.W. van der Zouwen (2006).</i> Richtingen voor Richtlijnen; implementatie Europese Milieurichtlijnen, en interacties tussen Nederland en de Europese Commissie</p> <p>26 <i>Hoogland, T. & J. Runhaar (2006).</i> Neerschaling van de freatische grondwaterstand uit modelresultaten en de Gt-kaart</p> <p>27 <i>Voskuilen, M.J. & T.J. de Koeijer (2006).</i> Profiel deelnemers agrarisch natuurbeheer</p> <p>28 <i>Langeveld, J.W.A. & P. Henstra (2006).</i> Waar een wil is, is een weg; succesvolle initiatieven in de transitie naar duurzame landbouw</p> <p>29 <i>Kolk, J.W.H. van der, H. Korevaar, W.J.H. Meulenkamp, M. Boekhoff, A.A. van der Maas, R.J.W. Oude Loohuis & P.J. Rijk (2007).</i> Verkenningen duurzame landbouw.</p> |
|--|---|

- Doorwerking van wereldbeelden in vier Nederlandse regio's
- 30** *Vreke, J., M. Pleijte, R.C. van Apeldoorn, A. Corporaal, R.I. van Dam & M. van Wijk (2006).* Meerwaarde door gebiedsgerichte samenwerking in natuurbeheer?
- 31** *Groeneveld, R.A., R.A.M. Schrijver & D.P. Rudrum (2006).* Natuurbeheer op veebedrijven: uitbreiding van het bedrijfsmodel FIONA voor de Subsidieregeling Natuurbeheer
- 32** *Nieuwenhuizen, W., M. Pleijte, R.P. Kranendonk & W.J. de Regt (2008).* Ruimte voor bouwen in het buitengebied; de uitvoering van de oude Wet op de Ruimtelijke Ordening (WRO) in de praktijk
- 33** *Boonstra, F.G., W.W. Buunk & M. Pleijte (2006).* Governance of nature. De invloed van institutionele veranderingen in natuurbeleid op de betekenisverlening aan natuur in het Drents-Friese Wold en de Cotswolds
- 34** *Koomen, A.J.M., G.J. Maas & T.J. Weijtschede (2007).* Veranderingen in lijnvormige cultuurhistorische landschapselementen; Resultaten van een steekproef over de periode 1900-2003
- 35** *Vader, J. & H. Leneman (redactie) (2006).* Draggers landelijk gebied; Achtergronddocument bij Natuurbalans 2006
- 36** *Bont, C.J.A.M. de, C. van Bruchem, J.F.M. Helming, H. Leneman & R.A.M. Schrijver (2007).* Schaalvergroting en verbreding in de Nederlandse landbouw in relatie tot natuur en landschap
- 37** *Gerritsen, A.L., A.J.M. Koomen & J. Kruit (2007).* Landschap ontwikkelen met kwaliteit; een methode voor het evalueren van de rijksbijdrage aan een beleidsstrategie
- 38** *Luijt, J. (2007).* Strategisch gedrag grondeigenaren; Van belang voor de realisatie van natuurdoelen.
- 39** *Smits, M.J.W. & F.A.N. van Alebeek, (2007).* Biodiversiteit en kleine landschapselementen in de biologische landbouw; Een literatuurstudie.
- 40** *Goossen, C.M. & J. Vreke. (2007).* De recreatieve en economische betekenis van het Zuiderpark in Den Haag en het Nationaal Park De Hoge Veluwe
- 41** *Cotteleer, G., Luijt, J., Kuhlman, J.W. & C. Gardebroek, (2007).* Oorzaken van verschillen in grondprijzen. Een hedonische prijsanalyse van de agrarische grondmarkt
- 42** *Ens B.J., N.M.J.A. Dankers, M.F. Leopold, H.J. Lindeboom, C.J. Smit, S. van Breukelen & J.W. van der Schans (2007).* International comparison of fisheries management with respect to nature conservation
- 43** *Janssen, J.A.M. & A.H.P. Stumpel (red.) (2007).* Internationaal belang van de nationale natuur; Ecosystemen, Vaatplanten, Mossen, Zoogdieren, Reptielen, Amfibieën en Vissen
- 44** *Borgstein, M.H., H. Leneman, L. Bos-Gorter, E.A. Brasser, A.M.E. Groot & M.F. van de Kerkhof (2007).* Dialogen over verduurzaming van de Nederlandse landbouw. Ambities en aanbevelingen vanuit de sector
- 45** *Groot, A.M.E., M.H. Borgstein, H. Leneman, M.F. van de Kerkhof, L. Bos-Gorter & E.A. Brasser (2007).* Dialogen over verduurzaming van de Nederlandse landbouw. Gestructureerde sectorialogen als onderdeel van een monitoringsmethodiek
- 46** *Rijn, J.F.A.T. van & W.A. Rienks (2007).* Blijven boeren in de achtertuin van de stedeling; Essays over de duurzaamheid van het platteland onder stedelijke druk: Zuidoost-Engeland versus de provincie Parma
- 47** *Bakker, H.C.M. de, C.S.A. van Koppen & J. Vader (2007).* Het groene hart van burgers; Het maatschappelijk draagvlak voor natuur en natuurbeleid
- 48** *Reinhard, A.J., N.B.P. Polman, R. Michels & H. Smit (2007).* Baten van de Kaderrichtlijn Water in het Friese Merengebied; Een interactieve MKBA vingeroefening
- 49** *Ozinga, W.A., M. Bakkenes & J.H.J. Schaminée (2007).* Sensitivity of Dutch vascular plants to climate change and habitat fragmentation; A preliminary assessment based on plant traits in relation to past trends and future projections
- 50** *Woltjer, G.B. (met bijdragen van R.A. Jongeneel & H.L.F. de Groot) (2007).* Betekenis van macro-economische ontwikkelingen voor natuur en landschap. Een eerste oriëntatie van het veld
- 51** *Corporaal, A., A.H.F. Stortelder, J.H.J. Schaminée en H.P.J. Huiskes (2007).* Klimaatverandering, een nieuwe crisis voor onze landschappen ?
- 52** *Oerlemans, N., J.A. Guldmond & A. Visser (2007).* Meerwaarde agrarische natuurverenigingen voor de ecologische effectiviteit van Programma Beheer; Ecologische effectiviteit regelingen natuurbeheer: Achtergrondrapport 3
- 53** *Leneman, H., J.J. van Dijk, W.P. Daamen & J. Geelen (2007).* Marktonderzoek onder grondeigenaren over natuuraanleg: methoden, resultaten en implicaties voor beleid. Achtergronddocument bij 'Evaluatie omslag natuurbeleid'
- 54** *Velthof, G.L. & B. Fraters (2007).* Nitraatuitspoeling in duinzand en lössgronden.
- 55** *Broek, J.A. van den, G. van Hofwegen, W. Beekman & M. Woittiez (2007).* Options for increasing nutrient use efficiency in Dutch dairy and arable farming towards 2030; an exploration of cost-effective measures at farm and regional levels
- 56** *Melman, Th.C.P., C. Grashof-Bokdam, H.P.J. Huiskes, W. Bijkerk, J.E. Plantinga, Th. Jager, R. Haveman & A. Corporaal (2007).* Veldonderzoek effectiviteit natuurgericht beheer van graslanden. Ecologische effectiviteit regelingen

- natuurbeheer: Achtergrondrapport 2
- 57** *Bakel, P.J.T. van, H.Th.L. Massop, J.G. Kroes, J. Hoogewoud, R. Pastoors, & T. Kroon (2008).* Actualisatie hydrologie voor STONE 2.3. Aanpassing randvoorwaarden en parameters, koppeling tussen NAGROM en SWAP, en plausibiliteitstoets
- 58** *Brus, D.J. & G.B.M. Heuvelink (2007).* Towards a Soil Information System with quantified accuracy. Three approaches for stochastic simulation of soil maps
- 59** *Verburg, R.W. H. Leneman, B. de Knecht & J. Vader (2007).* Beleid voor particulier natuurbeheer bij provincies. Achtergronddocument bij 'Evaluatie omslag natuurbeleid'
- 60** *Groenestein, C.M., C. van Bruggen, P. Hoeksma, A.W. Jongbloed & G.L. Velthof (2008).* Nadere beschouwing van stalbalansen en gasvormige stikstofverliezen uit de intensieve veehouderij
- 61** *Dirkx, G.H.P., F.J.P. van den Bosch & A.L. Gerritsen (2007).* De weerbarstige werkelijkheid van ruimtelijke ordening. Casuïstiek Natuurbalans 2007
- 62** *Kamphorst, D.A. & T. Selnes (2007).* Investeringsbudget Landelijk Gebied in natuurbeleid. Achtergrond-document bij Natuurbalans 2007
- 63** *Aarts, H.F.M., G.J. Hilhorst, L. Sebek, M.C.J. Smits, J. Oenema (2007).* De ammoniakemissie van de Nederlandse melkveehouderij bij een management gelijk aan dat van de deelnemers aan 'Koeien & Kansen'
- 64** *Vries, S. de, T.A. de Boer, C.M. Goossen & N.Y. van der Wulp (2008).* De beleving van grote wateren; de invloed van een aantal 'man-made' elementen onderzocht
- 65** *Overbeek, M.M.M., B.N. Somers & J. Vader (2008).* Landschap en burgerparticipatie.
- 66** *Hoogeveen, M.W., H.H. Luesink, J.N. Bosma (2008).* Synthese monitoring mestmarkt 2006.
- 67** *Slangen, L.H.G., N. B.P. Polman & R. A. Jongeneel (2008).* Natuur en landschap van rijk naar provincie; delegatie door Investeringsbudget Landelijk Gebied (ILG).
- 68** *Klijn, J.A., m.m.v. M.A. Slingerland & R. Rabbinge (2008).* Onder de groene zoden: verdwijnt de landbouw uit Nederland en Europa? Feiten, cijfers, argumenten, verwachtingen, zoekrichtingen voor oplossingen.
- 69** *Kamphorst, D.A., M. Pleijte, F.H. Kistenkas & P.H. Kersten (2008).* Nieuwe Wet ruimtelijke ordening: nieuwe bestuurscultuur? Voorgenomen provinciale inzet van de nieuwe Wet ruimtelijke ordening (Wro) voor het landelijk gebied.
- 70** *Velthof, G.L., C. van Bruggen, C.M. Groenestein, B.J. de Haan, M.W. Hoogeveen. J.F.M. Huijsmans (2009).* Methodiek voor berekening van ammoniakemissie uit de landbouw in Nederland
- 71** *Bakker, H.C.M., J.C. Dagevos & G. Spaargaren (2008).* Duurzaam consumeren; Maatschappelijke context en mogelijkheden voor beleid
- 72** *Hoogeveen, M.W., H.H. Luesink, J.N. Bosma (2008).* Synthese monitoring mestmarkt 2007.
- 73** *Koeijer, T.J. de, K.H.M. van Bommel, J. Clement, R.A. Groeneveld, J.J. de Jong, K. Oltmer, M.J.S.M. Reijnen & M.N. van Wijk (2008).* Kosteneffectiviteit terrestrische Ecologische Hoofdstructuur; Een eerste verkenning van mogelijke toepassingen.
- 74** *Boer, S. de, W. Kuindersma, M.W. van der Zouwen, J.P.M. van Tatenhove (2008).* De Ecologische Hoofdstructuur als gebiedsopgave. Bestuurlijk vermogen, dynamiek en diversiteit in het natuurbeleid
- 75** *Wulp, N.Y. van der (2008).* Belevingswaardenmonitor Nota Ruimte 2006; Nulmeting Landschap naar Gebieden
- 76** *Korevaar, H., W.J.H. Meulenkamp, H.J. Agricola, R.H.E.M. Geerts, B.F. Schaap en J.W.H. van der Kolk (2008).* Kwaliteit van het landelijk gebied in drie Nationale Landschappen
- 77** *Breeman, G.E. en A. Timmermans (2008).* Politiek van de aandacht voor milieubeleid; Een onderzoek naar maatschappelijke dynamiek, politieke agendavorming en prioriteiten in het Nederlandse Milieubeleid
- 78** *Bommel, S. van, E. Turnhout, M.N.C. Aarts & F.G. Boonstra (2008).* Policy makers are from Saturn, ... Citizens are from Uranus...; Involving citizens in environmental governance in the Drentsche Aa area
- 79** *Aarts, B.G.W., L. van den Bremer, E.A.J. van Winden en T.K.G. Zoetebier (2008).* Trendinformatie en referentiewaarden voor Nederlandse kustvogels
- 80** *Schrijver, R.A.M., D.P. Rudrum & T.J. de Koeijer (2008).* Economische inpasbaarheid van natuurbeheer bij graasdierbedrijven
- 81** *Densen, W.L.T. van & M.J. van Overzee (2008).* Vijftig jaar visserij en beheer op de Noordzee
- 82** *Meesters, H.W.G., R. ter Hofstede, C.M. Deerenberg, J.A.M. Craeijmeersch, I.G. de Mesel, S.M.J.M. Brasseur, P.J.H. Reijnders en R. Witbaard (2008).* Indicator system for biodiversity in Dutch marine waters; II Ecoprofiles of indicator species for Wadden Sea, North Sea and Delta area
- 83** *Verburg, R.W., H. Leneman, K.H.M. van Bommel en J. van Dijk (2008).* Helpt boeren de Nationale Landschappen? Een empirische analyse van de landbouw en haar effecten op kernkwaliteiten
- 84** *Slangen, L.H.G., R.A. Jongeneel, N.B.P. Polman, J.A. Guldemond, E.M. Hees en E.A.P. van Well (2008).* Economische en ecologische effectiviteit van gebiedscontracten
- 85** *Schröder, J.J., J.C. van Middelkoop, W. van Dijk en G.L. Velthof (2008).* Quick scan Stikstofwerking van dierlijke mest. Actualisering van kennis en de mogelijke

- gevolgen van aangepaste forfaits
- 86** *Hoogeveen, M.W. en H.H. Luesink (2008).* Synthese monitoring mestmarkt 2008
- 87** *Langers, F., J. Vreke (2008).* De recreatieve betekenis van de Ecologische Hoofdstructuur. Bijdrage van de EHS aan recreatief gebruik, beleving en identiteit
- 88** *Padt, F.J.G., F.G. Boonstra en M.A. Reudink (2008).* De betekenis van duurzaamheid in gebiedsgericht beleid
- 89** *Hoogland, T., G.B.M. Heuvelink, M. Knotters (2008).* De seizoensfluctuatie van de grondwaterstand in natuurgebieden vanaf 1985 in kaart gebracht
- 90** *Bouwma, I.M., D.A. Kamphorst, R. Beunen & R.C. van Apeldoorn (2008).* Natura 2000 Benchmark; A comparative analysis of the discussion on Natura 2000 management issues
- 91** *Vries, S. de, J. Maas & H. Kramer, 2009.* Effecten van nabije natuur op gezondheid en welzijn; mogelijke mechanismen achter de relatie tussen groen in de woonomgeving en gezondheid
- 92** *Meesters, H.W.G., A.G. Brinkman, W.E. van Duin, H.J. Lindeboom, S. van Breukelen, 2009.* Graadmeterstelsel Biodiversiteit zoute wateren. I. Beleidskaders en indicatoren.
- 93** *Pleijte, M., J. Vreke, F.J.P. van den Bosch, A.L. Gerritsen, R.P. Kranendonk & P.H. Kersten, 2009.* Verdrogingsbestrijding in het tijdperk van het Investeringsbudget Landelijk Gebied. Tussen government en governance
- 94** *Gaast, J.W.J. van der, H.Th. Massop & H.R.J. Vroon, 2009.* Actuele grondwaterstandsituatie in natuurgebieden. Een pilotstudie
- 95** *Breman, B.C., J. Luttkik, J. Vreke, 2009.* De aantrekkingskracht van het Nederlandse landschap. Een verkenning naar de relatie tussen ruimtelijke factoren en inkomend toerisme
- 96** *Jongeneel, R., H. Leneman (redactie), J. Bremmer, V.G.M. Linderhof, R. Michels, N.B.P. Polman & A.B. Smit, 2009.* Economische en sociale gevolgen van milieu- en natuurwetgeving; Ontwikkeling evaluatiekader en checklist
- 97** *Meesters, H.W.G., R. ter Hofstede, I. De Mesel, J.A. Craeymeersch, C. Deerenberg, P.J.H. Reijnders, S.M.J.M. Brasseur & F. Fey, 2009.* De toestand van de zoute natuur in Nederland. Vissen, benthos en zeezoogdieren
- 98** *Pouwels, R., M.J.S.M. Reijnen, M.F. Wallis de Vries, A. van Kleunen, H. Kuipers, J.G.M. van der Greff, 2009.* Water-, milieu- en ruimtecondities fauna: implementatie in LARCH
- 99** *Luttkik, J., B. Breman, F. van den Bosch en J. Vreke 2009.* Landschap als blinde vlek; een verkenning naar de relatie tussen ruimtelijke factoren en het vestigingsgedrag van buitenlandse bedrijven
- 100** *Vries, S. de, 2009.* Beleving & recreatief gebruik van natuur en landschap; naar een robuuste en breed gedragen set van indicatoren voor de maatschappelijke waardering van natuur en landschap
- 101** *Adriaanse, P.I. & W.H.J. Beltman, 2009.* Transient water flow in the TOXSWA model (FOCUS versions): concepts and mathematical description
- 102** *Hazeu, G.W., J. Oldengarm, J. Clement, H. Kramer, M.E. Sanders, A.M. Schmidt & I. Woltjer, 2009.* Verfijning van de Basiskaart Natuur; segmentatie van luchtfoto's en het gebruik van het Actueel Hoogtebestand Nederland in duingebieden
- 103** *Smits, M.J.W., M.J. Bogaardt & T. Selnes, 2009.* Natuurbeheer in internationaal perspectief; blik op Nederland, Denemarken en Engeland
- 104** *Schmidt, A.M. & L.A.E. Vullings, 2009.* Advies over de kwaliteitsborging van de Monitor Agenda Vitaal Platteland
- 105** *Boone, J.A. & M.A. Dolman (red.), 2010.* Duurzame Landbouw in Beeld 2010; Resultaten van de Nederlandse land- en tuinbouw op het gebied van *People, Planet en Profit*
- 106** *Borgstein, M.H. A.M.E. Groot, E.J. Bos, A.L. Gerritsen, P. van der Wielen J.W.H. van der Kolk, 2010.* Kwalitatieve monitor Systeeminnovaties verduurzaming landbouw; Percepties over voortgang, knelpunten en handelingsopties voor functionele agrobiodiversiteit, gesloten voer-mest kringlopen en integraal duurzame stallen
- 107** *Bos, J.F.F.P., H. Sierdsema, H. Schekkerman & C.W.M. van Scharenburg, 2010.* Een Veldleeuwerik zingt niet voor niets! Schatting van kosten van maatregelen voor akkervogels in de context van een veranderend Gemeenschappelijk Landbouwbeleid
- 108** *Wamelink, G.W.W., W. Akkermans, D.J. Brus, G.B.M. Heuvelink, J.P. Mol-Dijkstra & E.P.A.G. Schouwenberg, 2010.* Uncertainty analysis of SMART2-SUMO2-MOVE4, the soil and vegetation model chain of the Nature Planner
- 109** *Boer, T.A. & M. de Groot, 2010.* Belevingswaardenmonitor Nota Ruimte 2009. Eerste herhalingsmeting landschap en groen in en om de stad
- 110** *Reijnen, M.J.S.M., A. van Hinsberg, M.L.P. van Esbroek, B. de Knegt, R. Pouwels, S. van Tol & J. Wiertz, 2010.* Natuurwaarde 2.0 land. Graadmeter natuurkwaliteit landecosystemen voor nationale beleidsdoelen
- 112** *Hoogeveen, M.W. & H.H. Luesink, 2010.* Synthese monitoring mestmarkt 2009
- 113** *Verdonschot, R.C.M. & P.F.M. Verdonschot, 2010.* Methodiek waardering aquatische natuurkwaliteit; ontwikkeling van graadmeters voor sloten en beken.

Wot

Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu

