

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/37791592>

Achtergronddocument referenties en maatlatten voor macrofauna

Article · January 2004

Source: OAI

CITATIONS

0

READS

25

6 authors, including:



[Rob J. M. Franken](#)

[robjmfranken.nl](#)

32 PUBLICATIONS 852 CITATIONS

SEE PROFILE



[Piet F M Verdonschot](#)

Wageningen University & Research

337 PUBLICATIONS 5,306 CITATIONS

SEE PROFILE



[Hanneke E Keizer-Vlek](#)

Wageningen University & Research

44 PUBLICATIONS 424 CITATIONS

SEE PROFILE

Some of the authors of this publication are also working on these related projects:



Technologies for the Risk Assessment of Microplastics (TRAMP) [View project](#)



WFD-biomonitoring of stream invertebrates for a Dutch water board [View project](#)

All content following this page was uploaded by [Piet F M Verdonschot](#) on 07 December 2016.

The user has requested enhancement of the downloaded file. All in-text references [underlined in blue](#) are added to the original document

and are linked to publications on ResearchGate, letting you access and read them immediately.

Achtergronddocument referenties en maatlatten voor macrofauna

Expertgroep macrofauna
R.Knoben & P. Kamsma (red)

Colofon

De inhoud van dit document bestaat uit bijdragen van leden van de expertteam Macrofauna. Dit zijn R. Buskens (Taken Landschapsplanning), G. Duursema (Waterschap Velt en Vecht), G. van Ee (Provincie Noord Holland), R. Franken (Wageningen Universiteit), P.A.M. Kamsma (Royal Haskoning), R.A.E. Knobens (Royal Haskoning), R. Noordhuis (RIZA), E. Peeters (Wageningen Universiteit), B. bij de Vaate (RIZA), P.F.M. Verdonschot (Alterra), H. Vlek (Alterra)

Voor de overgangswateren en kustwateren zijn er bijdragen van H. Duijts (RIKZ), F. Twisk (RIKZ), J.G. Hartholt (RIKZ), J.H. Wanink (Buro Koeman en Bijkerk), met medewerking van: Paddy Walker (RIKZ), Ed Stikvoort (RIKZ), Jaap de Vlas (RIKZ), Karel Essink (RIKZ), Saskia Mulder (RIKZ), Gerard Janssen (RIKZ), T. Ysebaert en P.M.J. Herman (NIOO/CEME)

Versie januari 2004

Voorwoord

Dit Achtergronddocument geeft een toelichting op de referenties en maatlatten die zijn beschreven in de Hoofdrapporten (van der Molen et al., 2003/2004a,b,c). Het beschrijft de aanpak, de keuzes, de gebruikte gegevens en de onderbouwing van de referenties en maatlatten. De algemene uitgangspunten zijn in de hoofdrapporten beschreven. Bij eventuele verschillen tussen achtergronddocument en Hoofdrapport dient het Hoofdrapport als uitgangspunt te worden genomen.

Dit Achtergronddocument heeft, net als de Hoofdrapporten, nog een voorlopige status. Het Achtergronddocument zal tot juni 2004 ongewijzigd blijven, maar zal dan worden aangevuld met de watertypen die nu nog niet zijn uitgewerkt en met verbeterde inzichten voor de typen die al wel gereed zijn. Bovendien zullen de maatlatten in die versie ook consequent geschaald worden ten opzichte van een referentiewaarde; dat is nu nog niet altijd gebeurd. Gelijktijdig met de aanvulling met andere watertypen zal ook een algehele redactieslag plaatsvinden.

Voorwoord

| | | |
|-------|---|----|
| 1 | Inleiding | 4 |
| 2 | Opzet deelmaatlat macrofauna | 5 |
| 2.1 | Algemene werkwijze voor rivieren en meren | 5 |
| 2.2 | Dominante taxa | 5 |
| 2.3 | Kenmerkende taxa | 6 |
| 2.4 | Zeldzame taxa | 6 |
| 2.5 | Selectie deelmaatlaten tot uiteindelijke maatlat | 7 |
| 2.6 | Algemene aanpak voor overgangs- en kustwateren | 9 |
| 3 | Ontwikkeling maatlat macrofauna | 12 |
| 3.1 | Stromende wateren | 12 |
| 3.1.1 | Langzaam stromende middenloop/benedenloop op zand (R5) | 12 |
| 3.1.2 | Langzaam stromende middenloop/benedenloop op zand (R5) – genormaliseerd | 19 |
| 3.1.3 | Langzaam stromend riviertje op zand/klei (R6) | 21 |
| 3.1.4 | Langzaam stromende rivier/nevengeul op zand/klei (R7) | 24 |
| 3.1.5 | Zoet getijdenwater (uitlopers rivier) op zand/klei (R8) | 26 |
| 3.1.6 | Snelstromende middenloop/benedenloop op zand (R14) | 27 |
| 3.1.7 | Snelstromende rivier/nevengeul op zandbodem of grind (R16) | 29 |
| 3.1.8 | Snelstromende middenloop/benedenloop op kalkhoudende bodem (R18) | 30 |
| 3.1.9 | KRW type R10, R12 en R15 | 31 |
| 3.2 | Sloten | 31 |
| 3.3 | Meren | 35 |
| 3.3.1 | Ondiepe (matig grote) gebufferde plassen (M14) – vast peil, sterk veranderd | 40 |
| 3.3.2 | Matig grote diepe gebufferde meren (M20) – afgeleid kunstmatig type | 40 |
| 3.4 | Kustzone | 41 |
| 3.4.1 | Kwantitatieve referentiewaarden indicatoren | 43 |
| 3.4.2 | Maatlat | 43 |
| 3.4.3 | Validatie | 44 |
| 3.4.4 | Toepassing | 44 |
| 3.4.5 | Overig | 46 |
| 3.5 | Waddenzee en Oosterschelde | 48 |
| 3.5.1 | Kwantitatieve referentiewaarden indicatoren | 49 |
| 3.5.2 | Maatlat | 52 |
| 3.5.3 | Validatie | 52 |
| 3.5.4 | Toepassing | 52 |
| 3.5.5 | Overig | 54 |
| 3.6 | Westerschelde en Eems/Dollard | 54 |
| 3.6.1 | Kwantitatieve referentiewaarden indicatoren | 55 |
| 3.6.2 | Maatlat | 56 |
| 3.6.3 | Validatie | 56 |
| 3.6.4 | Toepassing | 57 |
| 3.6.5 | Overig | 58 |
| 4 | Discussie en aanbevelingen | 59 |
| 4.1 | Taxonlijsten | 59 |
| 4.2 | Validatie | 59 |
| 4.3 | Toepassing maatlat | 60 |
| | Literatuur | 64 |

| | |
|-----------|-------------------------------|
| Bijlage 1 | Indicatoren Stromende wateren |
| Bijlage 2 | Indicatoren Sloten |
| Bijlage 3 | Indicatoren Meren |

1 Inleiding

Voor de implementatie van de KRW Water (KRW) in Nederland is een regionale ambtelijke en bestuurlijke overlegstructuur in het leven geroepen en zijn verschillende productteams geformeerd. Een van de taken van de productnaam is het beschrijven van de referentietoestand van de verschillende typen waterlichamen. Deze beschrijving moet eind 2004 gereed zijn. De nationale interdepartementale werkgroep Doelstellingen Oppervlaktewater en de STOWA ondersteunen deze taak door een deel van het instrumentarium centraal te ontwikkelen, namelijk de ecologische beoordeling van oppervlaktewateren. Voor het uitwerken van de beoordeling van de biologische kwaliteitselementen zijn vier expertgroepen geformeerd:

- 1) fytoplankton, microfytobenthos en macrofyten
- 2) angiospermen en macroalgen
- 3) macrofauna
- 4) vissen

Dit achtergronddocument gaat in op de beoordeling van macrofauna, die is gebaseerd op een beoordeling van de soortensamenstelling. De soortensamenstelling is opgesplitst in drie groepen van indicatoren (deelmaatlatten) namelijk dominante, indicatieve/kenmerkende en zeldzame taxa. In dit rapport wordt ingegaan op de achterliggende keuzes, specificaties en onderbouwing van de deelmaatlatten. Voor de overgangs- en kustwateren is in dit achtergrondrapport slechts een deel van de verantwoording opgenomen. Een uitgebreide rapportage is gepubliceerd door Ysebaert & Herman (2003); dit document is opgenomen als Bijlage 1.

2 Opzet deelmaatlat macrofauna

Bij de opzet voor de deelmaatlat macrofauna is het nodig gebleken voor de overgangs- en kustwateren een andere benadering te volgen dan voor (zoete) rivieren en meren. Daarom komen de zoute categorieën in 2.6 apart aan de orde.

2.1 Algemene werkwijze voor rivieren en meren

De eerste stap in het opstellen van een maatlat gebaseerd op macrofauna richtte zich op het benoemen van indicatoren. Met indicator wordt één individuele variabele (bijvoorbeeld % bedekking ondergedoken vegetatie, chlorofylgehalte, totale visbiomassa) of een lijst met variabelen (bijvoorbeeld een taxonomische lijst, een lijst functionele, gedrags of andere eenheden) aangeduid die door aanwezigheid en abundantie/hoeveelheid (al dan niet uitgedrukt in klassen) informatie geeft over de heersende kwaliteitstoestand, waarbij kwaliteit betrekking kan hebben op het abiotisch maar ook op het biotisch deel van het milieu. In deze studie is naar aanleiding van de definitiestudie Kaderrichtlijn Water voor de ontwikkeling van maatlaten (Verdonschot et al., 2003) ervoor gekozen te werken met taxonomische indicatoren. De eigenschappen van indicatoren zoals beschreven in de KRW betreffen combinaties van de kenmerkendheid, de zeldzaamheid en de aantallen of aantalsklassen. Deze eigenschappen worden voor taxa omgezet in drie belangrijke groepen van indicatoren: dominante, indicatieve/kenmerkende en zeldzame taxa. De toegevoegde waarde van de verschillende indicatoren is beschreven in de onderstaande tekst.

2.2 Dominante taxa

Op basis van de dominante taxa wordt een beeld neergezet van het functioneren van het water en de (functionele) afwijking ten opzichte van de referentie. Dominante taxa vertellen iets over:

- de voedselwebstructuren,
- de overheersende habitatkenmerken en
- de sterkte van sturende factoren (en pressoren).

De dominante taxa kunnen worden opgesplitst in twee groepen: (1) de positief dominante taxa en (2) de negatief dominante taxa. De positief dominante taxa vertellen iets over voedselwebstructuren, overheersende habitatkenmerken en sterkte van sturende factoren in de referentiesituatie, terwijl de negatief dominante hetzelfde vertellen over beïnvloede wateren. In deze studie zijn taxa met een aantalsklasse van 6 of hoger als dominant beschouwd. Een aantalsklasse van 6 komt overeen met een minimum van 91 individuen (tabel 2.1) in een monster van 5 m met het standaardnet in alle voorkomende habitats.

Tabel 2.1 omrekening van absolute abundanties naar abundantieklassen volgens van der Hammen (1992)

| absoluut aantal individuen | aantalsklasse |
|----------------------------|---------------|
| 1 | 1 |
| 2 – 4 | 2 |
| 5 – 12 | 3 |
| 13 – 33 | 4 |
| 34 – 90 | 5 |

| | |
|------------|---|
| 91 – 244 | 6 |
| 245 – 665 | 7 |
| 666 – 1808 | 8 |
| > 1808 | 9 |

De positief dominante taxa van de referentie zijn benoemd op basis van expertkennis, het Handboek Natuurdoeltypen (Bal et al., 2001) en het bijbehorend Aquatisch Supplement. Uit deze informatiebronnen zijn de meer algemene soorten geselecteerd. In eerste instantie is volstaan met het aanduiden van taxa (eventueel op een hoger taxonomisch niveau) die bij dominantie een bepaalde voedsel- of habitatcomponent indiceren; bijvoorbeeld de vlokreeften welke duiden op stroming en aanwezigheid van grof organisch materiaal.

Voor de selectie van de negatief dominante taxa is gebruik gemaakt van gegevens uit literatuur, op basis van uitgebreide datasets van derden en expertjudgement.

2.3 Kenmerkende taxa

Op basis van kenmerkende taxa wordt het eigen en ecologisch onderscheidende in de structuur en het functioneren van het water aangeduid. Kenmerkende taxa zijn in combinatie uniek voor een watertype onder de referentie-omstandigheden.

Kenmerkende taxa vertellen iets over:

- complexe voedselwebstructuren,
- bijzondere habitatkenmerken en
- bijzondere factoren (en pressoren).

De (positief) kenmerkende taxa van de referentie zijn in eerste instantie geselecteerd met behulp van expertkennis, het Handboek Natuurdoeltypen (Bal et al., 2001) en het bijbehorend Aquatisch Supplement. Alle in het Handboek en het Aquatisch Supplement als kenmerkend of begeleidend aangeduide taxa zijn geselecteerd uit die natuurdoeltypen en Supplementtypen die overeenkomen met de te beschrijven KRW typen. Uit deze selectie zijn op basis van expertkennis, en informatie uit bestaande cenotypologieën (voor nadere toelichting zie onder negatief dominanten) en buitenlandse beken die taxa geselecteerd die onder referentie-omstandigheden naar verwachting een aantalsklasse van 5 of lager bezitten. Het betreft vaak minder algemene soorten. De aantalsklasse van kenmerkende taxa is op basis van bovengenoemde informatie voor de referentie ingeschat. Indien de taxa voorkomen in buitenlandse beken is deze aantalsklasse voor de kenmerkende taxa op de laagste waarde die in de data is gevonden, opgenomen.

2.4 Zeldzame taxa

Voor macrofauna is door Nijboer & Verdonschot (2002) en Verdonschot et al. (2002) aangetoond dat er een duidelijke relatie bestaat tussen het aantal zeldzame soorten in een monster en de natuurlijkheid van het water voor zowel sloten als beken. Zeldzaamheid is dus een belangrijke factor in het beoordelen van ecologische kwaliteit (Verdonschot et al., 2003). Voor dit project is de WEW zeldzaamheidslijst macrofauna gebruikt om de zeldzaamheid van taxa te bepalen. Ongeveer 1600 taxa zijn op basis van de frequentie van voorkomen ingedeeld in zes zeldzaamheidsklassen:

1. zeer zeldzame soorten (zz)
2. zeldzame soorten (z)
3. vrij zeldzame soorten (vz)
4. vrij algemene soorten (va)
5. algemene soorten (a)
6. zeer algemene soorten (za)

2.5 Selectie deelmaatlaten tot uiteindelijke maatlat

Op basis van de opgestelde soortenlijsten zijn verschillende deelmaatlaten berekend (tabel 2.2) en getoetst op hun bruikbaarheid als onderdeel van een maatlat (ten behoeve van waterkwaliteitsbeoordeling).

Tabel 2.2 deelmaatlaten getoetst op bruikbaarheid voor opname in een maatlat ten behoeve van waterkwaliteitsbeoordeling

| Deelmaatlat | Omschrijving |
|-----------------------------|--|
| DP \geq 5 (aantal taxa) | aantal positief dominante taxa in een monster met een aantalsklasse van 5 of hoger |
| DN \geq 5 (aantal taxa) | aantal negatief dominante taxa in een monster met een aantalsklasse van 5 of hoger |
| KM (aantal taxa) | aantal negatief dominante taxa in een monster |
| ZS (aantal taxa) | aantal zeldzame taxa in een monster |
| DP \geq 5 % (aantal taxa) | percentage positief dominante taxa in een monster met een aantalsklasse van 5 of hoger |
| DN \geq 5 % (aantal taxa) | percentage negatief dominante taxa in een monster met een aantalsklasse van 5 of hoger |
| KM % (aantal taxa) | percentage kenmerkende taxa in een monster |
| ZS % (aantal taxa) | percentage zeldzame taxa in een monster |
| DP (abundantie) | totale abundantie positief dominante taxa in een monster |
| DN (abundantie) | totale abundantie negatief dominante taxa in een monster |
| KM (abundantie) | totale abundantie kenmerkende taxa in een monster |
| ZS (abundantie) | totale abundantie zeldzame taxa in een monster |
| DP % (abundantie) | percentage totale abundantie positief dominante taxa in een monster |
| DN % (abundantie) | percentage totale abundantie negatief dominante taxa in een monster |
| KM % (abundantie) | percentage totale abundantie kenmerkende taxa in een monster |
| ZS % (abundantie) | percentage totale abundantie zeldzame taxa in een monster |
| Z ₁ | kwalitatieve zeldzaamheidsindex |
| Z _k | kwantitatieve zeldzaamheidsindex |

Na het verzamelen van de benodigde gegevens is per monster de waarde voor alle opgestelde deelmaatlatten berekend. Hierbij is gebruik gemaakt van de eerder opgestelde soortenlijsten voor de positief dominante, negatief dominante, kenmerkende en zeldzame taxa. De soortenlijsten van de monsters zijn gekoppeld aan deze vier categorieën. Per indicator is het aantal taxa bepaald dat zowel in de opgestelde soortenlijst als in de soortenlijst van het betreffende monster voorkwam. Met deze informatie en additionele informatie over het totaal aantal taxa en het totaal aantal individuen in een monsters zijn alle deelmaatlatten per monster berekend. Voor de deelmaatlatten gebaseerd op zeldzaamheid moet worden vermeld dat taxa als zeldzaam zijn aangemerkt als ze in de WEW lijst de indicatie zeer zeldzaam, vrij zeldzaam of zeldzaam hebben gekregen. De deelmaatlatten Zl en Zk zijn berekend aan de hand van de volgende formules:

$$Zl = \text{som}(t_i * n_z) / I$$

Zl = kwalitatieve zeldzaamheidsindex
 t_i = zeldzaamheidsklasse van taxon i in het monster ($i=1 \dots I$)
 n_t = totaal aantal taxa behorende tot zeldzaamheidsklasse t ($t=1 \dots 6$)
 I = totaal aantal taxa in het monster behorende tot t ($t=1 \dots 6$)

$$Zk = \text{som}(t_i * n_i) / N$$

Zk = kwantitatieve zeldzaamheidsindex
 t_i = zeldzaamheidsklasse van taxon i in het monster ($i=1 \dots I$)
 n_i = totaal aantal individuen van taxon i in het monster behorende tot zeldzaamheidsklasse t ($t=1 \dots 6$)
 N = totaal aantal individuen in het monster behorende tot t ($t=1 \dots 6$)

Bij beide indices zijn de volgende zeldzaamheidsklasse-scores gehanteerd:

| <i>klassenomschrijving</i> | <i>klassenscore</i> |
|----------------------------|---------------------|
| zeer algemeen (za) | 0 |
| algemeen (a) | 0 |
| vrij algemeen (va) | 0 |
| vrij zeldzaam (vz) | 1 |
| zeldzaam (z) | 2 |
| zeer zeldzaam (zz) | 3 |

De uiteindelijke maatlat is opgebouwd uit drie deelmaatlatten. De keuze is tot stand gekomen na uitgebreide analyse van de relatie tussen alle parameters en de vooraf gegeven kwaliteitsklassen. De combinatie van deze deelmaatlatten leverde de beste ijking op (zie voorbeeld in 3.1.1) DN % (abundantie); het percentage individuen behorende tot de negatief dominante indicatoren

- KM % (aantal taxa); het percentage kenmerkende taxa
- KM % + DP % (abundantie); het percentage individuen behorende tot de kenmerkende en positief dominante indicatoren

Het bleek niet mogelijk om de abundantieklassen te gebruiken in de maatlat.

Het berekenen van de bovenstaande deelmaatlatten is het uitgangspunt van de beoordeling. De waarden voor de deelmaatlatten worden berekend met behulp van de overeenkomst tussen de voorkomende soorten in een monster en de lijsten met indicatoren. De taxonlijst van de betreffende locatie wordt hiervoor gekoppeld aan de respectievelijke indicatorlijsten.

Het percentage individuen behorende tot de negatief dominante indicatoren wordt berekend door de abundanties van taxa voorkomend in beide overeenkomende lijsten

(indicatorenlijst en monsterlijst) te sommeren en te delen door het totaal aantal individuen in het monster. Het percentage kenmerkende taxa wordt berekend door het aantal taxa voorkomend in beide overeenkomende lijsten (indicatorenlijst en monsterlijst) te sommeren en te delen door het totaal aantal taxa in het monster. De deelmaatlat $KM \% + DP \%$ (abundantie) wordt berekend door de abundanties van taxa die zowel in het monster als de lijst met kenmerkende taxa of positief dominante indicatoren voorkomen te sommeren en te delen door het totaal aantal individuen in het monster. Na het berekenen van de deelmaatlaten wordt met behulp van een tabel per watertype de score bepaald. De scores voor de drie individuele deelmaatlaten worden gesommeerd tot een totaal score. In de bijhorende tabel kan worden opgezocht met welke kwaliteitsklasse de totaal score overeenkomt.

Tot slot zijn de resultaten van de beoordeling met de maatlat vergeleken met de classificatie van de monsters die vooraf op basis van expertkennis is gemaakt om inzicht te krijgen in de betrouwbaarheid van de maatlat. Het toetsen van de betrouwbaarheid verloopt in principe in twee stappen waarbij eerst de monsters zijn gebruikt waarmee de maatlat is ontwikkeld (calibratie) en indien mogelijk zijn daarna nieuwe monsters zijn beoordeeld (validatie).

2.6 Algemene aanpak voor overgangs- en kustwateren (voorstel voor methodiek en maatlat)

De hierboven beschreven methodiek blijkt in de zoute wateren niet goed te werken. Door beperkingen in de monstermethodiek is het aangeven welke soorten zeldzaam zijn een probleem. Voor elke soort is een keuze gemaakt uit vijf mogelijke maatstaven: de aan- of afwezigheid, frequentie van voorkomen, dichtheid, biomassa of een kwalitatieve omschrijving van het voorkomen (bijv. 'talrijk aanwezig'). De keuze voor één van deze maatstaven is afgeleid uit de argumenten om de soort op te nemen in de lijst én uit de mogelijkheden om aan de hand van veldonderzoek vast te stellen of de toestand van het ecosysteem afwijkt van gestelde normen. De toelichting die bij elke soort in de tabel wordt gegeven illustreert deze aanpak

Per soort wordt in één van de kolommen aangegeven of het voorkomen overeenstemt met de referentiesituatie: 1 betekent 'voldoet aan de norm' en 0 betekent 'voldoet niet'. Voor de maatstaven presentie, dichtheid en biomassa zijn kwantitatieve normen opgesteld, die bestaan uit ranges als gevolg van natuurlijke fluctuaties. Voor de maatstaf 'normatieve beschrijving' wordt een kwalitatieve invulling gebruikt.

De maximale score in een kolom vermindert met de som van de scores per soort wordt hier aangeduid als 'realisatie'. Voor de verschillende maatstaven (kolommen) wordt een verschillend gewicht toegekend aan deze afwijking. De kolom aan/afwezigheid is vooral bedoeld voor zeldzame soorten en krijgt het kleinste gewicht. De kolommen biomassa en 'normatieve beschrijving' hebben vooral betrekking op soorten die hogere leeftijden en daarmee samenhangende biomassa's kunnen bereiken of in banken kunnen voorkomen, zoals de mossel (*Mytilus edulis*). Aan deze kolommen wordt een groot gewicht toegekend, vanwege de rol die dergelijke voorkomens spelen voor het functioneren van het ecosysteem. De totaalscore bestaat uit het gewogen gemiddelde van de 'afwijkingen van de norm'. Hoe lager deze waarde, hoe meer de situatie afwijkt van de referentie.

| Soort | Aan/afw. | Presentie | Dichtheid | Biomassa | Normatief | natuurlijke fluctuatie | | Eenheid |
|---------------------|----------|-----------|-----------|----------|-----------|------------------------|-------|---------|
| | | | | | | R-min | R-max | |
| A | 1 | | | | | - | - | |
| B | 1 | | | | | - | - | |
| C | 1 | | | | | - | - | |
| D | 1 | | | | | - | - | |
| E | 1 | | | | | - | - | |
| F | 0 | | | | | - | - | |
| G | 0 | | | | | - | - | |
| H | | 1 | | | | 1 | 3 | % |
| I | | 1 | | | | 5 | 10 | % |
| J | | 1 | | | | 20 | 40 | % |
| K | | 1 | | | | 50 | 80 | % |
| L | | 1 | | | | 90 | 100 | % |
| M | | | 0 | | | 5 | 9 | n/m2 |
| N | | | 0 | | | 250 | 700 | n/m2 |
| O | | | 0 | | | 3000 | 10000 | n/m2 |
| P | | | | 1 | | 1 | 2 | g/m2 |
| Q | | | | 1 | | 6 | 12 | g/m2 |
| R | | | | 1 | | 10 | 15 | g/m2 |
| S | | | | | 1 | - | - | bank |
| T | | | | | 0 | - | - | adult |
| Aantal enen | 5 | 5 | 0 | 3 | 1 | | | |
| Totaal soorten | 7 | 5 | 3 | 3 | 2 | | | |
| Realisatie: | 0,71 | 1,00 | 0,00 | 1,00 | 0,50 | | | |
| Weegfactor | 1 | 2 | 2 | 3 | 3 | | | |
| Gewogen gemiddelde: | | | | | 0,7 | | | |

De totaalscore wordt als volgt berekend: eerst worden alle scores per kolom gesommeerd (N1 t/m N5). Vervolgens wordt het verschil berekend tussen deze som en de maximale score per kolom, dit wordt de afwijking genoemd. Tenslotte wordt het gemiddelde bepaald van deze afwijkingen, waarbij weegfactoren per kolom worden gebruikt (W1 t/m W5).

De grenswaarde van referentie/goed en goed/matig kan per watersysteem anders liggen. Deze waarden worden bij ieder watersysteem aangegeven. Niet iedere kolom wordt voor ieder watersysteem gebruikt. Afhankelijk van de gevonden soorten en de betrouwbaarheid van het monsterprogramma kunnen bepaalde kolommen worden gebruikt, danwel worden weggelaten.

In alle gevallen is uitgegaan van het voorkomen van de soort, zoals zich dat gemiddeld over meerdere jaren en over een groter gebied voordoet. Door deze opzet wordt de range van het natuurlijke voorkomen verkleind: incidentele lage of juist hoge dichtheden zijn minder van invloed op de gekozen range. Op die manier wordt de invloed van slechts 'lokaal' (in ruimte en/of tijd) voorkomende situaties beperkt.

De ontwikkeling van de maatlatten voor overgangs- en kustwateren zijn per gebied uitgewerkt in 3.4 tot en met 3.6.

3 Ontwikkeling maatlat macrofauna

3.1 Stromende wateren

3.1.1 Langzaam stromende middenloop/benedenloop op zand (R5)

Selectie indicatoren

Aanvullend op de algemene werkwijze zijn voor het selecteren van positief dominante taxa gegevens van enkele beken in Polen, Duitsland en Denemarken gebruikt. Op basis van de taxonlijsten en gemeten milieuvariabelen voor deze buitenlandse beken is aangenomen dat ze gezien kunnen worden als referentie voor de langzaam stromende midden- en benedenlopen op zand in Nederland. Alle taxa met meer dan 90 individuen in monsters uit de buitenlandse dataset zijn geselecteerd. Het bleek dat een aantal van de in de buitenlandse gegevens aanwezige taxa met expertkennis al waren aangewezen als positief dominant. Daarnaast bleek dat veel andere buitenlandse taxa eerder met expertkennis al waren aangewezen als kenmerkend en niet als positief dominant. De verwachting is dat deze taxa in Nederland nooit in zulke hoge aantallen zullen worden gevonden. Deze taxa uit de buitenlandse dataset zijn daarom uiteindelijk als kenmerkende taxa met aantalsklasse 5 opgenomen. Sommige taxa uit de buitenlandse dataset zijn noch als positief dominant, noch als kenmerkend opgenomen, omdat de experts het niet aannemelijk achtten deze taxa ooit in Nederland aan te treffen.

Bovendien is gebruik gemaakt van monsters van waterbeheerders, waarmee in eerdere studies cenotypologieën zijn opgesteld. Een cenotypologie omvat verschillende watertypen en de ontwikkelingsstadia (beïnvloedingsstadia) die uit deze watertypen kunnen ontstaan. Een cenotype wordt beschreven door een complex van milieuvariabelen en het voorkomen van een bepaalde gemeenschap (soortencombinatie) (Verdonschot 1990). Met behulp van de cenotypologieën zijn de monsters geclassificeerd. Gezien het feit dat een cenotype een groep monsters met vergelijkbare soortensamenstelling en milieuomstandigheden vertegenwoordigt, is aangenomen dat alle monsters behorend tot één cenotype zich in hetzelfde beïnvloedingsstadium bevinden. De soortensamenstelling van de levensgemeenschap en de waarden voor de milieuvariabelen zijn per cenotype geïnterpreteerd op basis van expertkennis. Kwaliteitsklassen variërend van 1 (slechte kwaliteit) tot 4 (goede kwaliteit) zijn toegekend aan de monsters. Het betrof datasets uit Limburg, Overijssel, Gelderland, de Veluwe en een dataset met monsters uit heel Nederland. Op basis van de beschikbare gegevens is bepaald tot welk watertype de monsters behoorden. Per cenotype is de gemiddelde abundantie van ieder taxon berekend op basis van de monsters in het cenotype waarin het taxon ook daadwerkelijk aanwezig was. Taxa met een aantalsklasse van 6 of hoger zijn geselecteerd. De geselecteerde taxa zijn gekoppeld aan de lijst van positief dominante taxa, om uit te sluiten dat de betreffende taxa positief dominant waren. Op basis van deze koppeling in combinatie met informatie over de kwaliteitsklasse en het percentage monsters in het cenotype waarin het taxon voorkwam, is afgewogen of het betreffende taxon moest worden aangemerkt als negatief dominant. Hierbij zijn de volgende keuzen gemaakt:

- Genera zijn niet opgenomen behalve als alle onderliggende taxa een vergelijkbare ecologie hebben (bv. Chaetocladius sp, Pisidium sp, Sphaerium sp zijn niet opgenomen).

- Taxa met een frequentie van voorkomen binnen een cenotype van meer dan 10% en een aantalsklasse groter dan 5 zijn aangemerkt als negatief dominant wanneer het cenotype behoorde tot kwaliteitsklasse 1, 2 of 3. Een uitzondering hierop vormden de taxa waarvan de ecologie niet bekend is of deze iets anders aanduidt (bv. *Caenis luctuosa*).
- Taxa die dominant voorkomen in cenotypen van kwaliteitsklasse 3 en waarvan bekend is dat ze noch in de referentie, noch in de sterk beïnvloede toestand dominant voorkomen, zijn vooralsnog niet opgenomen (bv. *Cladotanytarsus* sp., *Diplocladius cultriger*, *Prodiamesa olivacea*, *Hydroptila* sp, *Wilhelmia equina*).

Tijdens het selecteren van de negatief dominante taxa bleek dat taxa die eerder als positief dominant waren aangemerkt, ook met een aantalsklasse van 6 of meer voorkwamen in cenotypen van kwaliteitsklasse van 1 of 2. Besloten is deze taxa te verwijderen uit de lijst van positief dominanten. Het ging om de taxa *Gammarus roeselii*, *Aulodrilus plurisetus* en *Boopthora erythrocephala*. De indicatorlijsten voor type R5 zijn weergegeven in bijlage 1.

Selectie deelmaatlaten

Voor de ontwikkeling van een maatlat is een gegevensbestand met monsters van bekende kwaliteitsklasse onmisbaar. Per KRW type zijn monsters geselecteerd uit twee bestaande databestanden. Het eerste bestand bevat monsters afkomstig uit Limburg; het tweede bestand bevat monsters van beken afkomstig uit heel Nederland. Beide bestanden zijn tijdens eerdere studies gebruikt om de eerder beschreven cenotypologieën te ontwikkelen. Aan de monsters uit beide bestanden zijn kwaliteitsklassen toegekend variërend van 1 (slecht) tot 4 (goed). Voor de vijfde klasse waren vooraf geen monsters beschikbaar. In tabel 3.1 is vermeld hoeveel monsters per watertype en kwaliteitsklasse beschikbaar waren voor dit project. Uit tabel 3.1 blijkt duidelijk dat het met de beschikbare data niet mogelijk was om voor type R10, R12 en R15 een maatlat te ontwikkelen. Voor deze watertypen zullen in de toekomst eerst data moeten worden verzameld bij de waterbeheerders alvorens grenzen op de maatlat kunnen worden vastgesteld.

Tabel 3.1 overzicht van het aantal beschikbare monsters per kwaliteitsklasse en watertype voor dit project op zich prima tabel, maar waarom staan hier niet alle R-typen in en wel 2 met geen gegevens?

| watertype | klasse 1 | klasse 2 | klasse 3 | klasse 4 | totaal |
|-----------|----------|----------|----------|----------|--------|
| R5 | 5 | 8 | 6 | 5 | 24 |
| R6 | 12 | 2 | 18 | - | 32 |
| R10 | 1 | 8 | - | 3 | 12 |
| R12 | - | - | - | - | - |
| R14 | 3 | 34 | 2 | 20 | 59 |
| R15 | - | 22 | - | - | 22 |
| R18 | 1 | 15 | 3 | 88 | 107 |

Per deelmaatlat is het verloop van de waarde over de kwaliteitsklassen uitgezet in een grafiek. Aan de hand van de grafieken en de waarde voor r-kwadraat (pearson correlatiecoëfficiënt) is per groep van deelmaatlaten (kenmerkendheid, positieve dominantie, negatieve dominantie en zeldzaamheid) bepaald welke deelmaatlat het meest geschikt was om te worden opgenomen in de uiteindelijke maatlat. Vervolgens is gekeken of het nodig was om een deelmaatlat van iedere indicatorgroep op te nemen in de maatlat of dat kon worden volstaan met minder. Voor de uiteindelijke

selectie van deelmaatlaten is aan de hand van de grafieken ook bepaald waar de klassengrenzen moesten komen te liggen.

KRW type R5 is als uitgangspunt gehanteerd voor de maatlatontwikkeling aangezien van dit type relatief veel kennis aanwezig is en bovendien zijn ook relatief veel monsters beschikbaar voor validatie van dit watertype. Op basis van de resultaten van type R5 zijn bepaalde opties niet meer onderzocht voor de andere watertypen.

Op basis van de grafieken en de waarden voor r-kwadraat is geconstateerd dat de relatieve deelmaatlaten (%) geschikter waren om onderscheid te maken tussen kwaliteitsklassen dan de overige deelmaatlaten. De waarden voor r-kwadraat lagen voor de relatieve deelmaatlaten allemaal hoger dan voor de overige deelmaatlaten (tabel 3.2). Theoretisch verdient het gebruik van relatieve deelmaatlaten ook de voorkeur, om twee redenen: ten eerst zal de invloed van verschillen in bemonstering op de resultaten kleiner zijn voor relatieve deelmaatlaten, en ten tweede is in de praktijk gebleken dat de diversiteit in natuurlijke wateren lager kan zijn dan in beïnvloede wateren. Op basis van het bovenstaande is besloten de absolute deelmaatlaten niet te op te nemen in de maatlat.

Tabel 3.2 R-kwadraat voor de getoetste deelmaatlaten

| Deelmaatlat | waarde r-kwadraat |
|-----------------------------|--------------------------|
| DP \geq 5 (aantal taxa) | 0.3237 |
| DP (abundantie) | 0.109 |
| DP \geq 5 % (aantal taxa) | 0.433 |
| DP % (abundantie) | 0.429 |
| DN \geq 5 (aantal taxa) | -0.206 |
| DN (abundantie) | -0.217 |
| DN \geq 5 % (aantal taxa) | -0.233 |
| DN % (abundantie) | -0.500 |
| KM (aantal taxa) | 0.451 |
| KM (abundantie) | 0.008 |
| KM % (aantal taxa) | 0.723 |
| KM % (abundantie) | 0.488 |
| ZS (aantal taxa) | 0.494 |
| ZS (abundantie) | - |
| ZS % (aantal taxa) | 0.524 |
| ZS % (abundantie) | 0.044 |

Uit figuur 1 tot en met 10 blijkt dat geen van de resterende deelmaatlaten gelijktijdig onderscheid kan maken tussen de vier kwaliteitsklassen. Uit de figuren 5 tot en met 8 blijkt duidelijk dat de deelmaatlaten gebaseerd op zeldzaamheid (hierbij is niet gekeken naar Zl en Zk) over het algemeen dezelfde trend vertonen als de deelmaatlaten gebaseerd op kenmerkendheid. Om deze reden is besloten slechts een deelmaatlat uit één van beide groepen op te nemen in de maatlat. Gekozen is voor een deelmaatlat gebaseerd op kenmerkendheid, omdat de relatie tussen kenmerkendheid en beïnvloeding eenduidiger is dan die tussen zeldzaamheid en beïnvloeding.

De grafieken van de overgebleven deelmaatlaten laten zien dat alleen klasse 4 met één deelmaatlat van alle overige kwaliteitsklassen kan worden onderscheiden. Daarom is het noodzakelijk meerdere deelmaatlaten te selecteren om het onderscheid tussen de overige klassen te kunnen maken. Hiertoe is een scoresysteem opgesteld.

Een scoresysteem bepaalt allereerst een score voor iedere individuele deelmaatlat en combineert deze scores tot een eindscore. Met behulp van de eindscore wordt bepaald tot welke kwaliteitsklasse een monster behoort.

Het oorspronkelijk idee voor het selecteren van de deelmaatlaten was om met behulp van de deelmaatlaten gebaseerd op negatief en positief dominante taxa het onderscheid te maken tussen de monsters van slechtere kwaliteit (klasse 1-3) aan de ene kant en de monsters van betere kwaliteit aan de ander kant (klasse 3-5). Vervolgens zou met de deelmaatlaten gebaseerd op kenmerkendheid (en zeldzaamheid) meer differentiatie worden aangebracht.

Van de dominante deelmaatlaten zijn de deelmaatlaten DP > 5 % (aantal taxa), DP % (abundantie) en DN > 5 % (aantal taxa) ongeschikt gebleken voor het maken van enig onderscheid. De overlap tussen de kwaliteitsklassen is zeer groot (figuur 1, 2 en 4). De deelmaatlat DN % (abundantie) kon daarentegen wel gebruikt worden om een duidelijke grens te trekken met betrekking tot het maximum aantal negatief dominante individuen in kwaliteitsklasse 3 en 4 monsters. De grens is getrokken bij een percentage van 41% negatief dominante individuen (gebaseerd op aantalsklassen) in een monster (figuur 3). Alle monsters met een percentage lager dan 41% scoren een 2 en alle monsters met percentage hoger dan 41% scoren een 1.

Uit figuur 3 is op te maken waarom is gekozen voor een scoresysteem. Wanneer geen gebruikt zou worden gemaakt van een scoresysteem zouden klasse 1 en 2 monsters met relatief lage percentages negatief dominante individuen, ook worden beoordeeld als klasse 3 of klasse 4 monsters. Met het scoresysteem krijgen klasse 1 en 2 monsters met lage percentages negatief dominante individuen eveneens een hoge score voor de deelmaatlat DN % (abundantie). Maar door tevens andere deelmaatlaten in de beoordeling te betrekken worden deze monsters alsnog juist beoordeeld.

Van de overgebleven deelmaatlaten bleek de deelmaatlat KM % (aantal taxa) het meeste potentieel te bieden. Deze deelmaatlat kan kwaliteitsklasse 4 goed onderscheiden (figuur 6). Daarnaast vertoont deze deelmaatlat het minste overlap tussen monsters van klasse 2 en 3. De grens voor onderscheid tussen klasse 4 en de overige klassen is vastgesteld bij 28% (figuur 6). De grens waarmee onderscheid is gecreëerd tussen klasse 1 en 2 aan de ene kant en 3 en 4 aan de andere kant is gelegd op 10% (figuur 6). De grens is vastgesteld door het punt te bepalen waarbij het minste overlap optrad tussen klasse 1 en 2 aan de ene kant en klasse 3 en 4 aan de andere kant (figuur 6). Bij minder dan 10% kenmerkende taxa scoort een monster een 1 (klasse 1 en 2) bij meer dan 10% maar minder dan 28% kenmerkende taxa scoort een monster een 2 (klasse 3) en bij meer dan 28% een 3 (klasse 4).

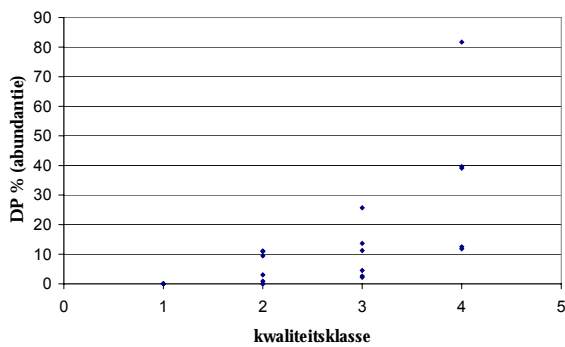
De deelmaatlaten DN % (abundantie) en KM % (aantal taxa) zijn gecombineerd in een maatlat, hetgeen erop neer komt dat de scores van een monster voor de deelmaatlat DN % (abundantie) en KM % (aantal taxa) worden gesommeerd en de totaal score de klasse waarin een monster valt bepaalt. Het is gebleken dat met deze maatlat nog een aantal monsters van klasse 3 als klasse 2 zou worden aangemerkt, doordat het percentage kenmerkende taxa onder 10% lag. Naar aanleiding hiervan is besloten om de deelmaatlat KM % (abundantie) te gebruiken om het verschil tussen klasse 2 en 3 te verbeteren. De achterliggende gedachte is dat wanneer een klasse 3 monsters een laag percentage kenmerkende taxa bezit, dit niet negatief mag uitwerken zolang het aantal kenmerkende individuen van het totaal maar hoger is dan een bepaald

percentage. Echter omdat de deelmaatlat DP % (abundantie) en KM % (abundantie) sterk van elkaar afhankelijk zijn (als het aantal positief dominante individuen in een monster heel hoog is kan het aantal kenmerkende individuen niet ook hoog zijn) is besloten te werken met de som van de deelmaatlaten KM % (abundantie) en DP % (abundantie) (figuur 11). De grens is voor de deelmaatlat DP % (abundantie) + KM % (abundantie) is gelegd op 25%.

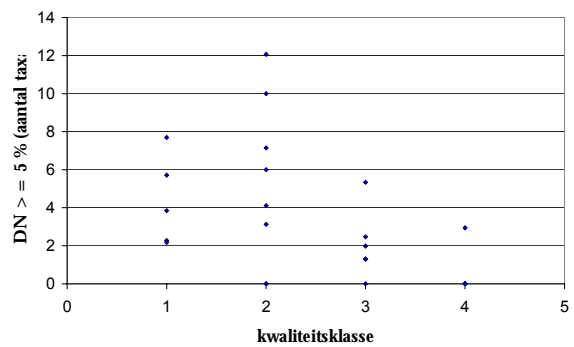
De laatste stap in het opstellen van de maatlat was het van elkaar onderscheiden van klasse 1 en 2. Hiervoor zijn opnieuw alle deelmaatlaten bekeken. Uit figuur 1 t/m 11 is op te maken dat de overlap tussen klasse 1 en 2 voor de deelmaatlat KM % (abundantie) + DP % (abundantie) het minst is. Om deze reden is een extra grens gesteld voor deze deelmaatlat op 5%. Bevat een monster meer dan 25% dominante en kenmerkende individuen dan scoort het een 3, bevat een monster minder dan 25% dominante en kenmerkende individuen maar meer dan 5% dan scoort het een 2 en bevat een monster minder dan 5% kenmerkende individuen dan scoort het een 1.

Een vereiste vanuit de KRW is dat de waarden op de maatlat lopen tussen 0 en 1, daarom zijn de in de tekst genoemde scores gedeeld door 10. In tabel 3.3 is per deelmaatlat weergegeven welke score aan een monster moet worden toegedeeld afhankelijk van de waarde voor de deelmaatlat. Met tabel 3.4 kunnen de gesommeerde waarden (totaal score) voor de individuele deelmaatlaten worden omgezet in een kwaliteitsklasse.

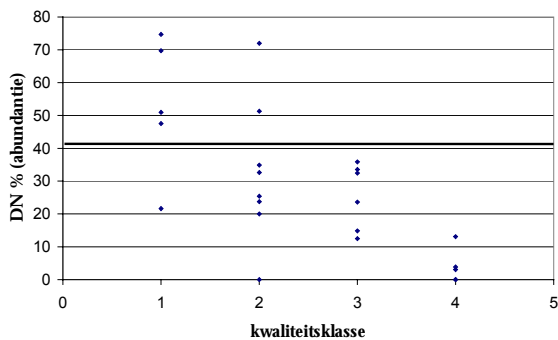
Figuur 1



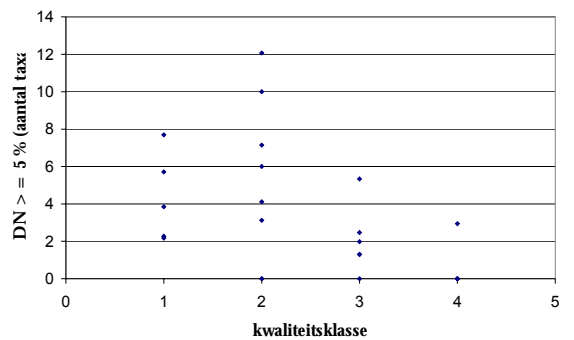
Figuur 2



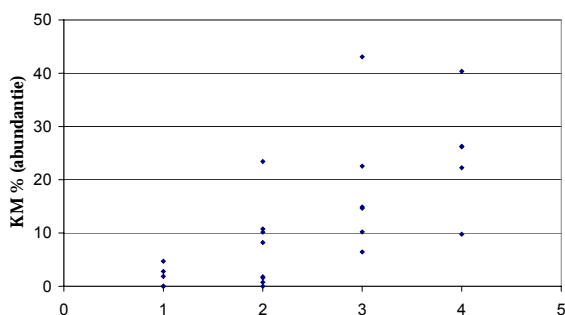
Figuur 3



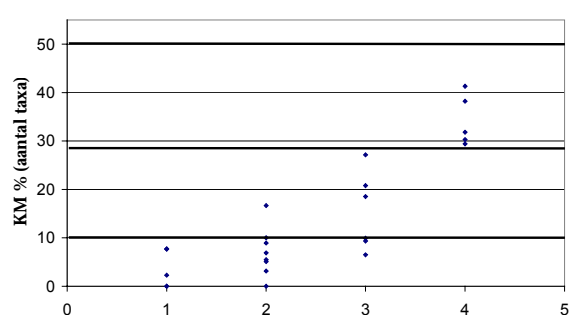
Figuur 4



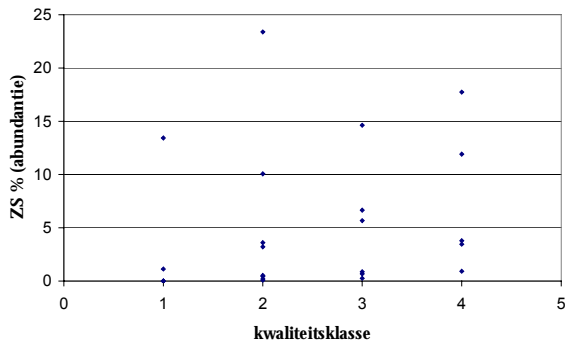
Figuur 5



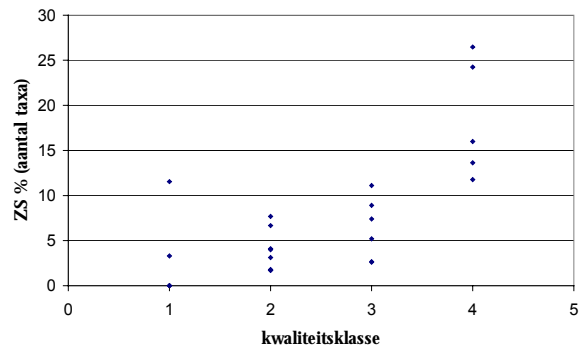
Figuur 6



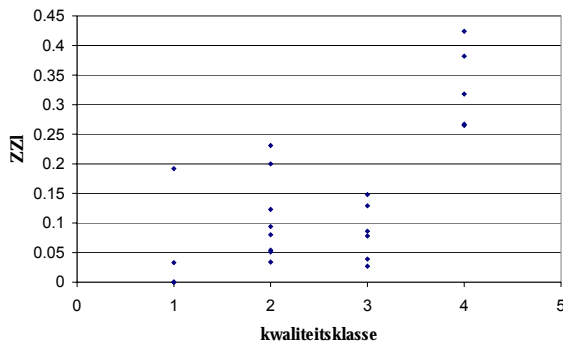
Figuur 7



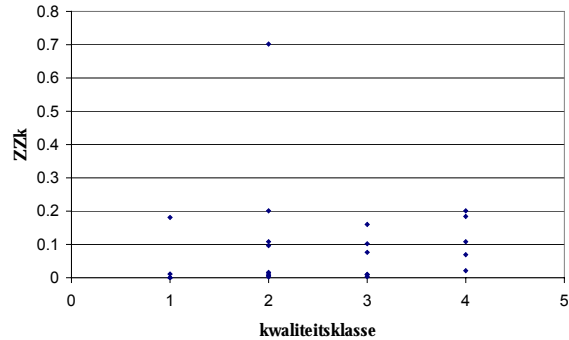
Figuur 8



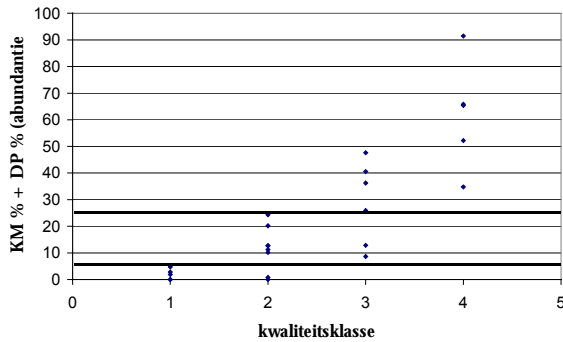
Figuur 9



Figuur 10



Figuur 11



Figuur 1 t/m 11 **Verdeling van de deelmaatlatwaarden over de kwaliteitsklassen voor KRW type R5 voor de 11 verschillende deelmaatlaten**

Bij het opstellen van de maatlat waren geen monsters van kwaliteitsklasse 5 beschikbaar, omdat referentielocaties in Nederland niet meer bestaan als gevolg van habitatdegradatie en organische vervuiling. Gezien de duidelijke trend in het percentage kenmerkende taxa (figuur 6) is de verwachting dat deze deelmaatlat goed gebruikt kan worden om klasse 5 van klasse 4 te onderscheiden. Op basis van deze aanname is een grens vastgesteld voor het percentage kenmerkende taxa om klasse 4 en 5 monsters van elkaar te kunnen onderscheiden. Het hoogste percentage kenmerkende taxa aangetroffen in klasse 4 monsters was 41%. Om er zeker van te

zijn dat een monster daadwerkelijk een referentielocatie vertegenwoordigd hebben we de grens hoger gelegd dan deze 41%. De grens is arbitrair vastgesteld op 50% kenmerkende taxa (tabel 3.3). Echter juist voor kwaliteitsklasse 5 zou ook zeldzaamheid kunnen worden toegevoegd. Figuur 8 en 9 geven hier een duidelijke aanwijzing voor. De beperkte tijd in dit project liet een nadere verkenning van deze optie niet toe.

Tabel 3.3 Overzicht van de deelmaatlaten die zijn opgenomen in de maatlat voor KRW type R5 met bijbehorende getalswaarden voor de afgrenzing van de score

| deelmaatlat | waarde | score |
|--------------------------|-------------|-------|
| DN % (abundantie) | ≥ 41 | 0,1 |
| | < 41 | 0,2 |
| KM % (aantal taxa) | ≤ 10 | 0,1 |
| | >10 - < 28 | 0,2 |
| | ≥ 28 - < 50 | 0,3 |
| | ≥ 50 | 0,5 |
| KM % + DP % (abundantie) | < 5 | 0,1 |
| | ≥ 5 - < 25 | 0,2 |
| | ≥ 25 | 0,3 |

Tabel 3.4 Grenzen voor de omzetting van de totaal score op de maatlat naar een kwaliteitsklasse

| totaal score | kwaliteitsklasse |
|---------------|------------------|
| ≤ 0,3 | slecht |
| > 0,3 - < 0,6 | ontoereikend |
| ≥ 0,6 - < 0,8 | matig |
| ≥ 0,8 - ≤ 0,9 | goed |
| > 0,9 - ≤ 1,0 | zeer goed |

Calibratie

De calibratie heeft positieve resultaten opgeleverd. De beoordeling met de maatlat kwam in 92% van de gevallen overeen met de classificatie op basis van expertkennis.

Validatie

Voor het valideren van de maatlat zijn in totaal 39 monsters uit Limburg gebruikt, 16 monsters van klasse 1, 16 monsters van klasse 2, 4 monsters van klasse 3 en 3 monsters van klasse 4. In totaal is slechts 36% van de monsters beoordeeld overeenkomstig de classificatie op basis van expertkennis.

3.1.2 Langzaam stromende middenloop/benedenloop op zand (R5) – genormaliseerd

Selectie indicatoren

KRW type R5 kent veel wateren die sterk veranderd zijn. Voor deze sterk veranderde wateren moet in 2015 het maximaal ecologisch potentieel (MEP) worden gerealiseerd. Deze MEP's moeten voor ieder water apart worden beschreven. Om de waterbeheerder een handvat te geven hoe om te gaan met deze sterk veranderde wateren wordt in deze paragraaf een mogelijke aanpak geschetst voor de sterk

veranderde wateren van type R5, de Buurserbeek is hierbij als voorbeeld genomen. Voor het vaststellen van het maximaal ecologisch potentieel en de bijbehorende maatlat voor de Buurserbeek is dezelfde insteek gehanteerd als voor de natuurlijke wateren van type R05. In de praktijk betekent dit dat de onderliggende soortenlijsten van R5 en het scoresysteem van R05 zijn aangepast. Hiervoor is een inschatting gemaakt van welke soorten in de genormaliseerde beken kunnen voorkomen onder verder optimale ecologische omstandigheden. Op basis van deze inschatting zijn bepaalde soorten van de lijst verwijderd en andere soorten toegevoegd, dit geldt voor de positief dominante, de negatief dominante en de kenmerkende taxa.

De nieuwe soortenlijsten bepalen nu de inspanning die zal moeten worden gepleegd om het maximaal ecologisch potentieel te halen. Met het aanpassen van de soortenlijsten en het scoresysteem kan voor elke willekeurige genormaliseerde beek van KRW type R05 in de toekomst worden berekend of het maximaal ecologisch potentieel wordt bereikt. De indicatorlijsten voor type R5, genormaliseerd zijn weergegeven in bijlage 1.

Tabel 3.5 Overzicht van de deelmaatlaten die zijn opgenomen in de maatlat voor KRW type R5 genormaliseerd met bijbehorende getalswaarden voor de begrenzing van de score

| maatlat | waarde | score |
|--------------------------|-------------|-------|
| DN % (abundantie) | ≥ 41 | 0.1 |
| | < 41 | 0.2 |
| KM % (aantal taxa) | ≤ 10 | 0.1 |
| | >10 - < 28 | 0.2 |
| | ≥ 28 - < 50 | 0.3 |
| | ≥ 50 | 0.5 |
| KM % + DP % (abundantie) | < 5 | 0.1 |
| | ≥ 5 - < 25 | 0.2 |
| | ≥ 25 | 0.3 |

Tabel 3.6 Grenzen voor de omzetting van de totaal score op de maatlat naar een kwaliteitsklasse

| totaal score | kwaliteitsklasse |
|---------------|------------------|
| ≤ 0.3 | slecht |
| > 0.3 - < 0.5 | ontoereikend |
| ≥ 0.5 - < 0.7 | matig |
| ≥ 0.7 | goed + zeer goed |

Calibratie en Validatie

Gezien het geringe aantal direct beschikbare monsters voor KRW type R5 genormaliseerd en wegens tijdgebrek heeft calibratie noch validatie niet plaatsgevonden.

Toepassing

Aan het gebruik van de maatlat voor KRW type R5 genormaliseerd zijn voorlopig een aantal beperkingen verbonden. De huidige maatlat is niet gecalibreerd noch gevalideerd en gebaseerd op zeer weinig data. Daarnaast zijn de effecten van verschillen in samenstelling van monsters ten gevolge van het seizoen en verschillen in determinatieniveau op de uiteindelijke classificatie nog niet vastgesteld. Bij het opstellen van de maatlat is gebruik gemaakt van zowel voorjaars- als herfstmonsters.

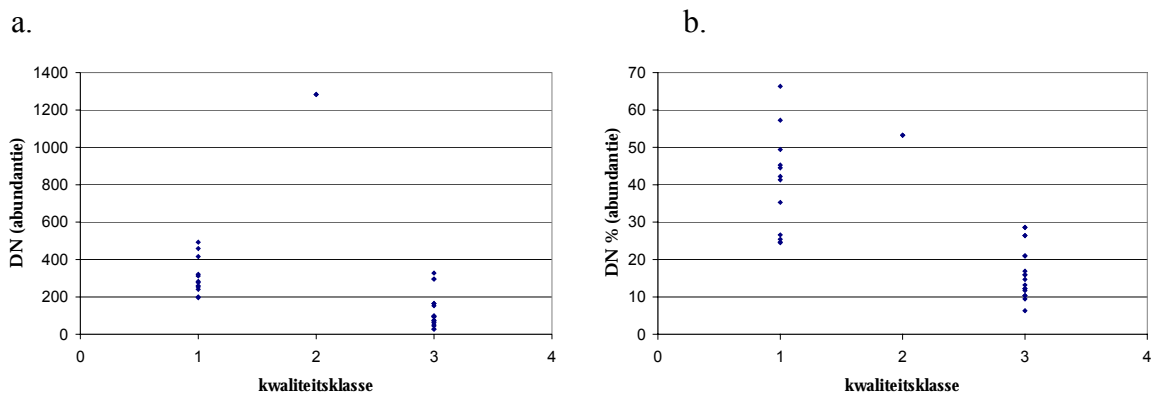
Validatie moet uitmaken of voorjaars- en herfstmonsters inderdaad met dezelfde maatlat kunnen worden beoordeeld. De monsters die zijn gebruikt bij het opstellen van de maatlat waren niet in alle gevallen gedetermineerd tot op soortsniveau. Mogelijk gevolg hiervan is dat de klassengrenzen te laag zijn vastgesteld. Bij de toepassing van de maatlat moeten in principe alle groepen tot op soortsniveau worden gedetermineerd voor een correcte beoordeling.

Een correcte beoordeling staat of valt met de wijze waarop is bemonsterd. Het uitgangspunt van de maatlat is een 5 m monster genomen met een standaardnet waarbij alle habitats worden bemonsterd in verhouding tot hun bedekkingspercentage. Verder wordt uitgegaan van determinatie tot op soortsniveau.

3.1.3 Langzaam stromend riviertje op zand/klei (R6)

Selectie deelmaatlaten

Een groot probleem bij het opstellen van een maatlat voor KRW type R6 is het ontbreken van monsters van klasse 2 en 4 (zie tabel 3.1). In eerste instantie is daarom gekeken naar de verschillen tussen monsters van klasse 1 en 3. Evenals bij type R5 bleken de deelmaatlaten gebaseerd op percentages beter geschikt voor opname in de maatlat dan de overige deelmaatlaten, in figuur 12a en b is hiervan een voorbeeld gegeven.



Figuur 12 Verdeling van de deelmaatlatwaarden over de kwaliteitsklassen voor KRW type R6 voor het aantal negatief dominante individuen en het percentage negatief dominante individuen.

Veel deelmaatlaten onderscheiden klasse 1 en klasse 3 monsters. Omdat klasse 2 en 4 ontbraken is besloten, om voor het trekken van de grenzen gebruik te maken van de resultaten van KRW type R5. Bij vergelijking van de figuren voor de deelmaatlaten van DN % (abundantie), KM % (taxa) en KM % + DP % (abundantie) van KRW type R5 en R6 blijken deze namelijk veel overeenkomsten te vertonen (figuur 13 t/m 15). De deelmaatlaten die zijn geselecteerd voor opname in de maatlat van KRW type R6 zijn dus dezelfde als voor KRW type R5.

Voor DN % (abundantie) is de grens voor R6 gelegd bij de maximum waarde voor de klasse 3 monsters (figuur 13a), overeenkomstig KRW type R5.

De grenzen voor de deelmaatlat KM % (aantal taxa) zijn gelegd bij het maximum waarde voor klasse 1 en het maximum voor klasse 3, eveneens overeenkomstig KRW

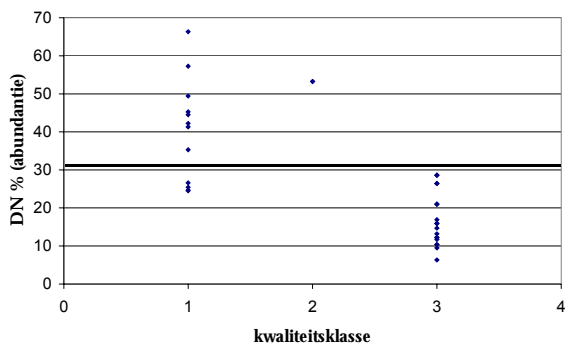
type R5. De derde grens voor deze deelmaatlat (onderscheid tussen klasse 4 en 5) is op pragmatische wijze bepaald. Hiervoor is gekeken naar de verhouding tussen de range van waarden tussen klasse 3 en 4 voor KRW type R5. De verwachting is dat deze verhouding vergelijkbaar is voor KRW type R6.

De range voor klasse 3 blijkt 17 en voor klasse 4 21. Vervolgens is voor KRW type R6 de range bepaald voor klasse 3 (9). Aan de hand van de volgende vermenigvuldiging $9 \cdot 21 / 17$ is bepaald dat de range voor klasse 4 van KRW type R5 11 moet zijn. Range voor klasse 4 van 11 komt overeen met het vast leggen van de klassengrens op 32%.

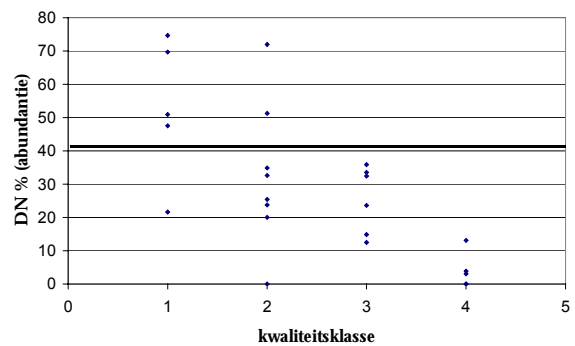
De klassengrens voor klasse 1 van de deelmaatlat KM % (abundantie) is vastgesteld op de maximumwaarde voor klasse 1, zoals voor type R5. De tweede grens kon niet worden vastgesteld op het maximum van klasse 2, omdat klasse 2 monsters niet beschikbaar zijn voor type R6. In plaats daarvan is voor type R5 de afstand tussen de maximum waarde voor klasse 3 en de tweede grens bepaald. Vervolgens is de maximum waarde voor klasse 3 van KRW type R5 (één uitschieter buiten beschouwing gelaten) verminderd met de afstand bepaald voor R5. De waarde voor de grens kwam hiermee te liggen op 18%.

In tabel 3.7 is per deelmaatlat weergegeven welke score aan een monster moet worden toebedeeld afhankelijk van de waarde voor de deelmaatlat. Met tabel 3.8 kunnen de gesommeerde waarden (totaal score) voor de individuele deelmaatlaten worden omgezet in een kwaliteitsklasse.

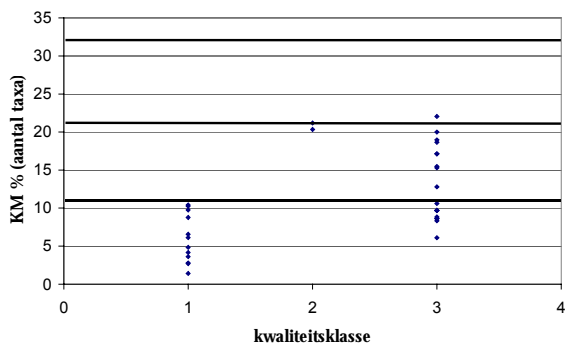
Figuur 13a



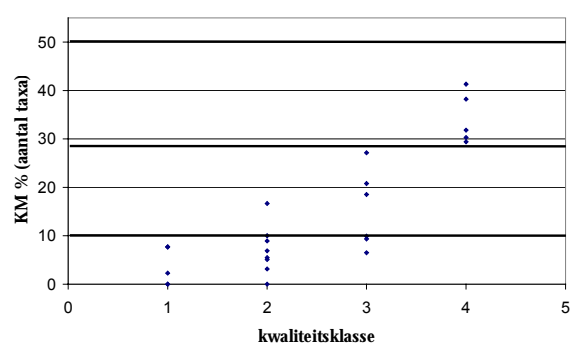
Figuur 13b



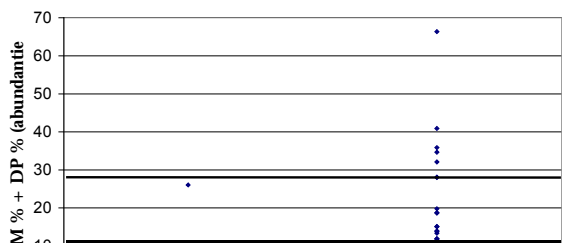
Figuur 14a



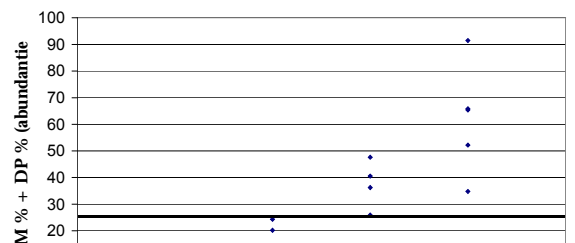
Figuur 14b



Figuur 15a



Figuur 15b



Figuur 13 t/m 15 Verdeling van de deelmaatlatwaarden over de kwaliteitsklassen van de deelmaatlaten die zijn opgenomen in de maatlat voor KRW type R6 (a) en R5 (b) met bijbehorende klassengrenzen.

Tabel 3.7 Overzicht van de deelmaatlaten die zijn opgenomen in de maatlat voor KRW type R6 met bijbehorende getalswaarde voor de afgrenzing van de score

| deelmaatlat | waarde | score |
|--------------------------|-------------|-------|
| DN % (abundantie) | ≥ 31% | 0,1 |
| | < 31 | 0,2 |
| KM % (aantal taxa) | ≤ 11 | 0,1 |
| | > 11 - < 21 | 0,2 |
| | ≥ 21 - < 32 | 0,3 |
| | ≥ 32 | 0,5 |
| KM % + DP % (abundantie) | < 11 | 0,1 |
| | ≥ 11 - < 18 | 0,2 |
| | ≥ 18 | 0,3 |

Tabel 3.8 Grenzen voor de omzetting van de totaal score op de maatlat naar een kwaliteitsklasse

| totaal score | kwaliteitsklasse |
|---------------|------------------|
| ≤ 0,3 | slecht |
| > 0,3 - < 0,6 | ontoereikend |
| ≥ 0,6 - < 0,8 | matig |
| ≥ 0,8 - ≤ 0,9 | goed |
| > 0,9 - ≤ 1,0 | zeer goed |

Calibratie

De calibratie heeft positieve resultaten opgeleverd. De beoordeling met de maatlat kwam in 72% van de gevallen overeen met de classificatie op basis van expertkennis.

Validatie

Gezien het geringe aantal beschikbare monsters voor KRW type R6 zijn alle monsters gebruikt om de maatlat op te stellen. Validatie heeft dus niet plaatsgevonden wegens een gebrek aan monsters.

3.1.4 Langzaam stromende rivier/nevengeul op zand/klei (R7)

Selectie indicatoren

Voor de macrofauna in langzaam stromende rivieren/nevengeulen op zand of klei (R7) wordt soortenrijkdom en abundantie van drie categorieën taxa bepaald: negatief dominante soorten, positief dominante soorten en kenmerkende soorten. Een taxon is dominant als het aantal aangetroffen individuen in een standaard bemonstering hoger is dan 34 (≥klasse 5; tabel 1). Positief dominante soorten, zoals de Driehoeksmossel, kunnen in de referentiesituatie dominant voorkomen. Negatief dominante soorten zijn soorten die bij dominant voorkomen een slechte ecologische toestand indiceren. Kenmerkende soorten zijn soorten die in de referentiesituatie bij uitstek in het betrokken watertype voorkomen. Voor de taxonlijsten van deze categorieën is uitgegaan van de aquatische supplementen op het Handboek Natuurdoeltypen en vervolgens van bewerkingen van beschikbare gegevensbestanden. De taxonlijsten zijn aangevuld met gegevens uit literatuur, op basis van uitgebreide datasets van derden en expert-judgement.

Kwantitatieve referentiewaarden indicatoren

De referentiewaarden van de abundanties van de indicatoren in de taxonlijst zijn bepaald door het gemiddelde aantal van ieder taxon te berekenen in een groot aantal monsters in databestanden, aangevuld met expert-judgement en auto-ecologische informatie en literatuurgegevens. De gebruikte monsters zijn geen mengmonsters maar monsters van één locatie, bestaande uit bijv. vijf bodemhappen of een handnetmonster met een lengte van vijf meter.

Maatlat

De maatlat bestaat uit drie deelmaatlaten:

| Deelmaatlat | Waarde (%) | score |
|--------------------------|-------------|-------|
| DN % (abundantie) | ≥ 50 | 0 |
| | ≥ 10 - < 50 | 0.1 |
| | < 10 | 0.2 |
| KM % + DP % (abundantie) | < 5 | 0 |
| | ≥ 5 - < 30 | 0.1 |
| | ≥ 30 | 0.2 |
| KM % (aantal taxa) | < 10 | 0 |
| | ≥ 10 - < 20 | 0.1 |
| | ≥ 20 - ≤ 30 | 0.2 |
| | > 30 | 0.3 |

De kwaliteitsklasse is 1 als deelmaatlat DN% een 0 scoort, in de overige gevallen wordt de kwaliteitsklasse bepaald door transformatie vanuit de som van de scores van de drie deelmaatlaten volgens de onderstaande tabel:

Tabel 3.8 Overzicht van de deelmaatlaten die zijn opgenomen in de maatlat voor KRW type R7 met bijbehorende getalswaarde voor de afgrenzing van de score

| Deelmaatlat DN % (abundantie) | Som van (deelmaatlat DN%, deelmaatlat KM % + DP % deelmaatlat KM%) | Kwaliteitsklasse | Ecologische status |
|-------------------------------------|--|------------------|--------------------|
| 0 | nvt | 1 | Slecht |
| >0 | 0.1 | 1 | Slecht |
| >0 | 0.2 | 2 | Ontoereikend |
| >0 | 0.3 | 2 | Ontoereikend |
| >0 | 0.4 | 3 | Matig |
| >0 | 0.5 | 3 | Matig |
| >0 | 0.6 | 4 | Goed |
| >0 | 0.7 | 5 | Zeer goed |

Calibratie en Validatie

Voor de calibratie en validatie van wateren van type R7 is gebruik gemaakt van gegevens uit de Nederlandse Rijn en Maas (MWTL biotoopbemonstering), van een dataset uit een referentiegebied in Rusland (Pripjat, gegevens RIZA) en van de Franse Maas (Monthairon). De ecologische kwaliteit van de betreffende locatie is bepaald met behulp van expert judgement, ondersteund door berekeningen met Aqem. Er heeft geen validatie van de maatlat plaatsgevonden.

Overig

De monsters waarmee de scores worden bepaald zijn mengmonsters per waterlichaam, waarin de belangrijkste voorkomende natuurlijke habitats zijn vertegenwoordigd, inclusief stortstenen oevers en kribben. De maatlat is gebaseerd op najaarsmonsters, en geeft daardoor een wat gematigd beeld van de aanwezige soortenrijkdom. Voor de bemonstering wordt verwezen naar de IAWM handleiding (van der Hammen et al., 1984).

3.1.5 Zoet getijdenwater (uitlopers rivier) op zand/klei (R8)

Selectie indicatoren

Voor de macrofauna in snelstromende rivieren op zand of grind (R8) wordt soortenrijkdom en abundantie van drie categorieën taxa bepaald: negatief dominante soorten, positief dominante soorten en kenmerkende soorten. Een taxon is dominant als het aantal aangetroffen individuen in een standaard bemonstering hoger is dan 34 (> klasse 5). Positief dominante soorten, zoals de Driehoeksmossel, kunnen in de referentiesituatie dominant voorkomen. Negatief dominante soorten zijn soorten die bij dominant voorkomen een slechte ecologische toestand indiceren. Kenmerkende soorten zijn soorten die in de referentiesituatie bij uitstek in het betrokken watertype voorkomen. Voor de taxonlijsten van deze categorieën is uitgegaan van de aquatische supplementen op het Handboek Natuurdoeltypen en vervolgens van bewerkingen van beschikbare gegevensbestanden. De taxonlijsten zijn aangevuld met gegevens uit literatuur, op basis van uitgebreide datasets van derden en expert-judgement. De indicatorlijsten voor type R8 zijn weergegeven in bijlage 1.

Kwantitatieve referentiewaarden indicatoren

De referentiewaarden van de abundanties van de indicatoren in de taxonlijst zijn bepaald door het aantal van ieder taxon en het aantal taxa per lijst te berekenen in een groot aantal monsters in databestanden. De gebruikte monsters zijn grotendeels afkomstig uit het programma Biologische Monitoring uit de “Monitoring van de Waterstaatkundige Toestand des Lands” (MWTL) dat sinds 1992 in de Rijkswateren wordt uitgevoerd. Het betreft met name monsters uit het deelprogramma “Biotoopbemonsteringen” dat eens per vier jaar in het najaar wordt uitgevoerd. De gebruikte bemonsteringsmethode hangt daarbij af van het betreffende biotoop en bestaat uit van: Veen Happer of Boxcorer (slib en zand), Werpkorf (grind), Gripper (steen), Handmatig (steen) of Macrofauna handnet (vegetatie, slib, zand). Per waterlichaam zijn alle significant voorkomende biotopen bemonsterd, maar niet noodzakelijk in de verhouding waarin ze voorkomen. Omdat clustering per waterlichaam niet genoeg data opleverde en clustering per locatie/deelgebied te veel spreiding, is gekozen voor beoordeling van de taxa per monster, zonder onderscheid van de biotopen en de methoden. Omdat het vierjaarlijkse najaarsbemonsteringen betreft, konden geen jaarmonsters worden samengesteld. De waardering van de ecologische kwaliteit berust op een expertoordeel.

Tabel 3.9 Overzicht van de deelmaatlaten die zijn opgenomen in de maatlat voor watertype R8 met bijbehorende getalswaarden voor de begrenzing van de score

| deelmaatlat | waarde | score |
|-------------------|--------|-------|
| DN % (abundantie) | ≥ 50 | 0 |

| | | |
|--------------------------|-------------|-----|
| KM % (aantal taxa) | ≥ 25 - < 50 | 0,1 |
| | < 25 | 0,2 |
| | < 10 | 0 |
| KM % + DP % (abundantie) | ≥ 10 - < 25 | 0,1 |
| | ≥ 25 - < 40 | 0,2 |
| | ≥ 40 | 0,3 |
| | < 10 | 0 |
| | ≥ 10 - < 60 | 0,1 |

Tabel 3.10 Grenzen voor de omzetting van de totaal score op de maatlat naar een kwaliteitsklasse

| totaal score | kwaliteitsklasse |
|---------------|------------------|
| ≤ 0,3 | slecht |
| > 0,3 - < 0,5 | ontoereikend |
| ≥ 0,5 - < 0,7 | matig |
| ≥ 0,7 - ≤ 0,8 | goed |
| > 0,8 - ≤ 1,0 | Zeer goed |

Calibratie

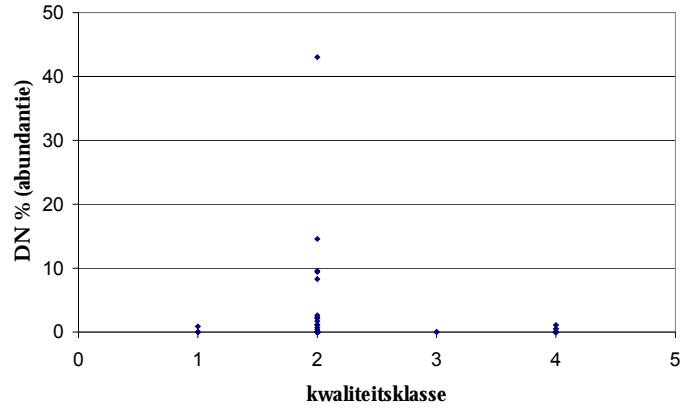
Voor wateren van het type R8 was er beschikking over een dataset van de Rijn (Nieuwe Merwede, Bergsche Maas en Lek) en een dataset van de Zoete Delta (Biesbosch, Hollandsch Diep en Haringvliet). Volgens het expert oordeel zijn in deze wateren alleen locaties in klasse 2, 3 en 4 (alleen Bergsche Maas) bemonsterd, zodat de dataset weinig onderscheidend is. Tussen de Bergsche Maas en de klasse 3 locaties was weinig of geen onderscheid zichtbaar. Voor type R8 waren geen data van buitenlandse referentielocaties beschikbaar.

De grenzen van klassen per indicator zijn daarom zo gekozen dat 90% van de locaties op grond van de gebruikte dataset in klasse 2 en 3 valt, overeenkomstig het expertoordeel.

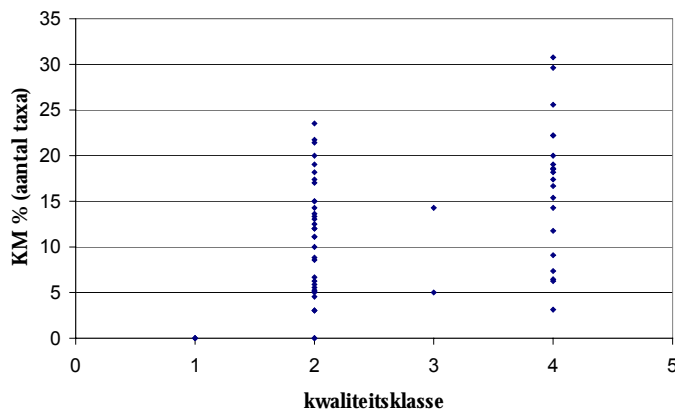
3.1.6 Snelstromende middenloop/benedenloop op zand (R14)

Selectie deelmaatlaten

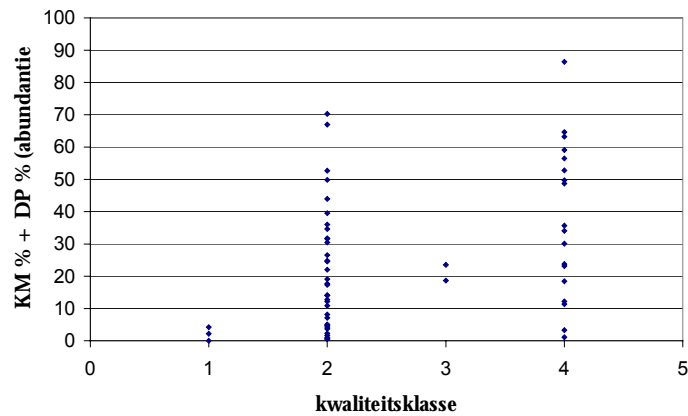
Het opstellen van de maatlat voor KRW type R14 wordt evenals voor KRW type R6 bemoeilijkt door het gebrek aan monsters van klasse 1 en 3 (zie tabel 3.1). Uit figuur 16 tot en met 18 blijkt dat sprake is van een zeer grote overlap in deelmaatlat waarden tussen klasse 2 en 4. Ook voor de overige deelmaatlaten is de overlap tussen klasse 2 en klasse 4 monsters zeer groot. Daarnaast is opvallend dat in een kwart van de klasse 2 monsters geen dominant negatieve individuen zijn aangetroffen. Vanwege de grote overlap in waarden tussen de kwaliteitsklassen en het gebrek aan monsters van klasse 1 en 3 is het niet mogelijk gebleken om voor KRW type R14 een eigen maatlat op te stellen. Voor KRW type R14 is de maatlat daarom afgeleid van KRW type R5.



Figuur 16 Verdeling van het percentage negatief dominante individuen over de kwaliteitsklassen voor KRW type R14.



Figuur 17 Verdeling van het percentage kenmerkende taxa over de kwaliteitsklassen voor KRW type R14.



Figuur 18 Verdeling van het percentage kenmerkende en positief dominante individuen over de kwaliteitsklassen voor KRW type R14.

3.1.7 Snelstromende rivier/nevengeul op zandbodem of grind (R16)

Selectie indicatoren

Voor de macrofauna in snelstromende rivieren op zand of grind (R16) wordt soortenrijkdom en abundantie van drie categorien taxa bepaald: negatief dominante soorten, positief dominante soorten en kenmerkende soorten. Een taxon is dominant als het aantal aangetroffen individuen in een standaard bemonstering hoger is dan 34 (>klasse 5). Positief dominante soorten, zoals de Driehoeksmossel, kunnen in de referentiesituatie dominant voorkomen. Negatief dominante soorten zijn soorten die bij dominant voorkomen een slechte ecologische toestand indiceren. Kenmerkende soorten zijn soorten die in de referentiesituatie bij uitstek in het betrokken watertype voorkomen. Voor de taxonlijsten van deze categorieën is uitgegaan van de aquatische supplementen op het Handboek Natuurdoeltypen en vervolgens van bewerkingen van beschikbare gegevensbestanden. De taxonlijsten zijn aangevuld met gegevens uit literatuur, op basis van uitgebreide datasets van derden en expert-judgement. De indicatorlijsten voor type R16 zijn weergegeven in bijlage 1.

Kwantitatieve referentiewaarden indicatoren

De referentiewaarden van de abundanties van de indicatoren in de taxonlijst zijn bepaald door het aantal van ieder taxon en het aantal taxa per lijst te berekenen in een groot aantal monsters in databestanden. De gebruikte monsters zijn grotendeels afkomstig uit het programma Biologische Monitoring uit de “Monitoring van de Waterstaatkundige Toestand des Lands” (MWTL) dat sinds 1992 in de Rijkswateren wordt uitgevoerd. Het betreft met name monsters uit het deelprogramma “Biotoopbemonsteringen” dat eens per vier jaar in het najaar wordt uitgevoerd. De gebruikte bemonsteringsmethode hangt daarbij af van het betreffende biotoop en bestaat uit van: Veen Happer of Boxcorer (slib en zand), Werpkorf (grind), Grijper (steen), Handmatig (steen) of Macrofauna handnet (vegetatie, slib, zand). Per waterlichaam zijn alle significant voorkomende biotopen bemonsterd, maar niet noodzakelijk in de verhouding waarin ze voorkomen. Omdat clustering per waterlichaam niet genoeg data opleverde en clustering per locatie/deelgebied te veel spreiding, is gekozen voor beoordeling van de taxa per monster, zonder onderscheid van de biotopen en de methoden. Omdat het vierjaarlijkse najaarsbemonsteringen betreft, konden geen jaarmonsters worden samengesteld. De waardering van de ecologische kwaliteit berust op een expert oordeel.

Tabel 3.11 Overzicht van de deelmaatlaten die zijn opgenomen in de maatlat voor watertype R15 met bijbehorende getalswaarden voor de afgrenzing van de score.

| deelmaatlat | waarde | score |
|--------------------------|-------------|-------|
| DN % (abundantie) | ≥ 31 | 0,1 |
| | < 31 | 0,2 |
| KM % (aantal taxa) | ≤ 11 | 0,1 |
| | > 11 - < 21 | 0,2 |
| | ≥ 21 - < 32 | 0,3 |
| | ≥ 32 | 0,5 |
| KM % + DP % (abundantie) | < 11 | 0,1 |
| | ≥ 11 - < 18 | 0,2 |

| | |
|-----------|-----|
| ≥ 18 | 0,3 |
|-----------|-----|

Tabel 3.12 Grenzen voor de omzetting van de totaal score op de maatlat naar een kwaliteitsklasse

| totaal score | kwaliteitsklasse |
|-----------------------|------------------|
| $\leq 0,3$ | slecht |
| $> 0,3 - < 0,6$ | ontoereikend |
| $\geq 0,6 - < 0,8$ | matig |
| $\geq 0,8 - \leq 0,9$ | goed |
| $> 0,9 - \leq 1,0$ | zeer goed |

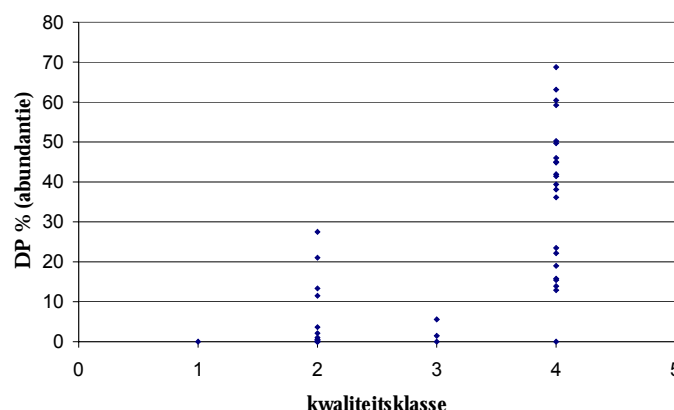
Calibratie

Voor wateren van het type R16 was er beschikking over een dataset van de Grensmaas en de Bovenmaas. Volgens het expert oordeel zijn in deze wateren alleen locaties in klasse 2 (Bovenmaas) en 3 (Grensmaas) bemonsterd, zodat de dataset weinig onderscheidend is. Daarom is tevens gebruik gemaakt van een dataset uit de Franse Maas bij Monthairon van september 1992. Deze vergelijking wordt echter bemoeilijkt door verschillen in het niveau van determinatie en geografische verschillen m.b.t. de verspreiding van indicatorsoorten of totale aantallen soorten en de indicatoren uit Frankrijk scores lager dan die uit de Grensmaas en zelfs de Bovenmaas. De grenzen van klassen per indicator zijn daarom zo gekozen dat 90% van de locaties op grond van de gebruikte dataset in klasse 2 en 3 valt, overeenkomstig het expert oordeel.

3.1.8 Snelstromende middenloop/benedenloop op kalkhoudende bodem (R18)

Selectie deelmaatlaten

Voor watertype R18 is het ook niet mogelijk een maatlat op te stellen, dit lag voornamelijk aan het feit dat monsters van klasse 1 en klasse 3 ontbraken (zie tabel 3.1). De resultaten voor KRW type R18 zijn echter wel bemoedigender dan die voor KRW type R14. De overlap tussen klasse 2 en 4 voor de deelmaatlat KM % (aantal taxa) en KM % (abundantie) is veel minder groot dan voor KRW type R14. Daarnaast lijkt de deelmaatlat DP % (abundantie) bij dit type potentieel te bieden (figuur 19) om te worden opgenomen in de maatlat. De deelmaatlat DN % (abundantie) blijkt evenals voor KRW type R14 niet bruikbaar te zijn voor opname in de maatlat wegens het ontbreken van negatief dominante taxa in bijna alle monsters. Slechts in 3 van de 41 monsters zijn negatief dominante taxa gevonden. Voor KRW type R18 is de maatlat daarom afgeleid van KRW type R5.



Figuur 19 Verdeling van het percentage positief dominante individuen over de kwaliteitsklassen voor KRW type R18.

3.1.9 KRW type R10, R12 en R15

Voor de KRW typen R10, R12 en R15 is het niet mogelijk gebleken om binnen dit project een eigen maatlat op te stellen. Vooralsnog zijn de betreffende maatlaten afgeleid voor R10 en R12 van type R5 en voor R15 van type R6.

3.2 Sloten

Selectie indicatoren

Voor de macrofauna wordt onderscheid gemaakt tussen vier indicatoren: negatief dominante, positief dominante, kenmerkende en zeldzame taxa. Een taxon is dominant als het aantal aangetroffen individuen in een standaard bemonstering hoger is dan 90. Negatief dominante indicatoren zijn die taxa die bij slechte omstandigheden dominant kunnen voorkomen en positief dominante bij goede omstandigheden. Kenmerkende indicatoren zijn voor het watertype onder 'natuurlijke' omstandigheden specifieke taxa.

De indicatorlijst (bijlage 2) voor de zoete sloten, watertypen M1, M2, M8 en M9, is samengesteld aan de hand van bewerkingen van gegevensbestanden en door raadpleging van literatuur (Verdonschot et al., 1992; van der Hammen, 1992; Stowa, 1993; Franken & Peeters, 2000; Nijboer, 2000; Higler, 2000; Nijboer Verdonschot & van den Hoorn, 2003). De lijsten zijn verder aangevuld op basis van expert-judgement.

De bewerkingen van de gegevens zijn uitgevoerd met de dataset van het RISTORI project (Durand, Peeters & Wortelboer, 1998), dit is een naar determinaties gestandaardiseerde versie van de STOWA databank. Voor elk monster is de ecologische kwaliteit conform Stowa (Stowa, 1993) berekend. Aan de hand van de belangrijkste beïnvloedingsfactoren voor slootecosystemen, trofie en saprobie, zijn de monsters verdeeld naar 3 kwaliteitsniveaus: laagste, middelste en hoogste (Franken & Peeters, 2000). Vervolgens is per kwaliteitsniveau voor elk taxon de kans op voorkomen berekend, met de daarbij behorende gemiddelde abundantie. Daarnaast zijn er ook gelijksoortige bewerkingen uitgevoerd met de dataset van de provincie Noord-Holland. De positieve en kenmerkende indicatoren zijn geselecteerd aan de hand van monsters met een hoge kwaliteit, de negatieve met behulp van monsters met een lage kwaliteit. Voor de typen M8 en M9 is er eerst een identieke indicatorlijst samengesteld op basis van data van veensloten, waarna er vervolgens op basis van literatuur en expert judgement een nuancering heeft plaatsgevonden in de indicatorlijst.

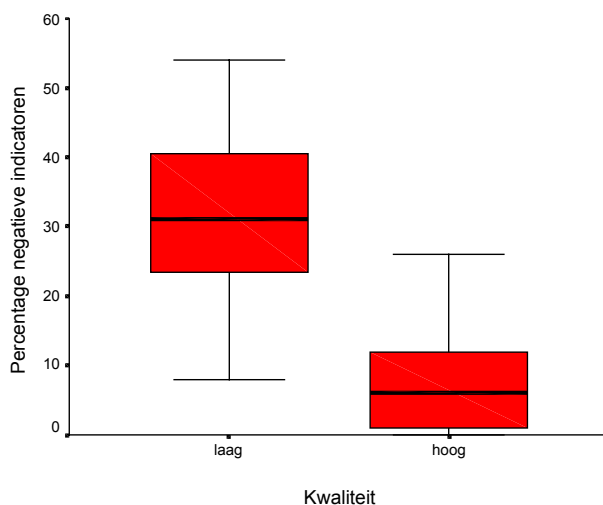
Aan de hand van de op die manier verkregen taxonlijst per type (M1, M2, M8 en M9) zijn in combinatie met de eerder vermelde literatuur en expert-judgement de definitieve indicatoren geselecteerd.

Kwantitatieve referentiewaarden indicatoren

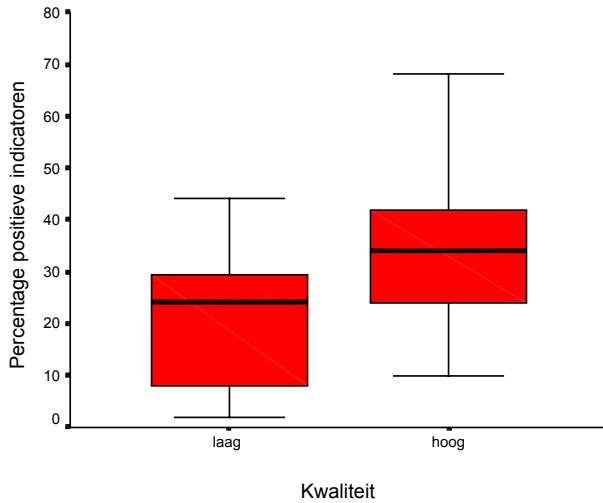
Voor elke geselecteerde indicator is de abundantie voor de referentiesituatie bepaald. Voor de negatieve indicatoren geldt echter de abundantie onder lage kwaliteitsomstandigheden. De abundanties van de indicatoren (bijlage 1) zijn berekende gemiddelde abundanties op basis van analyses van de gegevensbestanden, die verder aangevuld zijn met expert-judgement en auto-ecologische informatie, en nadien omgerekend zijn naar een abundantieklasse-indeling (tabel 2.1). Voor de beoordeling wordt echter geen rekening gehouden met de abundantie van een taxon. Alleen de indicatorwaarde telt.

Selectie deelmaatlaten

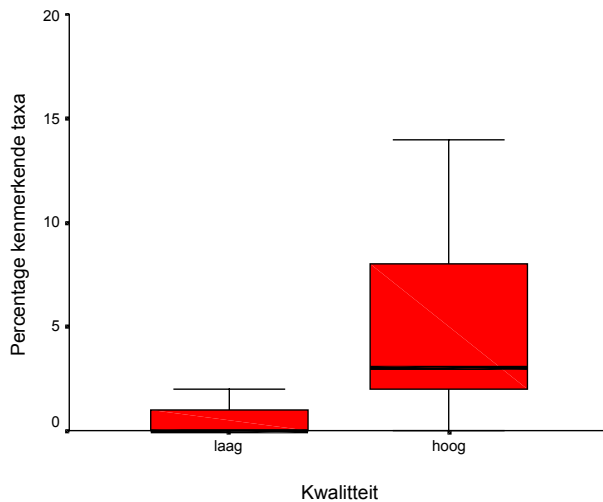
De deelmaatlat voor de referentie is opgebouwd uit 3 deelmaatlat, gebaseerd op de relatieve abundanties van 1) de negatieve, 2) de positieve en 3) de kenmerkende indicatoren. De klassengrenzen per deelmaatlat (tabel 3.13) zijn bepaald aan de hand van de ecologische kwaliteit (Stowa, 1993) van monsters uit een selectie van ‘topsloten’ uit de Limnoda Neerlandica voor de verkennende GET studie (Buskens 2002). Er is gekeken op het niveau sloot (de typen M1, M2 en M8/9 samen) voor het analyseren van de data op inzichten in de verdeling van de drie indicatorgroepen, om tot een keuze van grenzen te komen. Dit als gevolg van de beperking in het voldoende aanwezig zijn van monsters per type in de dataset. Geanalyseerd is het procentuele aandeel van de negatieve, positieve en kenmerkende indicatoren in relatie tot de kwaliteit (zie figuur 20, 21 en 22).



Figuur 20 Boxplot van de verdeling (%) van de negatief dominante indicatoren per kwaliteitsindeling



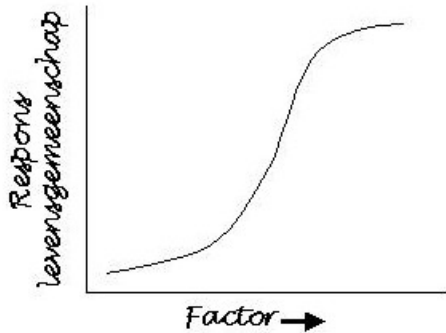
Figuur 21 Boxplot van de verdeling (%) van de positief dominante indicatoren per kwaliteitsindeling



Figuur 22 Boxplot van de verdeling (%) van de kenmerkende indicatoren per kwaliteitsindeling

Voor het oordeel worden de 3 deelmaatlatten in onderlinge samenhang bekeken. Er is gekozen voor een opzet waarbij de deelmaatlatten voor de negatieve en positieve indicatoren alleen een ondergrens hebben. Indien men voor beide laag scoort (veel negatief, weinig positief) dan wordt er het laagste referentieniveau gescoord. De overige maatstaven tellen dan niet meer mee voor de beoordeling, en geven alleen additionele informatie. Dit geldt ook indien 1 van de deelmaatlatten klasse 1 scoort. Daarbij is op basis van de analyses (figuur 20 en 21) voor het relatieve aandeel negatieve indicatoren de grens gelegd bij 0.15 en bij 0.25 voor de positieve indicatoren. Er wordt verder gedifferentieerd (bij goede scores voor de negatieve en positieve indicatoren) aan de hand van de relatieve abundantie aan kenmerkende indicatoren. Slootecosystemen kenmerken zich door een relatief groot aandeel algemene soorten, het relatieve aandeel kenmerkende indicatoren zal dientengevolge nooit het overgrote deel van een levensgemeenschap kunnen omvatten.

Er is dus gekozen om een nuancering aan te brengen op basis van het aandeel kenmerkende taxa. De keuze van de grenzen is gebaseerd op expert knowledge in het maken van beoordelingssystemen. De relatie tussen de respons van een levensgemeenschap en een beïnvloedingsfactor geeft veelal S-curve achtige verbanden (figuur 23). De grenzen liggen dan rond de buigpunten, zodat er 3 stukken te onderscheiden zijn, een breed middenstuk (middelmatige beïnvloeding) en wat kortere uiteinden (kleine en grote beïnvloeding).



Figuur 23 Relatie respons van een levensgemeenschap en een factor

Het hoogste relatieve aandeel kenmerkende indicatoren in de dataset was 0.24. Voor sloten met een zeer goede ecologische toestand (ZGET), welke ontbraken in de dataset, zal het relatieve aandeel hoger uitvallen. Echter deze zal nooit extreem hoog zijn, vanwege het relatief grote aandeel algemene soorten. De grens tussen een sloot met GET en ZGET is als gevolg hiervan bij een relatief aandeel van 0.3 kenmerkende taxa komen te liggen.

Aan de hand van de klasse per deelmaatlat wordt het referentieniveau bepaald (Tabel 3.14). Referentieniveau 4 komt overeen met GET en referentieniveau 5 met ZGET. Doordat in de regel dominante indicatoren geselecteerd zijn, zullen nooit alle aanwezige taxa in een monster in de beoordeling meedoen. Daarvoor is er rekening gehouden met het leggen van de grenzen, aangezien sloten gekenmerkt zijn door een relatief groot aandeel algemene soorten.

Tabel 3.13 Overzicht van de deelmaatlaten die zijn opgenomen in de maatlat voor watertype R8 met bijbehorende getalswaarden voor de afgrenzing van de score.

| Deelmaatlat | Waarde (%) | klasse |
|--------------------|-------------|--------|
| DN % (abundantie) | ≥ 15 | 1 |
| | < 15 | 2 |
| DP % (abundantie) | < 25 | 1 |
| | ≥ 25 | 2 |
| KM % (aantal taxa) | < 10 | 1 |
| | ≥ 10 - < 30 | 2 |
| | ≥ 30 | 3 |

Tabel 3.14 Grenzen voor de omzetting van de totaal score op de maatlat naar een kwaliteitsklasse

| | | | |
|--------------------------|--------------------------------------|-------------------|-----------------------|
| Klasse negatief dominant | Klasse positief dominant DP% (abund) | Klasse kenmerkend | Ecologisch potentieel |
|--------------------------|--------------------------------------|-------------------|-----------------------|

| DN% (abund) | | KM% (taxa) | |
|-------------|--------|------------|--------------|
| 1 | 1 | n.v.t. | Slecht |
| 1 of 2 | 2 of 1 | n.v.t. | Ontoereikend |
| 2 | 2 | 1 | Matig |
| 2 | 2 | 2 | Goed |
| 2 | 2 | 3 | Maximaal |

3.3 Meren

Selectie indicatoren

Voor de macrofauna wordt onderscheid gemaakt tussen vier indicatoren: negatief dominante, positief dominante, kenmerkende en zeldzame taxa. Een taxon is dominant als het aantal aangetroffen individuen in een standaard bemonstering hoger is dan 90. Negatief dominante indicatoren zijn die taxa die bij slechte omstandigheden meestal dominant kunnen voorkomen en positief dominante bij goede omstandigheden. Kenmerkende indicatoren zijn voor het watertype onder 'natuurlijke' omstandigheden specifieke taxa.

hier meest toch een heel verhaal mbt alle typen meren voor M30????

3.3.1 Brakke meren

De indicatorlijst (bijlage x **welke?**) voor de brakke wateren, watertypen M30, M31 en M32, zijn samengesteld aan de hand van bewerkingen van gegevensbestanden en door raadpleging van literatuur (Remane & Schlieper, 1958; Mol, 1984; Verdonschot et al., 1992; van der Hammen, 1992; WEW, 1995; Beers & Verdonschot, 2000; Stowa, 2002). De taxonlijsten zijn verder aangevuld op basis van expert-judgement.

De bewerkingen van gegevens zijn uitgevoerd met de dataset van het project brakke binnenwateren (Stowa, 2002). Aan de hand van de belangrijkste beïnvloedingsfactor voor brakke wateren, het chloride-gehalte (jaargemiddelde), zijn de monsters verdeeld in 3 groepen: 300-3000, 3000-10.000 en > 10.000 mg Cl/l. Vervolgens is per groep voor elk taxon de gemiddelde abundantie berekend.

Aan de hand van de op die manier verkregen taxonlijst per type (M30, M31 en M32) zijn in combinatie met de eerder vermelde literatuur en expert-judgement de indicatoren geselecteerd. **dit is dus fout, want het spoort niet met de typologie!!!!**

Voorstel (for the time being): De typen die op deze wijze ontstaan komen niet geheel overeen met de typologie. M30 is correct, maar de typen M31 en M32 hebben beide een zoutgehalte van > 3000 mg Cl/l en worden onderscheiden door oppervlak. Eigenlijk moeten de typen M31 en M32, zoals hier uitgewerkt, worden samen genomen tot een type M31. M32 is het type voor de grote zoute meren (bijvoorbeeld Grevelingen en Veerse meer) en dit moet nog worden uitgewerkt. In een volgende versie zal dit worden gecorrigeerd.

De indicatorlijst van de watertypen M31 en M32 bevat geen negatieve indicatoren. Het chloride-gehalte is in deze wateren de alles bepalende factor in het voorkomen van macrofauna (Stowa, 2002). De macrofauna geeft dus geen indruk van de kwalitatieve staat van het betreffende water, er wordt alleen een indruk gegeven hoe specifiek het chloride-effect in de levensgemeenschap tot uiting komt.

Kwantitatieve referentiewaarden indicatoren

Voor elke geselecteerde indicator is de abundantie voor de referentiesituatie bepaald. De abundanties van de indicatoren (bijlage 3) zijn berekende gemiddelde abundanties op basis van analyses van de gegevensbestanden, die verder aangevuld zijn met expert-judgement en auto-ecologische informatie, en nadien omgerekend zijn naar een abundantieklasse-indeling (tabel 2.1). Voor de beoordeling wordt echter geen rekening gehouden met de abundantie van een taxon. Alleen de indicatorwaarde telt.

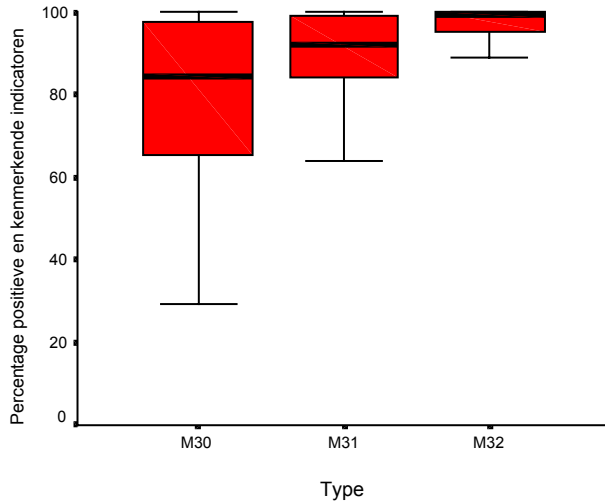
Selectie deelmaatlaten

De deelmaatlat voor de referentie is, afhankelijk van het watertype, opgebouwd uit twee (M31 en M32) of drie (M30) deelmaatlaten, en is gebaseerd op de relatieve abundanties van 1) de negatieve (alleen M30), 2) positieve en 3) de kenmerkende indicatoren. De grenzen zijn bepaald aan de hand van monsters uit de dataset van het project brakke binnenwateren (Stowa, 2002). Alle monsters scoren voor de karakteristiek brakarakter (Stowa, 2002) het hoogste kwaliteitsniveau.

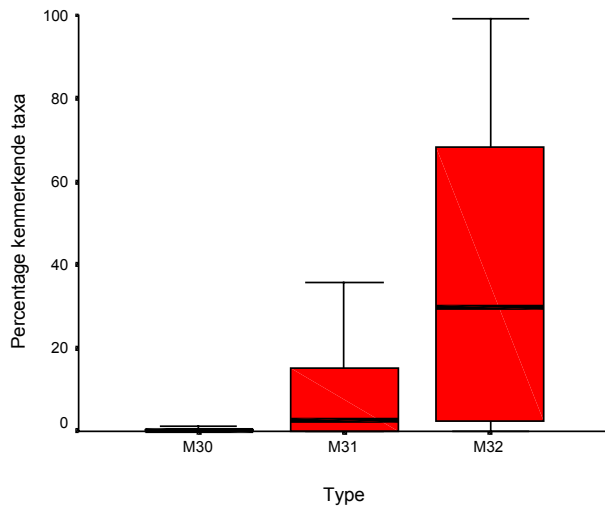
Voor het oordeel worden de 3 deelmaatlaten in onderlinge samenhang bekeken. Brakke wateren worden over het algemeen gekenmerkt door weinig taxa (Stowa, 2001) en kenmerkende taxa die ook in grote aantallen voorkomen (bijlage 3). Als gevolg hiervan wordt bij de beoordeling gekeken naar de som van de relatieve abundantie van positieve en kenmerkende indicatoren. Aangezien een monster geheel kan bestaan uit kenmerkende taxa en dus geen positieve taxa kan bevatten, en dus slecht zou scoren als er afzonderlijk naar de positieve en kenmerkende taxa gekeken wordt. Geanalyseerd is het procentuele aandeel van de negatieve, positieve en kenmerkende indicatoren. De ranges van het relatieve aandeel van de indicatoren in de dataset per type zijn weergegeven in tabel 3.15. Voor elk type is de verdeling van de positieve en kenmerkende indicatoren samen weergegeven in figuur 24, die voor de kenmerkende in figuur 25. Er is een wat scheve verdeling in het aandeel kenmerkende taxa in de monsters voor het typen M30, getuige de verschillen tussen de waarden in tabel en de figuren. Een aanzienlijk deel van de monsters heeft geen kenmerkende indicatoren.

Tabel 3.15 Ranges in het relatieve aandeel van de indicatoren in de dataset

| Indicator | M30 | M31 | M32 |
|-------------------|--------|-------|-------|
| Negatief dominant | 0-59 | | |
| Positief dominant | 10-100 | 0-100 | 0-100 |
| Kenmerkend | 0-55 | 0-75 | 0-99 |



Figuur 24 Percentage positieve en kenmerkende indicatoren in de dataset per type (M30, M31, M32)



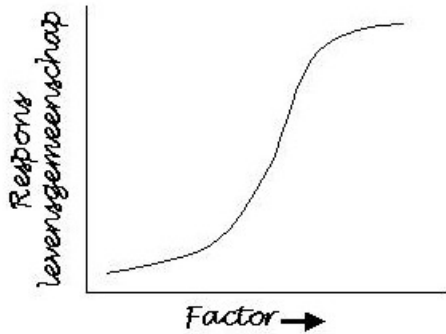
Figuur 25 Percentage kenmerkende indicatoren in de dataset per type (M30, M31, M32)

De deelmaatlaten voor de negatieve en de som van de positieve en kenmerkende indicatoren hebben alleen een ondergrens. Daarbij is voor het relatieve aandeel negatieve indicatoren de grens gelegd bij 0.15 en bij 0.6 voor de som van de positieve en kenmerkende indicatoren. Door de grens van 0.6 te hanteren wordt er rekening gehouden met de mogelijkheid dat een monster andere taxa kan bevatten dan in de indicatorlijst, die echter toch tolerant zijn voor het brakke milieu.

Er wordt verder gedifferentieerd aan de hand van het relatieve aandeel aan kenmerkende indicatoren. Aangezien in brakke wateren het chloride-gehalte zo bepalend is, komt het onderscheid het best tot uiting in het aandeel kenmerkende indicatoren. Deze kunnen het overgrote deel van een levensgemeenschap omvatten.

De keuze van de grenzen is gebaseerd op de waarden uit tabel 3.16 en figuur 25 en op basis van expert knowledge in het maken van beoordelingssystemen. De relatie tussen de respons van een levensgemeenschap en een beïnvloedingsfactor geeft veelal S-curve achtige verbanden (figuur 26). De grenzen liggen dan rond de buigpunten, zodat

er 3 stukken te onderscheiden zijn, een breed middenstuk (middelmatige beïnvloeding) en wat kortere uiteinden (kleine en grote beïnvloeding).



Figuur 26 Relatie respons van een levensgemeenschap en een factor

Aan de hand van de relatieve abundanties van de negatieve indicatoren (alleen bij M30), de som van beide indicatoren en de kenmerkende indicatoren afzonderlijk wordt het referentieniveau bepaald (Tabel 3.16 t/m 3.18). Referentieniveau 4 komt overeen met GET en referentieniveau 5 met ZGET.

Tabel 3.16 Grenzen voor de omzetting van de totaal score op de maatlat naar een kwaliteitsklasse voor M30

| Deelmaatlat 1 DN % (abundantie) | Deelmaatlat 2 KM % + DP % (abundantie) | Deelmaatlat 3 KM % (aantal taxa) | eindscore kwaliteitsklasse | Ecologische status |
|------------------------------------|--|--|-------------------------------|-----------------------|
| ≥ 20 | n.v.t. | n.v.t. | 1 | Slecht |
| < 20 | < 60 | n.v.t. | 1 | Slecht |
| < 20 | ≥ 60 | 0 | 2 | Ontoereikend |
| < 20 | ≥ 60 | 0 - ≤ 10 | 3 | Matig |
| < 20 | ≥ 60 | 10 - ≤ 40 | 4 | Goed |
| < 20 | ≥ 60 | > 40 | 5 | Zeer goed |

Tabel 3.17 Grenzen voor de omzetting van de totaal score op de maatlat naar een kwaliteitsklasse voor M31

| Deelmaatlat 1 KM % + DP % (abundantie) | Deelmaatlat 2 KM % (aantal taxa) | Eindscore kwaliteitsklasse | Ecologische status |
|--|-------------------------------------|-------------------------------|--------------------|
| < 60 | n.v.t. | 1 | Slecht |
| ≥ 60 | 0 | 2 | Ontoereikend |
| ≥ 60 | ≤ 20 | 3 | Matig |
| ≥ 60 | 20 - ≤ 50 | 4 | Goed |
| ≥ 60 | > 50 | 5 | Zeer goed |

Tabel 3.18 Grenzen voor de omzetting van de totaal score op de maatlat naar een kwaliteitsklasse voor M32

| Waarde deelmaatlat 1 KM % + DP % (abundantie) | waarde deelmaatlat 2 KM % (aantal taxa) | Eindscore kwaliteitsklasse | Ecologische status |
|--|---|-------------------------------|--------------------|
| < 60 | n.v.t | 1 | Slecht |
| ≥ 60 | 0 | 2 | Ontoereikend |
| ≥ 60 | ≤ 30 | 3 | Matig |
| ≥ 60 | > 30 - ≤ 75 | 4 | Goed |
| ≥ 60 | > 75 | 5 | Zeer goed |

De procentuele verdeling van de referentieniveau's binnen de dataset is weergegeven in tabel 3.19. De monsters van het type M30 worden gedomineerd door de positieve dominante taxa, er zijn maar weinig kenmerkende taxa aanwezig, in tegenstelling tot de typen M30 en M31. Nogmaals moet worden benadrukt dat op basis van de macrofauna geen indruk gegeven wordt van de kwalitatieve staat van het betreffende water, er wordt alleen een indruk gegeven hoe specifiek het chloride-effect in de levensgemeenschap tot uiting komt.

Tabel 3.19 Verdeling referentieniveau binnen dataset

| Referentieniveau | M30 | M31 | M32 |
|------------------|-----|-----|-----|
| 1 | 19 | 1 | 1 |
| 2 | 64 | 33 | 18 |
| 3 | 13 | 45 | 32 |
| 4 GET | 2 | 14 | 30 |
| 5 ZGET | 1 | 7 | 20 |

Zoals al eerder opgemerkt, zijn de relatieve abundanties voor de positieve en kenmerkende indicatoren in het databestand voor het type M30 nogal scheef verdeeld. Er zijn maar enkele monsters die een aandeel aan kenmerkende taxa hebben. Echter dit aandeel kan wel oplopen tot 55%. Dit kan enerzijds veroorzaakt worden door het ontbreken van monsters met een aandeel kenmerkende taxa of door de aanwezigheid van uitbijters, die wellicht toebehoren tot het type M31, ondanks dat het gemiddelde chloridegehalte van deze monsters een indeling in type M30 suggereert. Indien mocht blijken dat de huidige grenzen voor M30 niet werken (teveel monsters ingedeeld in referentieniveau 1 en 2) dan dienen de klassengrenzen gewijzigd te worden in:

| Deelmaatlat 1 DN % (abundantie) | Deelmaatlat 2 KM % + DP % (abundantie) | kwaliteitsklasse | Ecologische status |
|------------------------------------|--|------------------|-----------------------|
| ≥ 20 | n.v.t. | 1 | Slecht |
| < 20 | < 40 | 1 | Slecht |
| < 20 | 40- 60 | 2 | Ontoereikend |
| < 20 | 60 - 80 | 3 | Matig |
| < 20 | >80 | 4 | Goed |
| < 20 | > 80 | 5 | Zeer goed |

Zodat het aandeel positief dominante indicatoren een grotere rol gaat spelen in de bepaling van het referentie niveau.

(nummering aanpassen)

3.3.1 Ondiepe (matig grote) gebufferde plassen (M14) – vast peil, sterk veranderd

Het Veluwemeer herbergt een groot aantal soorten macrofauna. De aanwezigheid van waterplanten zoals fonteinkruiden en kranswieren sinds het begin van de jaren negentig geeft structuur in het water en draagt bij aan de variatie in samenstelling van de macrofauna (Van den Berg et al. 1997). De afwezigheid van peilfluctuatie betekent dat nauwelijks sprake is van 's winters geïnundeerde zones rijk aan helofyten. Daarnaast is door de golfslag bij een vast peil de erosie continu gericht op hetzelfde deel van de oever, zodat de ontwikkeling van een oeverzone met helofyten hierdoor wordt belemmerd. Een compensatie vindt plaats bij aanwezigheid van waterplanten. De samenstelling van de macrofauna van de rietgordel in een plas vertoont namelijk veel overeenkomst met die van de submerse vegetatie (Mol et al. 1982).

Bij toepassing van de meetlat voor macrofauna van natuurlijke, matig grote ondiepe meren (M14) op een samengesteld faunamonster van het Veluwemeer blijkt de score op de deellat voor negatief dominanten 0,36, op de deellat voor aantallen van positief dominanten + kenmerkende taxa 0,22 en op de deellat soortenrijkdom kenmerkende soorten 0,20 (27 van de 137 taxa zijn kenmerkend). De eindscore voor macrofauna is 3. Het knelpunt lijkt niet zozeer te zijn dat er weinig kenmerkende soorten voor ondiepe meren kunnen voorkomen in het Veluwemeer. Een aantal soorten macrofauna komt in grote aantallen voor en dit is wat de deelmaatlaten voor abundantie beïnvloedt. Onder de talrijk aanwezige soorten zijn zogenaamde invaders en soorten van ionenrijke wateren zoals de Aasgarnaal *Neomysis integer*. Dergelijke soorten kunnen de randmeren gemakkelijk koloniseren. Dit kan aanleiding zijn om de grenzen op de deelmaatlaten voor abundantie aan te passen en/of de invaders te schrappen op de lijst van negatief dominante taxa. welke scores geeft dat???

3.3.2 Matig grote diepe gebufferde meren (M20) – afgeleid kunstmatig type

De macrofauna van de Grote Maarsseveense plas is uitgebreid bestudeerd in het begin van de tachtiger jaren (Mol et al. 1982). Uit dit onderzoek blijkt de aanwezigheid van een rijke macrofauna. Er zijn destijds 198 taxa waargenomen. De beschikbaarheid van substraat en van voedsel speelt een belangrijke rol bij de samenstelling van de macrofauna in verschillende delen en dieptes van de plas. In de plas is een rietgordel langs de oever, afgewisseld met een stenige oeverbeschoeiing, aanwezig en in het zomerhalfjaar een vegetatie van ondergedoken waterplanten tot op 10 meter diepte.

De plas heeft daardoor een rijke structuur voor macrofauna. De verschillen met een natuurlijk meer zijn in dit opzicht klein. Het talud van de oevers onder water is weliswaar steil en de ontwikkelingsmogelijkheid van de rietkraag, de zone met helofyten, wordt beperkt door de snel toenemende diepte bij toenemende afstand van de oever. Voor de soortenrijkdom blijkt het steile verloop van het talud geen belangrijke negatieve factor te zijn. De aanwezige zonering biedt voor tal van soorten van meren bestaansmogelijkheden. Daarbij speelt dat de samenstelling van de macrofauna van de rietgordel veel overeenkomst vertoont met die van de submerse vegetatie. Mol et al. (1982) geven aan dat er een grote verwantschap is tussen de macrofauna van de Grote Maarsseveense plas en van laaglandmeren elders in Noordwest-Europa. Er is dus weinig reden om de meetlat voor macrofauna van natuurlijke, matig grote diepe meren (M20) aan te passen voor gegraven plassen zoals de Grote Maarsseveense plas.

3.4 Kustzone

Open zee met zoetwaterinvloed (K1) en open zee (K3)

Gezien de verschillende referentiebeelden van het macrozoöbenthos en ook de verschillende beschrijvingen van het voorkomen, ligt een pragmatische methode voor de hand.

De Natuurdoeltypen geven een algemene bespreking van het gehele NCP (Nederlands deel van het Continentale Plat van de Noordzee). De kustzone wordt niet uitputtend behandeld, maar in samenhang met de rest. Daarnaast worden er geen doelsoorten gegeven, er wordt alleen gewerkt met een beperkt aantal kenmerkende soorten. De NDT wordt daarom wel gebruikt bij het opstellen van de maatlat, maar alleen aanvullend op de andere bronnen.

De EcoQO's zijn niet erg onderscheidend. Uit zowel de gevoelige soorten als uit de opportunisten komen een aantal soorten veelvuldig voor. Verder is het de vraag in hoeverre de wormen echt verstoring indiceren en *Spisula* danwel *Echinocardium* gevoelige soorten zijn.

Ook de AquaSense-indeling is niet echt onderscheidend.

Het lijkt daarom zinvol om de volgende methode te hanteren. We gaan van de volgende gedachten uit:

- Er moet een systeem komen voor de gehele Nederlandse kustzone.
- De DCA-analyse uit hoofdstuk 5 laat een continuüm zien van soorten langs de kust, alhoewel de Voordelta een meer soortenarme gemeenschap lijkt te hebben en de noordelijke kust voor de Waddeneilanden een meer soortenrijke gemeenschap.
- Het van oorsprong estuariene karakter van de Voordelta is door de Deltawerken sterk verminderd en heeft het gebied meer een marien karakter gekregen. Hierdoor is het niet nodig het gebied apart te kenmerken.
- De gehele Nederlandse kust is een zeer dynamisch gebied, waarin de morfologische en fysische processen veruit dominant zijn.

- Daarbij zijn de korrelgrootte, de steilheid en de blootstelling aan golven belangrijk.
- Hierdoor verdwijnen versturende invloeden van menselijk gebruik op de korte termijn grotendeels in de ruis van de natuurlijke variatie in het gebied.
- Hierdoor zullen alleen lange termijn effecten gedetecteerd kunnen worden, bijvoorbeeld de verandering van de korrelgrootte door voortdurende zandsuppleties met 'gebiedsvreemd' zand.
- De soortensamenstelling is een afspiegeling van de huidige situatie.

Het is de vraag welke situatie als de referentie aangenomen moet worden, zoals de KRW vraagt. In de begin jaren '60 heeft zich een verandering voorgedaan in de soortensamenstelling en aantallen van de macrozoöbenthos langs de kust. Deze verandering valt samen met een vergiftiging door het lozen van telodrin en andere zeer giftige stoffen door een bedrijf in het Rotterdamse havengebied. Deze lozingen hebben vermoedelijk invloed gehad op de soortensamenstelling van het macrozoöbenthos langs de kust. Na het stoppen van de lozingen zou er echter een herstel hebben moeten optreden. Dat is niet gebeurd, althans niet tot het niveau van voor de jaren '60.

Waarom niet? Dat wordt gissen. Te denken valt aan een mechanisme, waarbij de levensgemeenschap een verschuiving heeft doorgemaakt die niet lineair terug kan schuiven. Dergelijke hysteresislussen komen vaak voor in de natuur. Daarnaast heeft zich in de jaren '70 een aantal grote veranderingen voorgedaan.

Ten eerste werd in het Deltagebied gebouwd aan de dammen van de Deltawerken, die de hele morfologie van de Voordelta totaal veranderd hebben. Ook werd de Maasvlakte aangelegd en deze twee samen hebben gezorgd voor een verandering van de zoetwaterstroom langs de kust, de zogenaamde kustrivier. De meer grootschalige ingrepen die momenteel plaatsvinden zijn de zandopspuitingen in het kader van de kustverdediging. Deze doen zich echter alleen op plaatselijk niveau voor en met een tussenpoos van jaren. Het meer grootschalige karakter zit in de langzame verandering van de gemiddelde korreldiameter. Voor zandsuppleties wordt grover zand gebruikt dan oorspronkelijk in de kustzone aanwezig is. Het cumulatieve effect over de jaren voor de hele kustzone kan daarom zijn, dat het fijne zand wordt vervangen door grof zand. De ervaring leert dat grof zand een andere levensgemeenschap herbergt dan fijn zand. Het effect, als het al gaat optreden, zal zich -naar verwachting- pas over een groot aantal jaren aandienen.

De kust is in de loop van de tijd door o.a. de zeespiegelstijging versteild, vandaar dat zandsuppleties nodig zijn. De versteilde kust is op zichzelf al een behoorlijke verandering door bijvoorbeeld het meeveranderde golfklimaat met de bijbehorende grotere omwoeling van de bodem. Daar staat tegenover dat de menselijke beïnvloeding in de vorm van eutrofiëring in de kustzone nu minder is dan in de jaren 1960 – 1980.

Bovengenoemde processen spelen op termijnen van jaren of zelf tientallen jaren. Gezien de populatiedynamiek van de meeste macrofaunasoorten zullen de meeste soorten zich aan de huidige situatie hebben aangepast.

Al met al kan worden aangenomen, dat de situatie die we momenteel in de kustzone aantreffen de soortensamenstelling representeert die er momenteel van nature ook thuishoort. Dit is dan geen ongestoorde situatie, dus zonder menselijke beïnvloeding.

Het is niet mogelijk een werkelijk ongestoorde situatie te vinden. In feite zou de kustzone moeten worden gekenmerkt als een sterk veranderd water in de zin van de KRW. Voor het opstellen van de referentiesituatie maakt een dergelijke verandering van status in dit rapport geen verschil.

3.4.1 Kwantitatieve referentiewaarden indicatoren

Voor het opstellen van de soortenlijst is gebruikt gemaakt van de gegevens uit de hoofdstukken 2, 3 en 5. Hiermee zijn de referentiebeelden en de aanwezige kennis uit de verschillende bronnen gecombineerd. De uiteindelijke lijst bevat 67 soorten. Een groot aantal hiervan wordt slechts sporadisch aangetroffen. Een deel is geselecteerd uit de set monsterpunten van de kust, waarbij is aangehouden dat de soort in minimaal 6 monsters moet zijn gevonden. De overige soorten worden genoemd in de volgende bronnen: 1) Natuurdoeltypen van LNV, 2) Ecosysteemdoelen van LNV, 3) de Ecological Quality Objectives van OSPAR, 4) EUNIS met een indelingssysteem voor Europese mariene habitats. De sporadisch voorkomende soorten worden alleen gescoord op aan/afwezigheid. Een 18-tal soorten komt regelmatig en in hogere dichtheden voor. Zij zijn daarmee als karakteristiek aan te merken en worden gescoord op dichtheden. Het gaat om wormen, tweekleppigen en vlokreeften. Vier soorten worden op biomassa gescoord. De tweekleppigen Halfgeknotte strandschelp (*Spisula subtruncata*) en Amerikaanse zwaardschede (*Ensis directus*) komen in dergelijk grote biomassa's voor, dat zij als stapelvoedsel voor o.a. Zee-eenden dienst kunnen doen. De Schelpkokerworm (*Lanice conchilega*) is in staat bij grote dichtheden de bodem met zijn koker te veranderen en vast te leggen. De Hartegel graaft gangen en kan in grote hoeveelheden voorkomen, waardoor zij een belangrijke rol spelen in de bioturbatie (omwoeling) van de bodem.

De minimum- en maximumwaarden in de dichtheden zijn de 25 en 75 percentielen uit de waarden van de soorten in de kustpunten van het MWTL-programma uit de jaren 1991-2001. Voor de biomassa's zijn als ondergrens de 25 percentielwaarden genomen. Als bovengrens is het 95 percentiel genomen. Dit is gedaan, omdat deze soorten vooral in hoge biomassa's belangrijk zijn voor het hele systeem.

3.4.2 Maatlat

Aan de hand van het referentiebeeld macrofauna van de kustzone is een maatlat ontwikkeld op basis van de onderstaande tabel. In deze maatlat worden de drie categorieën soorten ieder op 'goed' (=1, aanwezig of binnen de gesteld range) of 'niet goed' (=0) gescoord. Daartoe wordt een tabel met drie scoringskolommen ingevuld. Per categorie worden de scores opgeteld en gedeeld door het maximum aantal soorten voor die kolom. Hierbij wordt niet het maximaal aantal soorten genomen dat in de desbetreffende kolom kan voorkomen. Dit is niet zinvol, omdat de monsternamen in de kuststrook in het algemeen niet meer dan 20 tot 30 soorten bevat. Door alle soorten mee te nemen, gaan de niet in het monster voorkomende soorten zwaar meetellen. Dit is niet reëel, omdat het niet vinden van alle soorten geen teken is van een slecht systeem, maar een beperking van de monstertechniek. Daarom wordt het maximum aantal soorten in de kolom voor aan/afwezig gezet op 15, voor de dichtheid op 8 en voor de biomassa op 4. Indien er onverhoopt toch meer dan het maximum aantal soorten in de kolommen een of twee wordt gevonden, dan wordt de realisatie voor de betreffende kolom op de waarde 1 gezet.

De drie categoriescores tellen op de eindmaatlat niet even zwaar. Er is een wegingsfactor opgenomen (voor de drie categorieën resp. 1/6e, 2/6e en 3/6e van de eindscore). De eindscore ligt tussen 0 en 1. De maatlat is in gelijke ‘blokken’ van 0,2 opgedeeld als klassengrenzen van de maatlat.

De uiteindelijke maatlat ziet er dan als volgt uit:

| | | | | | | |
|----------------------|------|------|-------|--------------|--------|---|
| Maatlat Macrofauna | ZGET | GET | matig | ontoereikend | slecht | |
| Eindscore macrofauna | ≥0,8 | ≥0,6 | ≥0,4 | ≥0,2 | <0,2 | |
| | 1 | 0,8 | 0,6 | 0,4 | 0,2 | 0 |

3.4.3 Validatie

Validatie van de maatlat is niet mogelijk omdat er geen dataset voor beschikbaar is.

3.4.4 Toepassing

Om de maatlat toe te passen zijn drie kustpunten uit het MWTL-programma genomen. Het gaat om de punten Hollandse kust 2 (Donarcode HOLLSKST02), Noordwijk 2 (Donarcode NOORDWK2) en de Voordelta (Donarcode VOORDTA2). Deze drie punten zijn samengevoegd en gemiddeld. Omdat er door het samenvoegen van de drie monsters meer soorten worden gevonden, zijn de totalen voor de kolommen verhoogd van 15 naar 30 voor kolom 1 en van 8 naar 16 voor kolom 2.

| Kenmerkende soorten | Aan/afw | Dichtheid | Biomassa | min | max | eenheid |
|-----------------------------|---------|-----------|----------|-----|-----|------------------|
| Abra alba | | 0 | | 12 | 68 | N/m ² |
| Ampelisca brevicornis | 0 | | | | | |
| Ampelisca spinipes | 0 | | | | | |
| Anaitides groenlandica | 0 | | | | | |
| Anaitides mucosa | 0 | | | | | |
| Aphelochaeta marioni | 0 | | | | | |
| Arenicola marina | 0 | | | | | |
| Bathyporeia elegans | | 1 | | 12 | 146 | N/m ² |
| Bathyporeia guilliamsoniana | | 1 | | 12 | 29 | N/m ² |
| Bathyporeia pelagica | 0 | | | | | |
| Bathyporeia pilosa | 0 | | | | | |
| Capitella capitata | | 1 | | 12 | 28 | N/m ² |
| Carcinus maenas | 0 | | | | | |
| Chaetozone setosa | | 0 | | 12 | 29 | N/m ² |
| Chamelea gallina | 0 | | | | | |
| Corbula gibba | 0 | | | | | |
| Corophium arenarium | 0 | | | | | |
| Corystes cassivelaunus | 1 | | | | | |
| Crangon crangon | 0 | | | | | |
| Dosinia lupinus | 0 | | | | | |

| Kenmerkende soorten | Aan/afw | Dicht heid | Biomassa | min | max | eenheid |
|----------------------------|---------|---------------|----------|-----|-----|------------------|
| Echinocardium cordatum | | | 1 | 1,4 | 16 | g/m ² |
| Ensis directus | | | 1 | 7,5 | 158 | g/m ² |
| Eteone longa | 0 | | | | | |
| Eurydice pulchra | 0 | | | | | |
| Fabulina fabula | | 0 | | 48 | 102 | N/m ² |
| Harmothoe lunata | 1 | | | | | |
| Haustorius arenarius | 0 | | | | | |
| Heteromastus filiformis | 0 | | | | | |
| Hyperia galba | 0 | | | | | |
| Hippomedon denticulatus | 0 | | | | | |
| Lanice conchilega | | | 1 | 0,3 | 24 | g/m ² |
| Lunatia nitidosa | 0 | | | | | |
| Macoma balthica | | 1 | | 12 | 43 | N/m ² |
| Magelona mirabilis | | 1 | | 12 | 660 | N/m ² |
| Magelona papillicornis | | 0 | | 36 | 556 | N/m ² |
| Marenzelleria cf. wireni | 0 | | | | | |
| Megaluropus agilis | 0 | | | | | |
| Montacuta ferruginosa | | 0 | | 48 | 168 | N/m ² |
| Mysella bidentata | | 1 | | 24 | 197 | N/m ² |
| Mytilus edulis | 0 | | | | | |
| Nephtys cirrosa | | 0 | | 12 | 29 | N/m ² |
| Nephtys hombergii | | 0 | | 24 | 96 | N/m ² |
| Nereis diversicolor | 0 | | | | | |
| Nereis longissima | 0 | | | | | |
| Ophiura ophiura | 0 | | | | | |
| Paraonis fulgens | 0 | | | | | |
| Phaxas pellucidus | 0 | | | | | |
| Pectinaria koreni | | 0 | | 12 | 65 | N/m ² |
| Phyllodoce mucosa | 0 | | | | | |
| Pontocrates altamarinus | | 0 | | 24 | 95 | N/m ² |
| Pseudocuma longicornis | 0 | | | | | |
| Pygospio elegans | 0 | | | | | |
| Scolecopsis bonnieri | 1 | | | | | |
| Scolecopsis squamata | 0 | | | | | |
| Scoloplos armiger | | 1 | | 12 | 43 | N/m ² |
| Spio filicornis | | 1 | | 12 | 87 | N/m ² |
| Spiophanes bombyx | | 1 | | 24 | 263 | N/m ² |
| Spisula elliptica | 0 | | | | | |
| Spisula solida | 0 | | | | | |
| Spisula subtruncata | | | 1 | 0,8 | 21 | g/m ² |
| Sthenelais limicola | 0 | | | | | |
| Talitrus saltator | 0 | | | | | |
| Tellina fabula | 1 | | | | | |
| Tellina tenuis | 0 | | | | | |

| Kenmerkende soorten | Aan/afw | Dicht heid | Biomassa | min | max | eenheid |
|-----------------------|---------|---------------|----------|-----|-----|------------------|
| Thracia phaseolina | 0 | | | | | |
| Urothoe brevicornis | 1 | | | | | |
| Urothoe poseidonis | | 1 | | 24 | 192 | N/m ² |
| Aantal enen | 5 | 10 | 4 | | | |
| Totaal kolom | 30 | 16 | 4 | | | |
| Realisatie: | 0,167 | 0,63 | 1 | | | |
| Weeg factor | 1 | 2 | 3 | | | |
| Gewogen gemiddelde | | | 0,73 | | | |

Het resultaat van deze toetsing geeft aan dat de kustzone gemiddeld in een goede ecologische toestand is.

3.4.5 Overig

Uit de (beperkte)gegevensset van het kustzone onderzoek bij het RIKZ (Mulder, 2000; Mulder & Janssen, 2003) blijkt dat het benthos in de kustzone volgens een bepaalde zonering voorkomt. Op het strand komen andere soorten voor dan in de brandingszone en in het diepere water komen weer andere soorten voor. Het onderstaande figuur geeft de zonering weer.

Daarnaast zijn er aanwijzingen dat er een verschil is tussen het aantal soorten en de dichtheid van de macrofauna op de stranden van de Waddeneilanden en de stranden langs de Hollandse kust. Op de stranden van de Waddeneilanden komen meer soorten voor en zijn de dichtheden hoger.

Al deze verschillen in soortensamenstelling en dichtheid hebben te maken met verschillen in morfologie en dynamiek. Om deze eventuele verandering te kunnen vaststellen heb je datasets nodig van tientallen jaren. Die zijn er jammer genoeg niet: de huidige en oude monitoringsprogramma's voldoen niet omdat er (bijna) altijd te diep wordt bemonsterd. Willen we een beeld krijgen van de aparte levensgemeenschap van deze zone, dan zal het monitoringprogramma daarop moeten worden aangepast.

De historische gegevens, hoewel anekdotisch van aard, laten een verschuiving zien in de soortensamenstelling en dichtheden na 1960. De precieze oorzaak is niet bekend, maar vast staat wel dat er momenteel andere soorten dominant zijn dan vroeger. Werden tot in de jaren '50 nog veel Kokkels (*Cerastoderma edule*) waargenomen op het strand, tegenwoordig is deze soort sterk verminderd. In plaats daarvan komt nu de Amerikaanse Zwaardschede (*Ensis directus*) voor, naast het massaal voorkomen van de Halfgeknotte Strandschelp (*Spisula subtruncata*). Misschien heeft de ene soort de plaats ingenomen van de andere soort. Aangezien de Amerikaanse Zwaardschede pas halverwege de jaren '80 zijn intreden heeft gedaan, is het niet waarschijnlijk dat deze soort de Kokkel heeft verdrongen. Het zal eerder zo zijn dat ze de opengevallen plaats van de Kokkels hebben ingenomen. Er lijkt zich in ieder geval een verschuiving te hebben voorgedaan in de levensgemeenschap, die klaarblijkelijk niet zomaar terugschuift naar de oude situatie. Gezien alle ingrepen in de morfologie van de kust in de laatste 40 jaar is het niet bekend of het niet terugkeren van de situatie van voor 1960 aan deze ingrepen is te wijten, of dat zich van nature een ander evenwicht heeft ingesteld.

Het optreden van schelpenbanken is onderhevig aan toevalsprocessen. Het heeft te maken met weerscondities zoals stormen, strenge winters of warme zomers. De broedval van jonge, nuldejaars dieren kent goede jaren met sterke jaarklassen, maar nog vaker slechte jaren met zwakke jaarklassen. Populaties van schelpdieren kunnen daardoor snel ergens opkomen en net zo snel weer verdwijnen. *Spisula* is hiervan een voorbeeld.

Aanpassing van het monitoringprogramma

Het standaard biologische monitoringprogramma van Rijkswaterstaat (onderdeel van het MWTL) op de Noordzee wordt sinds 1995 uitgevoerd op een honderdtal punten. Van deze punten ligt er niet één binnen de 1 zeemijl van de kust, dus in het gebied dat van belang is voor de KRW. Er zijn wel een aantal punten op 2 km uit de kust en deze zijn in dit rapport gebruikt voor de toetsing van de huidige situatie aan de voorgestelde KRW-normen. Met deze punten is geen goed beeld te krijgen van het macrozoöbenthos in de KRW-zone van de Nederlandse kust. Om wel een goed beeld te krijgen zal een aangepast monitoringprogramma moeten worden opgezet. De verschillende deelzones van de kustzone moeten hierin terugkomen. Tevens moeten de geografische verschillen langs de hele Nederlandse kust te onderscheiden zijn. Dit houdt ook in dat in de Voordelta niet alleen het sublitoraal, maar ook de hogere platen moeten worden meegenomen. Een soort als *Corophium volutator* komt plaatselijk massaal voor op deze platen, maar wordt nu niet gevonden in het monitoringprogramma van de Noordzee.

De standaard manier van monstern binnen het MWTL maakt momenteel gebruik van de boxcore en de steekbuis. Deze apparaten nemen beide een hap uit de zeebodem. Aangezien de monstername relatief traag verloopt, kunnen veel organismen weggelopen en zijn daarmee ondervertegenwoordigd in de monsters. Garnalen bijvoorbeeld worden vrijwel niet gevangen, terwijl zij massaal voorkomen. Dit geldt ook voor allerlei soorten krabben. De inhoud van de boxcore en de steekbuis wordt gezeefd over 1 mm gaas en bevat dus ook de kleinere soorten. Door het NIOZ is een andere bemonsteringsmethode ontwikkeld, de zogenaamde bodemschaaf of Triple-D (diep digging dredge). Met dit apparaat wordt een ander deel van het macrozoöbenthos gevangen dat wordt aangeduid met de term megabenthos. Het monsteroppervlak bedraagt ongeveer 20-30 m² en de maaswijdte is 7 mm. Hiermee zijn juist de grotere, mobiele epibenthossoorten te vangen. Beide methoden vullen elkaar aan en zouden samen in het bemonsteringsprogramma gebruikt moeten worden. De huidige methode van bemonstern geeft maar een beeld van een beperkt deel van de totaal aanwezige zoöbenthos. Gemist worden in ieder geval naast de krabben ook soorten als zeesterren en slangsterren. In de Deltawateren en de Nieuwe Waterweg komen massaal zeeanemonen voor, die worden gevangen met een boxcore en dus aanwezig zijn in het sediment. Het gaat vermoedelijk om slibanemonen, dus niet de soorten die alleen op hard substraat thuishoren. Het is vreemd dat deze groep in het MWTL-programma niet gevonden wordt.

Instellen van reservaten

Gezien de publicaties is het wel zeker dat er zich voor de jaren '60 een andere levensgemeenschap voor de kust bevond, dan we nu aantreffen. Waardoor precies de oude gemeenschap is verdwenen en waarom deze niet terugkomt is onduidelijk. Er zijn sterke aanwijzingen dat het vooral een gevolg is van de grootschalige ingrepen in het Nederlandse kuststelsel van de laatste tientallen jaren. Het valt echter niet uit te sluiten dat een verhoogde druk van de visserij en de zandsuppleties de sturende

factoren zijn. De enige manier om dit te controleren is een stuk van de Nederlandse kust tot reservaat te verklaren en gedurende een groot aantal jaren te vrijwaren van versturende factoren. Zoals bij de mosselbanken is aangegeven kan een eventueel herstel lang op zich kunnen laten wachten. De grootteorde ligt dan eerder in decennia dan in jaren.

3.5 Waddenzee en Oosterschelde

Getijdengebied, categorie K2

Voor het invullen van een referentie voor de Oosterschelde, relevant voor het type K2, is gebruik gemaakt van de Natuurdoeltypen van LNV en van twee inventarisaties uitgevoerd in respectievelijk 1985 en 1989. Beide inventarisaties beperkten zich tot drie intergetijdengebieden: de Roggenplaat in de monding, de Galgeplaat in het centrale deel en de Krabbenkreek in de noordelijke tak van de Oosterschelde. De studie was erop gericht, vast te stellen welke effecten de bodemdierlevensgemeenschap ondervond van de aanleg van stormvloedkering en compartimenteringdammen, die in de tussenliggende periode plaatsvond. Geconcludeerd werd dat de waargenomen verschillen tussen beide jaren slechts in zeer geringe mate in verband gebracht konden worden met de gewijzigde milieuomstandigheden. De verschillen in het bodemdiervoorkomen werden in belangrijke mate toegeschreven aan de effecten van de strenge winters die zich in de periode 1984-1987 voordeden. Die effecten verschillen tussen de soorten: sommige soorten vertonen vooral een afname a.g.v. sterfte, maar andere laten juist een toename zien door verhoogde reproductie in het jaar dat volgt op een strenge winter. Hier zijn de laagste en hoogste waarden uit beide inventarisaties beschouwd als onder- en bovengrens van het natuurlijke voorkomen in de referentiesituatie.

Over het bodemdiervoorkomen in het sublitoraal van de Oosterschelde in de referentiesituatie is vrijwel geen kwantitatieve informatie voorhanden. Wel vindt sinds begin jaren negentig monitoring in een aantal deelgebieden plaats. De bodemligging was, als gevolg van de zogeheten 'zandhonger', al aan verandering onderhevig toen deze monitoring van start ging. Daarom wordt hier geen gebruik gemaakt van de waarnemingen uit die periode voor het beschrijven van een referentie.

Voor de Waddenzee zou de lijst soorten van de Natuurdoeltypen voldoen. Deze lijst is echter vrij kort. Het ligt meer voor de hand de lijst uit te breiden met de kenmerkende soorten uit de inventarisaties. Deze uitbreiding kan dan opgevat worden als de 'begeleidende' soorten.

Interessant voor de Waddenzee zijn de soorten die biogene structuren vormen. Dergelijke structuren vormen aparte habitats, die kenmerkende soorten bevatten. In een natuurlijke situatie zouden deze biogene structuren in voldoende mate in de Waddenzee aanwezig moeten zijn. Naast een opsomming van soorten zal de invulling van de KRW daarom ook gericht moeten zijn op arealen met een natuurlijke structuur. Omdat het niet bekend is hoe groot deze arealen vroeger waren, wordt een voorzichtige schatting gemaakt op grond van de huidige situatie.

Dijkema et al. [1989] en Dijkema [1991] hebben het areaal aan mosselbanken in de Nederlandse Waddenzee geschat op basis van luchtfoto's uit 1969 en 1976. Zij kwamen tot een totale oppervlakte van 4100 ha. Dit zou een uitgangspunt kunnen zijn voor het mosselbankareaal in een goede ecologische toestand. Het op deze studies gebaseerde streefbeeld van LNV is een areaal van ongeveer 4000 ha [Brinkman et al. 2002]. Een recent uitgevoerde modelstudie naar habitatgeschiktheid voor litorale

mosselbanken in de Nederlandse Waddenzee, gebaseerd op de verspreidingsgegevens van Dijkema en een aantal geomorfologische factoren, bleek zeer goed de broedval in 1994 en 1996 te kunnen voorspellen [Brinkman et al. 2002]. Omdat sinds ongeveer 1990 de vroegere mosselbanken uit de Waddenzee zijn verdwenen, geeft de goede fit tussen de oude data en het ontstaan van nieuwe banken aan dat de huidige geomorfologische omstandigheden een terugkeer naar de situatie van de zestiger jaren van de vorige eeuw niet in de weg staan.

3.5.1 Kwantitatieve referentiewaarden indicatoren

Oosterschelde

In onderstaande tabel zijn de referentiewaarden, verkregen op de boven beschreven wijze, voor de Oosterschelde weergegeven. Voor de soorten van categorie 2 die op presentie scoren, is een ondergrens van 10% aangehouden (deze soorten werden in tenminste 1 op de 10 monsters aangetroffen). Veel van de soorten die genoemd worden voor dit watertype in het Handboek Natuurdoeltypen vallen in deze categorie. Alleen de Gemshoornworm (*Scolelepis squamata*) bereikt deze minimale presentie niet in het intergetijdengebied. De soort is wel bekend uit de Oosterschelde. Het Tafelmesheft (*Ensis siliqua*) dat ook genoemd wordt in het Handboek Natuurdoeltypen is een Waddenzee- en geen Oosterschelde-soort.

In tegenstelling tot de aanpak voor watertype O2 (overgangswater, zie daar), kon hier geen driejarig gemiddelde van het bodemdiervoorkomen worden berekend. Zo'n gemiddelde heeft wel de voorkeur, omdat incidentele hoge of lage voorkomens als signaal voor het treffen van maatregelen minder geschikt zijn, dan het meerjarig gemiddelde voorkomen.

| Kenmerkende soorten | Categorie 1 | Categorie 2 (presentie, dichtheid, biomassa) en Categorie 3 (areaal) | | |
|--------------------------------|-------------|--|-----|------------------|
| | | Aanwezig? | min | max. |
| <i>Scolelepis squamata</i> | Ja | | | |
| <i>Lanice conchilega</i> | | 12 | 26 | % |
| <i>Anaitides mucosa</i> | | 43 | 57 | % |
| <i>Arenicola marina</i> | | 79 | 82 | % |
| <i>Bathyporeia</i> sp. | | 23 | 44 | % |
| <i>Capitella capitata</i> | | 57 | 73 | % |
| <i>Corophium</i> sp. | | 36 | 46 | % |
| <i>Eteone</i> sp. | | 31 | 63 | % |
| <i>Heteromastus filiformis</i> | | 0,01 | 0,3 | g/m ² |
| <i>Hydrobia ulvae</i> | | 33 | 85 | % |
| <i>Macoma balthica</i> | | 12,5 | 50 | n/m ² |
| <i>Nephtys</i> sp. | | 53 | 57 | % |
| <i>Nereis</i> sp. | | 57 | 64 | % |
| <i>Oligochaeta</i> | | 70 | 78 | % |
| <i>Polydora</i> sp. | | 19 | 29 | % |
| <i>Pygospio elegans</i> | | 65 | 90 | % |
| <i>Retusa</i> sp. | | 10 | 34 | % |
| <i>Scoloplos armiger</i> | | 87 | 90 | % |
| <i>Scrobicularia plana</i> | | 10 | 11 | % |
| <i>Spio filicornis</i> | | 32 | 57 | % |

| Kenmerkende soorten | Categorie 1 | Categorie 2 (presentie, dichtheid, biomassa) en Categorie 3 (areaal) | | |
|---------------------|-------------|--|------|---------|
| | Aanwezig? | min | max. | eenheid |
| Tharyx marioni | | 47 | 60 | % |
| Spiophanes bombyx | | 17 | 17 | % |
| Urothoe sp. | | 14 | 17 | % |
| Mya arenaria | | 5 | 31 | % |
| Cerastoderma edule | | 3000 | 9000 | ha |
| Mytilus edulis | | 500 | nvt | ha |

Voor het invullen van een referentie voor de Waddenzee, relevant voor het type K2, is gebruik gemaakt van de Natuurdoeltypen van LNV, een inventarisatie van de gehele Nederlandse Waddenzee (99 stations) tussen 1970 en 1974 (Beukema 1976) en het BIOMON monitoring programma in de Waddenzee. Van dit laatste programma zijn de monitoringsgegevens van de Groninger kustzone nog niet verwerkt.

Het referentiebeeld is zowel gebaseerd op soortensamenstelling als abundanties van macrofauna. De referentie wordt opgebouwd met drie categorieën soorten, die in het referentiebeeld ieder op een eigen wijze 'gescoord' worden.

Waddenzee

De eerste groep soorten (drie soorten) is gebonden aan ecotopen die onder druk staan, zoals brakwaterzones. Deze soorten zijn om die reden vaak zeldzaam of slechts zeer lokaal aanwezig. Zij worden alleen op aan- of afwezigheid gescoord. Een tweede categorie soorten (33 soorten) vertegenwoordigt de variatie in soortensamenstelling van de 'gewone' soorten. Voor deze soorten (excl. Nonnetje en Draadworm) is de bandbreedte in de Waddenzee bepaald waarbinnen zich de presentie beweegt door natuurlijke fluctuaties. Die bandbreedte is gegeven in de kolommen 'Min' en 'Max.'. Deze presenties zijn afgeleid uit de voortschrijdende driejarige gemiddeldes van de presentie van de soort in de BIOMON-dataset uit de periode 1991 tot en met 1999. Tenslotte zijn de uitkomsten van deze berekeningen samengevoegd met de relevante gegevens uit Beukema [1976].

| Soort | Categorie 1 | Categorie 2 (presentie, dichtheid, biomassa) en Categorie 3 (areaal/adult) | | |
|---------------------|-------------|--|------|---------|
| | Aanwezig? | Min. | Max. | Eenheid |
| Alkmaria romijni | Ja | | | |
| Conopeum reticulum | Ja | | | |
| Tharyx killariensis | Ja | | | |
| Arenicola marina | | 59 | 86 | % |
| Balanus crenatus | | 0.5 | 14 | % |
| Bathyporeia sarsi | | 1 | 12 | % |
| Buccinum undatum | | ? | ? | % |
| Capitella capitata | | 31 | 74 | % |
| Corophium arenarium | | 15 | 38 | % |
| Ensis americanus | | 6 | 27 | % |

| Soort | Categorie 1 | Categorie 2 (presentie, dichtheid, biomassa) en Categorie 3 (areaal/adult) | | |
|--------------------------------|-------------|--|-----------|------------------|
| <i>Eteone longa</i> | | 30 | 69 | % |
| <i>Eteone picta</i> | | 0 | 11 | % |
| <i>Eumida sanguinea</i> | | 0.5 | 19 | % |
| <i>Gammarus locusta</i> | | 6 | 22 | % |
| <i>Harmothoe lunulata</i> | | 0 | 14 | % |
| <i>Harmothoe sarsi</i> | | 2 | 21 | % |
| <i>Heteromastus filiformis</i> | | 2.3 | 4.7 | g/m ² |
| <i>Hydrobia ulvae</i> | | 21 | 59 | % |
| <i>Lanice conchilega</i> | | 34 | 52 | % |
| <i>Macoma balthica</i> | | 107 | 426 | n/m ² |
| <i>Marenzelleria viridis</i> | | 0 | 31 | % |
| <i>Nephtys hombergii</i> | | 20 | 84 | % |
| <i>Nereis diversicolor</i> | | 49 | 79 | % |
| <i>Nereis longissima</i> | | 0.5 | 8 | % |
| <i>Nereis succinea</i> | | 4 | 25 | % |
| <i>Nereis virens</i> | | 0 | 11 | % |
| <i>Oligochaeta</i> | | 0 | 19 | % |
| <i>Phyllodoce mucosa</i> | | 23 | 61 | % |
| <i>Polydora ligni</i> | | 3 | 27 | % |
| <i>Pygospio elegans</i> | | 8 | 69 | % |
| <i>Scoloplos armiger</i> | | 76 | 87 | % |
| <i>Scrobicularia plana</i> | | 5 | 9 | % |
| <i>Spio filicornis</i> | | 0.5 | 22 | % |
| <i>Tellina tenuis</i> | | 0.5 | 13 | % |
| <i>Tharyx marioni</i> | | 4 | 51 | % |
| <i>Urothoe poseidonis</i> | | 15 | 73 | % |
| <i>Cerastoderma edule</i> | | 6250 | 2500 0 | ha |
| <i>Mytilus edulis</i> | | 2500 | nvt | ha |
| <i>Mya arenaria</i> | | Adulte populatie aanwezig | | |

Voor de Draadworm (*Heteromastus filiformis*) en het Nonnetje (*Macoma balthica*) zijn de referentiewaardes overgenomen van de zogeheten 'Amoebe-referentiewaardes' (WSV). In de referentie scoren deze soorten binnen de gestelde range.

De laatste categorie soorten zijn de 'grote schelpdieren', Mosselen, Kokkels en Strandgapers. Bij Mosselen (*Mytilus edulis*) is de referentie uitgedrukt in een range van aanwezige arealen aan banken, bij Kokkels (*Cerastoderma edule*) met een minimumareaal en bij Strandgapers (*Mya arenaria*) dient een volwassen populatie aanwezig te zijn. Mosselbanken zijn van groot belang als zogenaamde 'bio-engineers': ze verminderen de waterbeweging op de bodem en bieden andere soorten een aanhechtings- en schuilmogelijkheid. Samen met Kokkels vormen ze een groot deel van de macrofaunabiomassa en zijn daarmee een zeer belangrijke schakel in de

voedselketen. Adulte Strandgapers zijn opgenomen omdat zij een indicator vormen voor de afwezigheid van te grote verstoring gedurende meerdere aaneengesloten jaren.

3.5.2 Maatlat

Aan de hand van het referentiebeeld macrofauna van de kustzone is een maatlat ontwikkeld op basis van de bovenstaande tabellen. In deze maatlat worden de drie categorieën soorten ieder op ‘goed’ (=1, aanwezig of binnen de gestelde range) of ‘niet goed’ (=0) gescoord. Daartoe wordt een tabel met drie scoringskolommen ingevuld. Per categorie worden de scores opgeteld en gedeeld door het maximum aantal soorten voor die kolom. De drie categoriescores tellen op de eindmaatlat niet even zwaar. Er is een wegingsfactor opgenomen (voor de drie categorieën resp. 1/6e, 2/6e en 3/6e van de eindscore). De eindscore ligt tussen 0 en 1. Een realistischer schatting van de natuurlijke temporele variatie zal voor die soorten uit andere bronnen moeten worden afgeleid. De maatlat is in gelijke ‘blokken’ van 0,2 opgedeeld als klassengrenzen van de maatlat.

De uiteindelijke maatlat ziet er dan als volgt uit:

| Maatlat Macrofauna | ZGET | GET | matig | ontoereikend | slecht |
|----------------------|------|------|-------|--------------|--------|
| Eindscore macrofauna | ≥0,8 | ≥0,6 | ≥0,4 | ≥0,2 | <0,2 |
| 1 | 0,8 | 0,6 | 0,4 | 0,2 | 0 |

3.5.3 Validatie

Validatie van de maatlat is niet mogelijk omdat er geen dataset voor beschikbaar is.

3.5.4 Toepassing

Toepassing van de maatlat op de huidige Oosterschelde-situatie is niet goed mogelijk. Voor vrijwel alle soorten zou informatie over het huidige voorkomen ontleend moeten worden aan het MWTL-gegevensbestand. Die gegevens worden echter verzameld in andere deelgebieden van de Oosterschelde, dan de gebieden waarop de referentie is gebaseerd. Alvorens een vergelijking te kunnen maken, zal onderzocht moeten worden of de deelgebieden voldoende representatief zijn voor de gehele Oosterschelde. Een alternatieve werkwijze is het onderscheiden van ecotopen (met bijbehorende soortensamenstelling) en het construeren van een totaalbeeld m.b.v. ecotooparealen, nu en in het verleden.

Voor de Waddenzee is de maatlat toegepast. Hiertoe zijn, met uitzondering van het Nonnetje en de Draadworm, de gegevens uit het BIOMON-programma gebruikt van de jaren 2000 t/m 2002, de drie meest recent beschikbare jaren met gegevens. Voor de Draadworm en het Nonnetje zijn de gegevens uit de WSV-rapportage overgenomen (gebaseerd op gegevens uit 1994). Dit resulteert in de volgende tabel:

| Soort | Cat. 1. | Cat. 2 | Cat. 3 | Min | Max. | Eenheid |
|--------------------|---------|--------|--------|-----|------|---------|
| Alkmaria romijni | 0 | | | | | |
| Conopeum reticulum | 0 | | | | | |

| | | | | | | |
|-------------------------|------|------|------|---------------------------|-------|------|
| Tharyx killariensis | 0 | | | | | |
| Arenicola marina | | 1 | | 59 | 86 | % |
| Balanus crenatus | | 1 | | 0.5 | 14 | % |
| Bathyporeia sarsi | | 1 | | 1 | 12 | % |
| Buccinum undatum | | 0 | | ? | ? | % |
| Capitella capitata | | 1 | | 31 | 74 | % |
| Corophium arenarium | | 1 | | 15 | 38 | % |
| Ensis americanus | | 1 | | 6 | 27 | % |
| Eteone longa | | 1 | | 30 | 69 | % |
| Eteone picta | | 1 | | 0 | 11 | % |
| Eumida sanguinea | | 0 | | 0.5 | 19 | % |
| Gammarus locusta | | 1 | | 6 | 22 | % |
| Harmothoe lunulata | | 1 | | 0 | 14 | % |
| Harmothoe sarsi | | 1 | | 2 | 21 | % |
| Heteromastus filiformis | | 1 | | 2.3 | 4.7 | g/m2 |
| Hydrobia ulvae | | 1 | | 20 | 60 | % |
| Lanice conchilega | | 1 | | 34 | 52 | % |
| Macoma balthica | | 1 | | 107 | 426 | n/m2 |
| Marenzelleria viridis | | 1 | | 0 | 31 | % |
| Nephtys hombergii | | 1 | | 20 | 84 | % |
| Nereis diversicolor | | 1 | | 49 | 79 | % |
| Nereis longissima | | 1 | | 0.5 | 8 | % |
| Nereis succinea | | 1 | | 4 | 25 | % |
| Nereis virens | | 1 | | 0 | 11 | % |
| Oligochaeta | | 1 | | 0 | 19 | % |
| Phyllodoce mucosa | | 1 | | 23 | 61 | % |
| Polydora ligni | | 0 | | 3 | 27 | % |
| Pygospio elegans | | 1 | | 8 | 69 | % |
| Scoloplos armiger | | 0 | | 76 | 87 | % |
| Scrobicularia plana | | 1 | | 5 | 9 | % |
| Spio filicornis | | 0 | | 0.5 | 22 | % |
| Tellina tenuis | | 1 | | 0.5 | 13 | % |
| Tharyx marioni | | 1 | | 4 | 51 | % |
| Urothoe poseidonis | | 1 | | 15 | 73 | % |
| Cerastoderma edule | | | 0 | 6250 | 25000 | ha |
| Mytilus edulis | | | 0 | 2500 | nvt | ha |
| Mya arenaria | | | 1 | adulte populatie aanwezig | | |
| | 0 | 28 | 1 | | | |
| | 3 | 33 | 3 | | | |
| | 0,00 | 0,85 | 0,33 | | | |
| | 1 | 2 | 3 | | | |
| | | | | 0,45 | | |

Het eindoordeel op basis van deze resultaten luidt: matig. De tabel overziend is het duidelijk dat twee van de categorie-3-soorten, de Kokkel en de Mossel, het grote

knelpunt vormen. Hoewel deze beide soorten op basis van aanwezige biomassa nog wel goed zouden scoren, is het areaal aan banken niet groot genoeg.

3.5.5 Overig

De opmars van de Japanse oester (*Crassostrea gigas*) in de Oosterschelde is een voorbeeld van een ontwikkeling die in de hier gepresenteerde beoordelingswijze niet is meegenomen. Er wordt uitgegaan van een selectie van soorten uit de referentiesituatie. De Japanse oester kwam voorheen niet voor in de Oosterschelde. Een eventueel negatief effect van de opkomst van exoten kan tot uitdrukking wordt gebracht in de maatlat door het verdringen van soorten.

Door het gebruik van gegevens die zijn verzameld na grootschalige ingrepen (Afsluitdijk en andere dammen), is aangenomen dat deze ingrepen geen grote gevolgen hebben gehad voor de soortensamenstelling van de van nature voorkomende macrofaunagemeenschap. Wat wel veranderd is, is de mate van voorkomen van soorten en de verhoudingen waarin soorten voorkomen. Dit komt door het veranderen van de arealen van de verschillende ecotopen die voorkomen in de Oosterschelde en de Waddenzee.

De gebruikelijke macrofauna-bemonstering (BIOMON) levert weliswaar waarnemingen van garnalen en krabben op, die eigenlijk ook tot de gewone macrofauna behoren, maar gezien de getijmigratie die beide soorten in nazomer/najaar ontwikkelen én het gegeven dat boomkorvisserij een betere methodiek is om deze mobiele soorten te bemonsteren, zou informatie hierover beter van de visserij kunnen komen. Bij het kwaliteitselement vissen is daar echter vooralsnog geen rekening mee gehouden. Voorstel is, gezien met name de negatieve trend in de garnaalstand, in een later stadium aandacht aan die soorten te besteden.

3.6 Westerschelde en Eems/Dollard

Estuarium met matig getijverschil, categorie O2

Voor het invullen van een referentie voor de Westerschelde, relevant voor het type O2, is gebruik gemaakt van de Natuurdoeltypen van LNV en de inventarisatiegegevens vanuit het landelijke RWS-monitoringnetwerk MWTL (Monitoring Waterstaatkundige Toestand des Lands). Voor het Eems-Dollard gebied zijn geen vergelijkbare gegevens voorhanden. Monitoring vindt hier slechts lokaal plaats (Heringsplaat in de Dollard). De ranges waarbinnen de soorten variëren en waarvoor de presentie maatgevend is, zijn mede afhankelijk van de arealen die hoog- en laagdynamische bodemtypen in het betreffende watersysteem in de referentiesituatie innemen. Overname van de ranges voor de Westerschelde is niet zonder meer mogelijk, omdat de verhouding tussen die beide bodemtypen in de Eems-Dollard anders is dan in de Westerschelde.

De ranges van de Westerschelde moeten vertaald worden naar de verhoudingen tussen de bodemtypen in de Eems-Dollard. Vooralsnog wordt hier echter alleen het referentiebeeld voor de Westerschelde gepresenteerd als zijnde representatief voor de referentietoestand van de waterlichamen die behoren tot het natuurlijke type O2. Het referentiebeeld is zowel gebaseerd op soortensamenstelling als abundanties van macrofauna. De referentie wordt opgebouwd met drie categorieën soorten, die in het referentiebeeld ieder op een eigen wijze ‘gescoord’ worden.

3.6.1 Kwantitatieve referentiewaarden indicatoren

Westerschelde.

De eerste groep soorten (tien soorten) is gebonden aan ecotopen die onder druk staan, zoals brakwaterzones. Deze soorten zijn om die reden vaak zeldzaam of slechts zeer lokaal aanwezig. Zij worden alleen op aan- of afwezigheid gescoord (aanwezig=1, afwezig =0).

Een tweede categorie soorten (23 soorten) vertegenwoordigt de variatie in soortensamenstelling van de ‘gewone’ soorten. Voor deze soorten (excl. Nonnetje en Draadworm) is de bandbreedte in de Westerschelde bepaald waarbinnen zich de presentie beweegt door natuurlijke fluctuaties. Die bandbreedte is gegeven in de kolommen ‘Min’ en ‘Max.’. Deze presenties zijn afgeleid uit de voortschrijdende driejarige gemiddeldes van de presentie van de soort in de MWTL-dataset uit de periode 1992 tot en met 2001. De berekeningen zijn uitgevoerd voor de belangrijkste diepte-strata waarin de soort voorkomt. Tenslotte zijn de uitkomsten van deze berekeningen gecorrigeerd voor de veranderingen die sinds 1970 zijn opgetreden in de oppervlakteverhoudingen van zogeheten laag- en hoogdynamische bodemtypen. Voor de Draadworm (*Heteromastus filiformis*) en het Nonnetje (*Macoma balthica*) zijn de referentiewaarden overgenomen van de zogeheten ‘Amoebe-referentiewaarden’ (WSV). In de referentie scoren deze soorten binnen de gestelde range (hetgeen als ‘1’ in de 2^e kolom is gemarkeerd; 0= buiten de range).

De laatste categorie soorten zijn de ‘grote schelpdieren’, Mossels, Kokkels en Strandgapers. Bij Mossels (*Mytilus edulis*) is de referentie uitgedrukt in een range van aanwezige arealen aan banken, bij Kokkels (*Cerastoderma edule*) met een minimumareaal en bij Strandgapers (*Mya arenaria*) dient een volwassen populatie aanwezig te zijn. Mosselbanken zijn van groot belang als zogenaamde ‘bio-engineers’: ze verminderen de waterbeweging op de bodem en bieden andere soorten een aanhechting- en schuilmogelijkheid. Samen met Kokkels vormen ze een groot deel van de macrofaunabiomassa en zijn daarmee een zeer belangrijke schakel in de voedselketen. Adulte (volwassen) Strandgapers zijn opgenomen omdat in de huidige situatie adulte exemplaren, met name in het oostelijke deel van de Westerschelde, ontbreken, terwijl deze daar in het verleden aantoonbaar talrijk voorkwamen. Deze oudere dieren vormen een goede indicatie dat (te grote) verstoringen gedurende meerdere aaneengesloten jaren niet zijn voorgekomen.

| Soort | Categorie 1 | Categorie 2 | | | Categorie 3 | | |
|------------------------------|-------------|-------------|------|---------|-------------|------|---------|
| | Aanwezig? | Min. | Max. | Eenheid | Min. | Max. | Eenheid |
| <i>Alderia modesta</i> | ja | | | | | | |
| <i>Alkmaria romijni</i> | ja | | | | | | |
| <i>Assimineia grayana</i> | ja | | | | | | |
| <i>Boccardia redeki</i> | ja | | | | | | |
| <i>Cyathura carinata</i> | ja | | | | | | |
| <i>Hydrobia ventrosa</i> | ja | | | | | | |
| <i>Idotea chelipes</i> | ja | | | | | | |
| <i>Limapontia depressa</i> | ja | | | | | | |
| <i>Manayunkia aestuarina</i> | ja | | | | | | |
| <i>Myosotella myosotis</i> | ja | | | | | | |
| <i>Arenicola marina</i> | | 12 | 31 | % | | | |
| <i>Bathyporeia pilosa</i> | | 22 | 29 | % | | | |
| <i>Corophium arenarium</i> | | 31 | 37 | % | | | |

| | | | | | | | |
|-------------------------|--|-----|-----|------------------|---------------------------|------|----|
| Corophium volutator | | 10 | 42 | % | | | |
| Eteone longa | | 0 | 14 | % | | | |
| Eurydice pulchra | | 6 | 11 | % | | | |
| Haustorius arenarius | | 4 | 10 | % | | | |
| Heteromastus filiformis | | 0.5 | 4 | g/m ² | | | |
| Hydrobia ulvae | | 34 | 50 | % | | | |
| Macoma balthica | | 150 | 600 | n/m ² | | | |
| Nephtys cirrosa | | 5 | 17 | % | | | |
| Nephtys hombergii | | 4 | 21 | % | | | |
| Nereis diversicolor | | 38 | 50 | % | | | |
| Nereis succinea | | 9 | 22 | % | | | |
| Oligochaeta | | 18 | 35 | % | | | |
| Pygospio elegans | | 57 | 74 | % | | | |
| Scoloplos armiger | | 11 | 19 | % | | | |
| Scrobicularia plana | | 9 | 26 | % | | | |
| Spio martinensis | | 7 | 17 | % | | | |
| Tharyx marioni | | 18 | 33 | % | | | |
| Scolecipis squamata | | 2 | 5 | % | | | |
| Spiophanes bombyx | | 1 | 7 | % | | | |
| Streblospio shrubsolii | | 0 | 7 | % | | | |
| Cerastoderma edule | | | | | 1250 | 3750 | ha |
| Mytilus edulis | | | | | 200 | nvt | ha |
| Mya arenaria | | | | | adulte populatie aanwezig | | |

3.6.2 Maatlat

Aan de hand van het referentiebeeld macrofauna van de Westerschelde is een maatlat ontwikkeld op basis van de bovenstaande tabel. In deze maatlat worden de drie categorieën soorten ieder op 'goed' (=1, aanwezig of binnen de gesteld range) of 'niet goed' (=0) gescoord. Daartoe wordt een tabel met drie scoringskolommen ingevuld. Per categorie worden de scores opgeteld en gedeeld door het maximum aantal soorten voor die kolom. Deze drie categoriescores tellen op de eindmaatlat niet even zwaar. Er is een wegingsfactor opgenomen (voor de drie categorieën resp. 1/6e, 2/6e en 3/6e van de eindscore). De eindscore ligt tussen 0 en 1. De maatlat is in gelijke 'blokken' van 0,2 opgedeeld als klassengrenzen van de maatlat.

De uiteindelijke maatlat ziet er dan als volgt uit:

| Maatlat Macrofauna | ZGET | GET | matig | ontoereikend | slecht | |
|----------------------|------|------|-------|--------------|--------|---|
| Eindscore macrofauna | ≥0,8 | ≥0,6 | ≥0,4 | ≥0,2 | <0,2 | |
| | 1 | 0,8 | 0,6 | 0,4 | 0,2 | 0 |

3.6.3 Validatie

Validatie van de maatlat is niet mogelijk omdat er geen dataset voor beschikbaar is.

3.6.4 Toepassing

Voor de Westerschelde is de maatlat toegepast. Hiertoe zijn, met uitzondering van het Nonnetje en de Draadworm, de gegevens uit het MWTL-programma gebruikt van de jaren 2000 t/m 2002, de drie meest recent beschikbare jaren met gegevens. Voor de Draadworm en het Nonnetje zijn de gegevens uit de WSV-rapportage overgenomen (gebaseerd op gegevens uit 1994). Dit resulteert in de volgende tabel:

| Soort | Aan/afw. | Presentie | Normatief | Min | Max. | Eenheid |
|--------------------------------|----------|-----------|-----------|---------------------------|------|------------------|
| <i>Alderia modesta</i> | ? | | | | | |
| <i>Alkmaria romijni</i> | 1 | | | | | |
| <i>Assiminea grayana</i> | 1 | | | | | |
| <i>Boccardia redeki</i> | 1 | | | | | |
| <i>Cyathura carinata</i> | 1 | | | | | |
| <i>Hydrobia ventrosa</i> | 0 | | | | | |
| <i>Idotea chelipes</i> | 0 | | | | | |
| <i>Limapontia depressa</i> | ? | | | | | |
| <i>Manayunkia aestuarina</i> | 1 | | | | | |
| <i>Myosotella myosotis</i> | ? | | | | | |
| <i>Arenicola marina</i> | | 0 | | 12 | 31 | % |
| <i>Bathyporeia pilosa</i> | | 0 | | 22 | 29 | % |
| <i>Corophium arenarium</i> | | 0 | | 31 | 37 | % |
| <i>Corophium volutator</i> | | 1 | | 10 | 42 | % |
| <i>Eteone longa</i> | | 1 | | 0 | 14 | % |
| <i>Eurydice pulchra</i> | | 1 | | 6 | 11 | % |
| <i>Haustorius arenarius</i> | | 1 | | 4 | 10 | % |
| <i>Heteromastus filiformis</i> | | 1 | | 0.5 | 4 | g/m ² |
| <i>Hydrobia ulvae</i> | | 0 | | 34 | 50 | % |
| <i>Macoma balthica</i> | | 1 | | 150 | 600 | n/m ² |
| <i>Nephtys cirrosa</i> | | 1 | | 5 | 17 | % |
| <i>Nephtys hombergii</i> | | 0 | | 4 | 21 | % |
| <i>Nereis diversicolor</i> | | 1 | | 38 | 50 | % |
| <i>Nereis succinea</i> | | 1 | | 9 | 22 | % |
| <i>Oligochaeta</i> | | 1 | | 18 | 35 | % |
| <i>Pygospio elegans</i> | | 1 | | 57 | 74 | % |
| <i>Scoloplos armiger</i> | | 1 | | 11 | 19 | % |
| <i>Scrobicularia plana</i> | | 0 | | 9 | 26 | % |
| <i>Spio martinensis</i> | | 1 | | 7 | 17 | % |
| <i>Tharyx marioni</i> | | 1 | | 18 | 33 | % |
| <i>Scolecopsis squamata</i> | | 1 | | 2 | 5 | % |
| <i>Spiophanes bombyx</i> | | 1 | | 1 | 7 | % |
| <i>Streblospio shrubsolii</i> | | 1 | | 0 | 7 | % |
| <i>Cerastoderma edule</i> | | | 1 | 1250 | 3750 | ha |
| <i>Mytilus edulis</i> | | | 0 | 200 | nvt | ha |
| <i>Mya arenaria</i> | | | 0 | adulte populatie aanwezig | | |

| | | | |
|-----------------|------|------|------|
| aantal 1-en: | 5 | 17 | 1 |
| totaal-soorten: | 7 | 23 | 3 |
| Realisatie: | 0,71 | 0,74 | 0,33 |
| Weegfactor: | 1 | 2 | 3 |
| Eindscore: | | | 0,53 |

Het eindoordeel op basis van deze resultaten luidt: ontoereikend. De tabel overziend is duidelijk dat de categorie-3-soorten, de grote schelpdieren, het grote knelpunt vormen. Wanneer ook de Kokkel een 0 scoort, daalt de eindscore zelfs tot 0.37 (ontoereikend). Enerzijds is daar wellicht aanleiding toe, omdat een enkele historische bron spreekt van kokkelbanken in het sublitoraal, die in de WSV-referentie niet zijn meegeteld en thans niet meer voorkomen. Anderzijds is duidelijk dat de eindscore erg gevoelig is voor de scores bij de categorie-3-soorten, mede omdat geen score tussen 0 en 1 is toegestaan.

3.6.5 Overig

De gebruikelijke macrofauna-bemonstering (MWTL) levert weliswaar waarnemingen van garnalen en krabben op, die eigenlijk ook tot de gewone macrofauna behoren, maar gezien de getijmigratie die beide soorten in nazomer/najaar ontwikkelen én het gegeven dat boomkorvisserij een betere methodiek is om deze mobiele soorten te bemonsteren, zou informatie hierover beter van de visserij kunnen komen. Bij het kwaliteitselement vissen is daar echter vooralsnog geen rekening mee gehouden. Voorstel is, gezien met name de negatieve trend in de garnaalstand, in een later stadium aandacht aan die soorten te besteden.

4 Discussie en aanbevelingen

4.1 Taxonlijsten

De resultaten voor de watertypen R14 en R18 impliceren dat de taxonlijsten voor deze watertypen op enige punten zouden moeten worden aangepast. Vooral de negatief dominante taxa bleken vaak in klasse 1 en 2 monsters van beide watertypen te ontbreken. Behalve een “foutieve” taxonlijst kan dit fenomeen mogelijk ook een ander oorzaak hebben (paragraaf 3.2). Daarnaast was het hoge aantal kenmerkende taxa in zowel klasse 2 als klasse 4 monsters voor KRW type R14 opvallend. Door het verwijderen van kenmerkende taxa die in de klasse 2 monsters worden gevonden zouden resultaten verbeterd kunnen worden. Het probleem met de kenmerkende taxa lijkt minder te spelen voor KRW type R18, toch zou het ook hier zinvol zijn om de taxonlijst nog eens grondig door te lopen. Tot slot bleken de positief dominante taxa voor KRW type R18 wel potentieel te bieden voor opname in de maatlat, in tegenstelling tot de overige typen. Het lijkt raadzaam om de lijst met positief dominante taxa voor de watertypen R5, R6 en R14 waar mogelijk bij te stellen.

4.2 Validatie

Vanwege een gebrek aan monsters is alleen de maatlat voor KRW type R5 gevalideerd. In de toekomst zullen meer monsters moeten worden verzameld die kunnen worden gebruikt voor de validatie van de verschillende watertypen. Extra aandacht zal moeten worden besteed aan het vinden van monsters van kwaliteitsklasse 5. Aangezien monsters van klasse 5 niet meer in Nederland beschikbaar zijn, zullen monsters moeten worden verzameld van vergelijkbare wateren in het buitenland. Alleen op deze manier is het mogelijk om de nu nog pragmatisch bepaalde grens tussen klasse 4 en 5 voor KRW type R5 te onderbouwen. Hierbij kan ook de rol van de zeldzaamheid beter worden onderzocht.

Behalve om vast te stellen of de huidige klassengrenzen ook toepasbaar zijn in zijn algemeenheid moet het validatie proces daarnaast dienen om inzicht te krijgen in de robuustheid van systeem. Hierbij moet vooral worden gedacht aan de effecten van seizoensverschillen en afwijkingen in determinatieniveau ten opzichte van de opgestelde taxonlijsten op de resultaten.

Het percentage monsters dat bij de validatie voor KRW type R5 overeenkomstig de classificatie op basis van expertkennis is beoordeeld, bedroeg slechts 36%. Vooral opvallend bij de validatie is het lage percentage negatief dominante individuen in de klasse 1 monsters. In de dataset gebruikt voor calibratie lag de mediaan voor DN % (abundantie) op 51 en in de dataset gebruikt voor validatie slechts op 18. De validatie is alleen gebaseerd op monsters uit Limburgse wateren, hier kan de oorzaak liggen voor de slechte resultaten. Het kan zijn dat er toch regionale verschillen bestaan of dat in de Limburgse wateren op afwijkende wijze is bemonsterd. Hierbij moet worden vermeld dat de mediaan voor het totaal aantal taxa gevonden in een monster voor de calibratie monsters lag op 57 en de voor de Limburgse validatie monsters op 27, hetgeen wel een verschil impliceert. Voor een aantal Limburgse monsters bleek het totaal aantal dominant negatieve, dominant positieve en kenmerkende taxa minder dan 10% uit te maken van het totaal. De gevonden lage percentages hangen sterk samen met het ontbreken van negatief dominante taxa in de Limburgse monsters. Het lage percentage negatief dominante taxa in de Limburgse monsters betekent dat of

veel taxa zijn gevonden die niet in de opgestelde soortenlijsten stonden of dat veel taxa op en niet tot op soort zijn gedetermineerd, waarschijnlijk is er sprake van een combinatie van beide.

Het verdient het de aanbeveling in de toekomst voor validatie alleen monsters te gebruiken waarvan het totaal aantal dominant negatieve, dominant positieve en kenmerkende taxa meer dan 10% uit te maken van het totaal aantal taxa. Daarnaast moeten monsters van verschillende waterbeheerders verspreid over heel Nederland worden gebruikt voor de validatie van KRW type R5 om te bepalen of de slechte validatie met de Limburgse monsters een uitzondering is. Daarnaast moeten monsters van klasse 3 en 4 beter zijn vertegenwoordigd. Tot slot moet worden getracht te werken met recentere monsters waarvan de kwaliteit naar alle waarschijnlijkheid beter is. De huidige monsters komen uit de periode '82-'97.

4.3 Toepassing maatlat

Voor gebruik van de maatlat voor KRW type R5 en R6 moet men zich een aantal dingen realiseren. De huidige maatlat is onvoldoende gevalideerd en gebaseerd op zeer weinig data. Daarnaast zijn de effecten van verschillen in samenstelling van monsters ten gevolge van het seizoen en verschillen in determinatieniveau op de uiteindelijke classificatie nog niet vastgesteld. Bij het opstellen van de maatlat is gebruik gemaakt van zowel voorjaars- als herfstmonsters. Validatie moet uitmaken of voorjaars- en herfstmonsters inderdaad met dezelfde maatlat kunnen worden beoordeeld. De monsters die zijn gebruikt bij het opstellen van de maatlat zijn niet in alle gevallen gedetermineerd op soortniveau. Een mogelijk gevolg hiervan is dat de klassengrenzen te laag zijn vastgesteld. Bij de toepassing van de maatlat moeten in principe alle groepen tot op soortniveau worden gedetermineerd voor een correcte beoordeling. Tot slot moet worden vermeld dat een correcte beoordeling staat of valt met de wijze waarop is bemonsterd. Het uitgangspunt van de maatlat is een 5 m monster genomen met een standaardnet (van der Hammen et al. 1985) waarbij alle habitats worden bemonsterd in verhouding tot hun bedekkingspercentage.

4.4 Maatlatten voor overgangs- en kustwateren

De discussie over biologische normen is niet nieuw. Na de introductie van de AMOEBE bij de Derde Nota Waterhuishouding (NW3) in 1989 [Min. VenW, 1989], een mijlpaal in het Nederlandse waterbeleid omdat voor het eerst de natuur als functie van een watersysteem werd benoemd, is de discussie over de juiste manier van normeren doorgegaan. De kritiek op de AMOEBE (Algemene Methode voor OEcosysteembeschrijving en -BEoordeling) was velerlei. [De Bruin, 1992] De belangrijkste waren het referentie jaar 1930, dat als willekeurig werd beoordeeld (in die tijd was de menselijke invloed al duidelijk merkbaar en was er dus geen natuurlijke referentie aanwezig) en het beoordelen van een heel ecosysteem aan de hand van een beperkt aantal doelsoorten, wat onvoldoende inzicht zou geven in het functioneren van het ecosysteem. Er was te weinig kennis van de oorzaak/effectketens om maatregelen te kunnen koppelen aan veranderingen van de doelsoorten. Er was sowieso te weinig kennis van de biologische component van het watersysteem.

NW3 eiste dus van de beheerders van de watersystemen dat zij hun systeem kenden. Om een systeem te kennen, moet een beheerder gaan meten. Na NW3 is door het rijk, c.q. Rijkswaterstaat, een uitgebreid biologische monitoringnet opgezet. Dit net is

echter bedoeld om het watersysteem te volgen en eventuele veranderingen te signaleren, dus niet de processen in het systeem te leren kennen. Hierdoor kon volstaan worden met een relatief gezien minimale inspanning en daarmee een simpel gehouden meetnet. Voor de zoute wateren was de dichtheid van het meetnet verder afhankelijk van het belang van het watersysteem. Hierdoor is in de Westerschelde een dichter net aanwezig dan in de Waddenzee. De problematiek in de Westerschelde speelt immers op internationaal niveau, door de problematiek rond het verdiepen van de vaargeul ten behoeve van de haven van Antwerpen. De Waddenzee daarentegen is vooral een intern Nederlandse aangelegenheid. Het meetnet is hier dan ook beduidend minder dicht. De Noordzee is dusdanig groot dat de smalle kuststrook, van belang voor de KRW, niet in die vorm is meegenomen. Wel kent de monitoring van de Noordzee een bemonsteringsstratum kuststrook die veel breder is. Het kennen van de verspreiding van taxa in het watersysteem is niet de bedoeling van het biologische meetnet, ook niet vergroten van het inzicht van de biologische processen in de zoute wateren.

Bij het opstellen van de maatlatten voor de KRW komen de onvolkomenheden van het meetnet prominent naar voren. Ten eerste de relatief korte tijd dat er frequent genoeg gemeten wordt (sinds 1991) en ten tweede de onvoldoende dekking in de meeste watersystemen om een voldoende beeld te hebben van de verspreiding van de organismen in dat watersysteem. Verder is de monstermethodiek erg selectief. Aangezien de meeste monsterlocatie in het sublitoraal liggen (onder water), wordt er gemonsterd met behulp van happers, boxcores en/of steekbuizen. Deze apparaten zijn relatief traag en de snellere zwemmers als garnalen en krabben worden dan ook alleen bij toeval in de monsters aangetroffen. Deze groepen zouden beter als vissen behandeld kunnen worden en volgend de daarvoor geldende methodiek bemonsterd moeten worden. Door het NIOZ op Texel is een andere bemonsteringsmethode ontwikkeld, de zogenaamde bodemschaaf of Triple-D (deep digging dredge). Met dit apparaat wordt een ander deel van het macrozoöbenthos gevangen dat wordt aangeduid met de term megabenthos. Het monsteroppervlak bedraagt ongeveer 20-30 m² en de maaswijdte is 7 mm. Hiermee zijn juist de grotere, mobiele epibenthossoorten te vangen. Beide methoden vullen elkaar aan en voorgesteld wordt om beide methoden in het bemonstering-programma te gebruiken. Om een idee te krijgen van de verhouding tussen de monsters en het watersysteem kunnen we het biologisch meetnet van de Noordzee, dat in het kader van het MWTL sinds 1995 wordt uitgevoerd, als voorbeeld nemen. Het Nederlandse deel van de Noordzee is 57065 km² groot. Er worden jaarlijks 100 monsters genomen met behulp van een boxcore. De boxcore neemt een hap bodem met een oppervlak van ±0,07 m². Gemiddeld wordt er dus 0,07 m² representatief geacht voor 570650000 m². Dat is een factor $8 \cdot 10^9$ tussen de monsters en het gebied dat zij representeren. De minder frequent voorkomende organismen hebben weinig kans in de monsters terecht te komen. Een maatlattensysteem dat is gebaseerd op zeldzame soorten is dan ook niet zinvol.

Zoals aangegeven zijn er geen monsterlocaties van het MWTL-standaard monsterprogramma in de 1-mijlszone van de KRW. In paragraaf 3.1.3 wordt de uitkomst van het onderzoek naar het macrobenthos van de zandige kust besproken. Er blijkt een transect aanwezig te zijn van het hoge strand naar het diepere water, waarin zones zijn te onderscheiden met verschillende levensgemeenschappen. [Mulder, 2000; Mulder en Janssen, 2003] Aangezien deze hele strook van belang is voor de KRW,

wordt voorgesteld om het standaard bemonsteringsprogramma hier op in te richten. Dat betekent een voldoende aantal locaties langs de kust en bemonstering van de verschillende levensgemeenschappen in het transect van een locatie. De Waddenzee wordt op vier locaties bemonsterd en de Dollard maar op één locatie, de Heringsplaat.

| <i>Locatie</i> | <i>Aantal raaien of vakken</i> | <i>Aantal monsters</i> |
|---|--------------------------------|------------------------|
| <i>1 Balgzand</i> | <i>3 raaien (1,0 km)</i> | <i>50 per raai</i> |
| <i>2 Sublitoraal westelijke Waddenzee</i> | <i>3 raaien (1,5 km)</i> | <i>15 per raai</i> |
| <i>3 Piet Scheve Plaat</i> | <i>3 raaien (0,9 km)</i> | <i>20 per raai</i> |
| <i>4 Groninger Wad</i> | <i>5 permanente vakken</i> | <i>16-20 per vak</i> |
| <i>5 Heringsplaat</i> | <i>3 raaien (0,9 km)</i> | <i>20 per raai</i> |

Per locatie worden voldoende monsters genomen om van die specifieke plaats adequate informatie te krijgen. De Waddenzee is echter opgedeeld in een aantal kombergingsgebieden. Voor een goed beeld is uitbreiding naar meerdere kombergingsgebieden aan te bevelen. In het gebied rond de uitstroom van de Eems wordt niet gemeten, dus is er van dit gebied weinig tot geen recente informatie. Voorgesteld wordt om hier het standaard monsterprogramma op aan te passen. De verschillende watertypen hebben verschillende manieren van scores gekregen. De ene keer is gebruik gemaakt van gemiddelde minimum en maximum aantallen, terwijl in andere watertypen gebruik is gemaakt van 25 en 75 percentielen. Dit verschil zal geen wezenlijk andere uitkomsten geven, maar de definitieve uitwerking moet op vergelijkbare manier gebeuren voor alle watertypen.

Ysebaert en Herman geven in hun rapport aan (zie bijlage 1) dat een goed maatlattensysteem gebaseerd moet zijn op verschillende niveaus van het ecosysteem. Tevens gaat het om temporele en geografische verschillen. Voorbeelden zijn:

- verschillen in arealen van habitats,
- soorten kunnen als exoten plotseling opduiken en een belangrijke plaats in het ecosysteem innemen,
- menselijke stressoren kunnen in intensiteit veranderen.

Voor een deel worden deze verschillen in de nu voorgestelde maatlatten wel weergegeven door naast soorten ook biomassa's en arealen te gebruiken. Er is in dit systeem echter geen gebruik gemaakt van procesparameters als productie of voedingstypen. Voorgesteld wordt om dit verder uit te werken. Probleem blijft de koppeling van stressoren aan de maatlatten. Dit soort ingreep-effectrelaties zal voorlopig nog wel een zwak punt blijven in de kennis van het macrobenthos.

Verder geven zij nog een aantal aanbevelingen. Een aantal daarvan is al in de nu voorgestelde systematiek verwerkt, zoals het gebruik van arealen van biogene structuren en het op soortsniveau uitwerken van de maatlatten. Hier worden niet alle aanbevelingen behandeld (zie voor het hele rapport de bijlage), maar een aantal punten is van belang voor de discussie.

Gezien de grootschaligheid van de watersystemen wordt de toepassing van technieken als remote sensing interessant. Voorgesteld wordt om te onderzoeken in hoeverre dat mogelijk is. Dit kan worden gekoppeld aan de mogelijkheden van geomorfologische

wetmatigheden bij het voorkomen van organismen en het gebruik van voorspellingsmodellen. Modellen op zichzelf kunnen helpen bij het opstellen van betere referentiebeelden, bijvoorbeeld met behulp van responscurves en populatiedynamische wetmatigheden. Ook kunnen met behulp van multivariate analyses van de gemeenschappen optimalisaties in het monitoringprogramma worden doorgevoerd. Dit soort technische ontwikkelingen zullen een duidelijke plaats moeten krijgen in de verdere uitwerking van de KRW.

Literatuur (rivieren en meren)

- Bal, D., H.M. Beije, M. Fellingner, R. Haveman, A.J.F.M. van Opstal, F.J. van Zadelhoff (2001) *Handboek Natuurdoeltypen*. Expertisecentrum LNV, Wageningen, 832p.
- Beers W.M. & Verdonschot P.F.M. (2000). *Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren deel 4, Brakke binnewateren. Achtergronddocument bij het handboek natuurdoeltypen in Nederland*. Rapport EC-LNV nr. AS-04.
- Durand A.M., Peeters E.T.H.M. & Wortelboer F.G. (1998). *Effecten van ingrepen in het waterbeheer op aquatische levensgemeenschappen. Soortbenadering, fase 1: ontwikkeling van het prototype*. RIZA werkdocument 98.140X, STOWA werkrapportnummer 98-W-02, RIVM rapportnummer 70 37 18 003.
- Franken R.J.M. & Peeters E.T.H.M. (2000). *Biotische en abiotische beschrijving van de middelste en hoogste kwaliteitsniveaus voor stromende wateren en sloten*. Deel 1 Hoofddocument. Rapport nr. M321 Leerstoelgroep Aquatische Ecologie & Waterkwaliteitsbeheer, Wageningen Universiteit.
- Higler B. (2000). *Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren deel 7, Laagveenwateren. Achtergronddocument bij het handboek natuurdoeltypen in Nederland*. Rapport EC-LNV nr. AS-07.
- Hammen van der H. (1992). *Macrofauna van Noord-Holland. Provincie Noord-Holland*, Dienst Ruimte en Groen, Haarlem. Proefschrift K.U. Nijmegen.
- Hammen van der H., Claassen T.H.L. & Verdonschot P.F.M. (red.) (1984). *Handleiding voor hydrobiologische milieu-inventarisatie*. Interprovinciale Ambtelijke Werkgroep Milieu-inventarisatie, subwerkgroep Hydrobiologie, Haarlem.
- Mol A.W.M. (1984). *Limnofauna Neerlandica. Een lijst van meercellige ongewervelde dieren aangetroffen in binnenwateren van Nederland*. Stichting european invertebrate survey Nederland
- Nijboer. R.C., Verdonschot P.F.M. & van den Hoorn M.W. (2003). *Macrofauna en vegetatie van de Nederlandse sloten. Een aanzet tot beoordeling van de ecologische toestand*. Rapport nr. 688. Alterra, Wageningen.
- Nijboer R. (2000). *Natuurlijke levensgemeenschappen van de Nederlandse binnenwateren deel 6, Sloten. Achtergronddocument bij het handboek natuurdoeltypen in Nederland*. Rapport EC-LNV nr. AS-06.
- Nijboer, R.C. & P.F.M. Verdonschot (red) (2001) *Zeldzaamheid van de macrofauna van de Nederlandse binnenwateren*. Werkgroep Ecologisch Waterbeheer, Themanummer 19, 77p.
- Remane A. & Schlieper C. (1985). *Die biologie des brackwassers*. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

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

Verdonschot P.F.M., Higler L.W.G., van der Hoek W.F. & Cuppen J.G.M. (1992). *A list of macroinvertebrates in dutch water types: a first step towards an ecological classification of surface waters based on key factors*. Hydrobiol. Bull. 25: 241-259.

Verdonschot, P.F.M., R.C. Nijboer & H.E. Vlek (2003) *Defenitiestudie Kaderrichtlijn Water (KRW); II. De ontwikkeling van maatlatten*. Wageningen, Alterra, Reasearch Instituut voor de Groene Ruimte, 203p.

Stowa (1992). *Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater. Beoordelingssysteem voor stromende wateren op basis van macrofauna*. Rapport nr. 92-07. Stichting Toegepast Onderzoek Water, Utrecht.

Stowa (1993). *Ecologische beoordeling en beheer van oppervlaktewater. Beoordelingssysteem voor sloten op basis van macrofyten, macrofauna en epifytische diatomeeën*. Rapport nr. 93-14. Stichting Toegepast Onderzoek Water, Utrecht.

Stowa (2002). *Ecologische beoordeling van brakke binnenwateren*. Rapport nr. 2002-01. Stichting Toegepast Onderzoek Water, Utrecht.

WEW 1995. *Levensgemeenschappen van brakke wateren. Aanzet tot beschrijving en bescherming*. Werkgroep ecologisch waterbeheer, werkgroep brakke wateren. Themanummer 5.

Literatuur (overgangs- en kustwateren)

- Arkel, M.A. van & M. Mulder (1982): Macrobenthische fauna van het Eems-Dollard estuarium: een kwalitatieve survey (1978); een kwantitatieve survey (1979); veranderingen in een periode van vijf jaar. BOEDE publicaties en verslagen nr. 7-1982.
- Bal, D., H.M. Beijer, M. Fellingner, R. Haveman, A.F.J.M. van Opstal, F.J. Zadelhoff (2001): Handboek Natuurdoeltypen. Rapport Expertisecentrum LNV nr 2001/020, Wageningen 2001.
- Baptist, H.J.M. & E. Jagtman (1997): De Amoebes van de zoute wateren. Rapport RIKZ-97.027, Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Den Haag.
- Beukema, J.J. (1976): 'Biomass and species richness of the macro-benthic animals living on tidal flats of the Dutch Wadden Sea.' Netherlands Journal of Sea Research, 10, pp. 236-261.
- Beukema, J.J. & G.C. Cadée (1997): 'Local differences in macrozoobenthic response to enhanced food supply caused by mild eutrophication in a Wadden Sea area: Food is only locally a limiting factor.' Limnol. Oceanogr. 42(6): 1424-1435.
- Beukema J.J., E. Flach, R. Dekker & M. Starink (1999): 'A long-term study of the recovery of macrozoobenthos on large defaunated plots on a tidal flat in the Wadden Sea.' J. Sea Res. 42: 235-254
- Bijkerk, R. (1988): Ontsnappen of begraven blijven: de effecten op bodemdieren van een verhoogde sedimentatie als gevolg van baggerwerkzaamheden (literatuuronderzoek). Rapport RDD, Aquatic Ecosystems, Groningen.
- Boer, W.F. de, P. Daniels, K. Essink (2001): Towards Ecological Quality Objectives for North Sea Benthic Communities. Koeman en Bijkerk BV, rapport nr. 2001-11.
- Boon, A.R., W.A. Wiersinga (2002): Parameters Ecosysteendoelen Noordzee. Rapport EC-LNV nr 2002/116. Ede/Wageningen, 2002.
- Bos, A. (1980): De invloed van de kwaliteit van het water in het Eems-Dollard estuarium op de groei en de conditie van enkele filterfeeders. Rapport BI-MV 80.09, RIZA.
- Bouma, H., D.J. de Jong & F. Twisk (2003): Zoute Wateren Ecotopenstelsel (ZES). –concept rapport- Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg. Coosen, J., J. Seys, P.M. Meire & J.A.M. Craeymeersch (1994): 'Effect of sedimentological and hydrodynamical changes in the intertidal areas of the Oosterschelde estuary (SW Netherlands) on distribution, density and biomass of five common macrobenthic species: *Spio martinensis* (Mesnil), *Hydrobia ulvae* (Pennant), *Arenicola marina* (L.), *Scoloplos armiger* (Muller) and *Bathyporeia* sp..' Hydrobiologia 282/283: 235-249.
- Brinkman, A.G., N. Dankers, M. Van Stralen (2002): 'An analysis of mussel bed habitats in the Dutch Wadden Sea.' Helgolander Marine Research, 56, pp 59-75.
- Bruin, J.de, B.W.M van Hees, P.J.A. Praat, J.A.A. Swart, H.J. van der Windt, H.B. Winter (1992): De Amoebe en Onzekerheden. Sectie Wetenschap en Samenleving/Biologisch Centrum en Vakgroep Bestuursrecht & Bestuurskunde/Faculteit de Rechtsgeleerdheid, Rijksuniversiteit Groningen,

- Haren/Groningen, 1992. Serie uitgaven van de vakgroep Bestuursrecht en Bestuurskunde nr 1.
- Craeymeersch, J.A. (1999) The use of macrobenthic communities in the evaluation of environmental change. Proefschrift Rijksuniversiteit Gent, Gent
 - Dankers, N., W.E. van Duin, M.F. Leopold, G.F.P. Martakis, C.J. Smit, D.C. van der Werf & H.P. Wolfert (2001): Ontwerp-ecotopenstelsel Kustwateren. Voorstel voor classificatie en advies voor validatie. Alterra-rapport 177, Alterra, Wageningen.
 - Dekker, R., W. de Bruin (2000): Het macrozoöbenthos op twaalf raaien in de Waddenzee en de Eems/Dollard in 1999. Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, Texel. NIOZ-rapport 2000-8
 - Dijkema, K.S., G. Van Tienen, J.J. van Beek (1989): 'Habitats of the Netherlands, German and Danish Wadden Sea 1 : 100,000.' Research Institute for Nature Management, Texel / Veth Foundation, Leiden.
 - Dijkema, K.S. (1991): 'Towards a habitat map of the Netherlands, German and Danish Wadden Sea.' Ocean Shoreline Management, 16, pp 1-21.
 - Dittmer, J.-D. (1983): 'The distribution of subtidal macrobenthos in the estuaries of the rivers Ems and Weser.' In: Wolff. W.M. (ed.) Ecology of the Wadden Sea. Vol. 4 Invertebrates, A.A. Balkema, Rotterdam. Pp.188-205.
 - Duuren, L. van, G.J. Eggink, J. Kalkhoven, J. Notenboom, A.J. van Strien, R. Wortelboer, red. (2003): Natuurcompendium 2003. Natuur in cijfers. CBS en Milieu- en Natuurplanbureau / RIVM.
 - Eertman, R.H.M. & A.C. Smaal (1995): Habitat karakterisering zoute watersystemen. Rapport RIKZ 95.042, Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.
 - Escaravage, V., T. Ysebaert, M Bos & H. Hummel (2003): Karakteristieken van het macrobenthos in de Oosterschelde in verband met actuele beheersvragen. Nederlands Instituut voor Oecologisch Onderzoek / Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie (NIOO-CEME), Yerseke. Zie ook bijlage 1.
 - Essink K., P. Tydeman, F. de Koning & H.L. Kleef. (1986) :On the adaptation of the mussel *Mytilus edulis* L. to different environmental suspended matter concentrations. Rapport GWAO-86.156, Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren.
 - Essink, K. (1993): Ecologische effecten van baggeren en storten van baggerspecie in het Eems-Dollard estuarium en de Waddenzee. Rapport DGW-93.020, Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren.
 - Essink, K. & P. Esselink (1998): Het Eems-Dollard estuarium: interacties tussen menselijke beïnvloeding en natuurlijke dynamiek. Rapport RIKZ-98.020, Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Haren.
 - Graveland, J., B. Dauwe & B. Kornman (2002): Waardering voor de Westerschelde: voorstel voor beoordelingscriteria gebaseerd op inventarisaties van de ecologische toestand, gebruik, beleid en beoordelingsmethoden. Rapport RIKZ/2002.053, Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.
 - Holtmann, S.E., A. Groenewold, K.H.M. Schrader, J. Asjes, J.A. Craeymeersch, G.C.A. Duineveld, A.J. van Bostelen, J. van der Meer (1996): Atlas of the

- zoobenthos of the Dutch Continental Shelf. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat, Directie Noordzee, Rijswijk, pp 1-244.
- Iedema, A. (1990): Voorkomen en verspreiding van het nonnetje *Macoma balthica* en de strandgaper *Mya arenaria* in het oostelijk deel van de Westerschelde in 1989. Stageverslag Rijkswaterstaat / Dienst Getijdewateren, Middelburg.
 - Kater, B. & J.M.D.D. Baars (2003): Reconstructie van oppervlakten van litorale Japanse oesterbanken in de Oosterschelde in het verleden en een schatting van het huidig oppervlak. RIVO Rapport C017/03, Nederlands Instituut voor Visserijonderzoek (RIVO), Yerseke
 - Kleef, H.L. (1991a): Het macrozoöbenthos van de Hond-Paap in het Eems-Dollard estuarium in 1988. Nota GWAO-91.061, Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren.
 - Kleef, H.L. (1991b): Ontwikkeling van de sublitorale bodemfauna in de Bocht van Watum (Eems-Dollard estuarium) gedurende de periode 1977-1989. Nota GWAO-91.062, Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren.
 - Knoben, R.A.E., M.C.E. Limbeek, T. Ietswaart, J.W. van der Vegte (2003): Belasting en effecten van menselijke activiteiten in de Nederlandse kustwateren. Rapport Royal Haskoning, referentie: 9M5402/R00004/RKn/Rott1, 24 juni 2003.
 - Kristensen, I. (1959): “The Coastal Waters of the Netherlands as an Environment of Molluscan Life”. *Basteria*, Vol 23, Supplement, 1959, pp18-46.
 - Lindeboom, H., W. van Raaphorst, J. Beukema, G. Cadee, C. Swennen (1995): “(Sudden) Changes in the North Sea and Wadden Sea: Oceanic Influences Underestimated?” *Deutsche Hydrographische Zeitschrift*. Supplement 2, 1995, pp 87-100.
 - Lorentz C.M., H. Duijts, J.G. Hartholt (2003): Aanzet tot een ecologisch beoordelingssysteem voor kustwateren en overgangswateren. Een verkenning ten behoeve van de Kaderrichtlijn Water. Rapport RIKZ/ 2003.024.
 - Meire, P.M., J. Seys, J. Buijs & J. Coosen (1994:)’ Spatial and temporal patterns of intertidal macrobenthic populations in the Oosterschelde: are they influenced by the construction of the storm-surge barrier? ‘ *Hydrobiologia* 282/283: 157-182.
 - Michaelis, H. (1983): ‘Intertidal benthic animal communities of the estuaries of Ems and Weser.’ In: W.J. Wolff (ed): *Ecology of the Wadden Sea*. Vol I, Balkema, Rotterdam, pp 4/158-4/188.
 - Michaelis, H., H. Fock, M. Grotjahn & D. Post (1992): ‘The status of the intertidal zoobenthic brackish-water species in estuaries of the German Bight.’ *Neth. J. Sea Res.* 30: 201-207
 - Ministerie van Verkeer en Waterstaat (1989): Water voor nu en later; derde Nota waterhuishouding. Tweede Kamer, vergaderjaar 1988-1989, 21 250 nrs.1-2, Den Haag
 - Mulder, S. (2000) *Ecologie van de zandige kust. Het voorkomen van benthische macrofauna en meiofauna in relatie tot versteiling van de kust*. Werkdocument RIKZ/OS/200.617x.
 - Mulder, S., Janssen, G.M. (2003) *Kader Richtlijn Water - Aanzet tot een maatlat voor benthos in de kustzone*. Werkdocument RIKZ/OS/2003.xxx

- Ommeringen, G. van (1988): Het strand van vroeger. Een studie naar veranderingen van flora en fauna langs de kust aan de hand van niet-schriftelijke bronnen. Rapport van Bureau Duin + Kust, Leiden.
- Oosterbaan, A.F.F. (1989): Veranderingen in de Hollandse kustfauna. Wetenschappelijke Mededeling KNNV nr. 193.
- Petersen, G.H. et al. (1996): 'Red list of macrofaunal benthic invertebrates of the Wadden Sea.' Helgoländer Meeresunters. 50, Suppl., 69-76.
- Peters, B.G.T.M., G.A. Liek, J.W.M. Wijsman, M.W.M. Kuijper & G.Th. van Eck (2003): Monitoring van de effecten van de verruiming 48'/43'. MOVE-rapport 8, Deel B: hoofdrapport, Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.
- Projectgroep BeheersPlan Nat Zeeland (1996): BeheersPlan Nat 1993-2010 (BPN): functieplan-periode 1997-2002. Rijkswaterstaat, Directie Zeeland, Middelburg.
- Rijsdijk, B. (1995): Lange-termijn ontwikkeling van de bodemfauna in de Dollard (1977-1994). Werkdocument RIKZ/OS-95.6611x.
- Seys, J.J., P.M. Meire, J. Coosen & J.A. Craeymeersch (1994): 'Long-term changes (1979-1989) in the intertidal macrozoobenthos of the Oosterschelde estuary: are patterns of total density, biomass and diversity induced by the construction of the storm-surge barrier?' Hydrobiologia 282/283: 251-264.
- Sponselee, G.M.P. & M.A. Buise (1979): Het Verdrongen Land van Saeftinghe. J. Duerinck-Krachten B.V., Kloosterzande.
- Stikvoort, E. (2002): Verwachte effecten doorspoelmaatregel Volkerak-Zoommeer op de Westerschelde. Werkdocument RIKZ/AB/2002.805x, Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.
- Tydeman, P. (1996): Ecologisch profiel van de wilde litorale mosselbank (*Mytilus edulis* L.). Rapport RIKZ-96.026, Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Den Haag.
- Tydeman, P. (2000): Het macrozoöbenthos op vijf permanente kwadranten op het Groninger wad in 1999. Rapport RIKZ/2000.039.
- Verdonschot, P.F.M., M. Klinge & D.T. van der Molen (red.)(2003): Algemene systeembeschrijving en pressoren voor de belangrijkste watertypen van de Kaderrichtlijn Water in Nederland. – concept juni 2003
- Vos, M., W.J. Wolff (2001): Ontwerp-ecotopenstelsel voor de brakke Rijkswateren. Rapport Rijksuniversiteit Groningen, Mariene Biologie.
- Welle, J. van der & P. Meire (1999): Levende Eems, herstelplan voor Eems en Dollard. Waddenvereniging, Groningen/Harlingen.
- Wolff, W.J. (1973): The estuary as a habitat. An analysis of data on the soft-bottom macrofauna of the estuarine area of the rivers Rhine, Meuse, and Scheldt. E.J. Brill, Leiden.
- Ysebaert, T., P. Meire, J. Coosen, K. Essink (1998): 'Zonation of intertidal macrobenthos in the estuaries of Schelde and Ems'. Aquatic ecology . - Vol. 32 ; p. 53-71

- Ysebaert, T. (2000): Macrozoobenthos and waterbirds in the estuarine environment: spatio-temporal patterns at different scales. Proefschrift Universitaire Instelling Antwerpen, Antwerpen.
- Zwarts, L. (1988): ‘De bodemfauna van de Fries-Groningse Waddenkust.’ Flevovericht 294, Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijksdienst voor de IJsselmeerpolders, Lelystad.
- Zwarts, L. (1996): ‘Waders and their estuarine food supplies.’ Van Zee tot Land 60, Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat, Directie IJsselmeergebied, Lelystad.

Bijlage 1. Het beoordelen van de ecologische toestand van kust- en overgangswateren aan de hand van benthische macro-invertebraten (macrobenthos).

Het beoordelen van de ecologische toestand van kust- en overgangswateren aan de hand van benthische macro-invertebraten (macrobenthos)

Tom Ysebaert & Peter M.J. Herman



Koninklijke Nederlandse Academie van Wetenschappen – KNAW
Nederlands Instituut voor Ecologie – NIOO

Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie – CEME
Korringaweg 7, 4401 NT Yerseke

Colofon

*Opdrachtgever: Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ) in het kader van KRW Kust&Zee *Economie*

Ysebaert, T. & P.M.J. Herman. 2003. Het beoordelen van de ecologische toestand van kust- en overgangswateren aan de hand van benthische macro-invertebraten (macrobenthos). NIOO-CEME Rapport 2003-05. KNAW-NIOO, Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie, Yerseke.

© Copyright, 2003. Nederlands Instituut voor Ecologie. Yerseke, Nederland.

ISSN Nummer 1381-6519

Alle rechten beschermd. Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm, geluidsband, elektronisch of op welke andere wijze ook en evenmin in een opslag systeem worden opgeslagen zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de auteurs/directeur van het Nederlands Instituut voor Ecologie (NIOO-CEME).

INHOUDSTAFEL

| | | |
|------|---|----|
| 1. | Inleiding – Doel van de nota | 2 |
| 1.1. | Inleiding | 2 |
| 1.2. | Leeswijzer | 2 |
| 2. | Beoordelingssystemen in de Kaderrichtlijn Water | 3 |
| 3. | Kenmerken van kust- en overgangswateren | 4 |
| 4. | Benthische processen in kust- en overgangswateren | 6 |
| 5. | Benthische macro-invertebraten als indicatoren | 8 |
| 6. | Karakterisatie van benthische populaties en gemeenschappen | 10 |
| 6.1. | Univariate parameters | 10 |
| 6.2. | Multivariate gemeenschapsanalyse | 15 |
| 6.3. | Functionele groepen (functionele diversiteit) | 17 |
| 6.4. | Indicatorsoorten | 20 |
| 6.5. | Structuurindicatoren | 20 |
| 6.6. | Voorspellingsmodellen | 21 |
| 6.7. | Arealen | 22 |
| 7. | Exoten | 23 |
| 8. | Beoordelingssystemen | 25 |
| 8.1. | Noorwegen (NIVA, Molvaer et al., 1997) | 25 |
| 8.2. | Infaunal trophic index | 26 |
| 8.3. | Biotic index BI (Borja et al., 2000) | 26 |
| 8.4. | Biotic Index BENTIX (Simboura & Zenetos, 2002) | 28 |
| 8.5. | Multimetric index: Benthic index of biotic integrity B-IBI | 28 |
| 8.6. | Conclusies en evaluatie | 30 |
| 9. | Aanbevelingen voor de ontwikkeling van een beoordelingssysteem voor macrobenthos in kust- en overgangswateren | 32 |
| 9.1. | Procedures voor monitoring | 32 |
| 9.2. | Opstellen van een beoordelingssysteem | 32 |
| 9.3. | Estuariuschaal – functioneel | 33 |
| 9.4. | Ruimtelijke verdeling van ecotopen in het ecosysteem | 33 |
| 9.5. | Habitatschaal | 33 |
| 9.6. | Populatie-niveau | 33 |
| 9.7. | Referentiesituatie en calibratie | 34 |
| 10. | Conclusies | 35 |
| | Referenties | 37 |

1. Inleiding – Doel van de nota

1.1. Inleiding

De volgens de Kaderrichtlijn Water (KRW) in 2015 te bereiken doelstelling, de goede ecologische toestand, is een afgeleide van de min of meer onverstoorde staat, de referentie (of het maximaal ecologisch potentieel voor niet-natuurlijke wateren). De referentietoestand moet per watertype worden vastgesteld. Om de kwaliteitstoestand te bepalen dient de afstand ten opzichte van de referentie te worden berekend. Dit gebeurt aan de hand van beoordelingssystemen of maatlatten.

Het doel van deze nota is het opstellen van een advies voor het ontwikkelen van maatlatten die van toepassing kunnen zijn voor de kust- en overgangswateren. Hierbij wordt enkel gekeken naar het kwaliteitselement macrobenthos of benthische macrofauna. De nota is een eerste verkenning van de mogelijkheden om tot een betere ontwikkeling van maatlatten voor macrobenthos te komen. Hierbij wordt met name aandacht besteed aan het gebruik van functionele groepen en diversiteit (indices) bij het ontwikkelen van maatlatten. Het document moet beschouwd worden als een aanzet voor verder onderzoek en ontwikkeling.

Uiteindelijk moet een stelsel van maatlatten ontwikkeld worden die gebaseerd is op verschillende kwaliteitselementen (organismegroepen), op afstandsmaten die de afstand ten opzichte van de referentie weergeven, op een methodiek die sturende factoren en andere ecosysteemkenmerken (tezamen kwaliteitselementen) beoordeelt en die rekentechnisch valide is (Verdonschot et al., 2003).

Het document geeft een overzicht van bestaande indices en classificatiesystemen voor het kwaliteitselement benthische macrofauna dat vereist is voor kust- en overgangswateren en tracht suggesties te formuleren om ze verder conform de kaderrichtlijn aan te passen. Sommige onderdelen zijn gebaseerd op Miles & Price (2002), Verdonschot et al. (2003) en de CIS 'Guidance on typology, reference conditions and classification systems for transitional and coastal waters'. Over het algemeen zijn er nog maar weinig beoordelingssystemen ontwikkeld voor kust- en overgangswateren en de bestaande systemen zijn niet direct geschikt voor implementatie van de kaderrichtlijn. Bestaande systemen meten vooral de impact van een verstoring met als belangrijkste criterium de kwetsbaarheid voor die specifieke verstoring. Beoordelingssystemen voor de KRW daarentegen moeten tevens de afstand tot specifieke referentie omstandigheden bepalen.

1.2. Leeswijzer

Na een korte situering van het gebruik van beoordelingssystemen in het kader van de KRW (hoofdstuk 2), wordt eerst ingegaan op enkele kenmerken (natuurlijke en antropogene stressoren) van kust- en overgangswateren (hoofdstuk 3) en het belang van benthische processen in deze watersystemen (hoofdstuk 4). Waarom macrobenthos vaak als indicator voor de toestand van het ecosysteem gebruikt wordt en welk 'signaal' een benthosgemeenschap in het algemeen laat zien bij verstoring komt aan bod in hoofdstuk 5. In hoofdstuk 6 komen verschillende benaderingen (en verwerkingstechnieken) aan bod waarmee het macrobenthos kan gekarakteriseerd worden. Een reeks aanbevelingen, die direct volgen uit de bespreking van de verschillende methoden, wordt geformuleerd. In een apart hoofdstuk wordt ingegaan op het voorkomen van exoten en de daarmee gepaard gaande (ecologische) gevolgen voor het watersysteem (hoofdstuk 7). Een aantal bestaande beoordelingssystemen voor de ecologische toestand van kust- en overgangswateren, die in meer of mindere mate gebruik maken van de in hoofdstuk 6 beschreven indicatoren en verwerkingsmethodes, worden behandeld in hoofdstuk 8. Gebaseerd op de algemene beschouwingen en de evaluatie van deze bestaande beoordelingssystemen, worden in hoofdstuk 9 aanbevelingen geformuleerd voor een (nieuw te ontwikkelen) beoordelingssysteem. Daarbij worden de eerder geformuleerde aanbevelingen uit hoofdstuk 6 samengevat. Hoofdstuk 10 bevat de voornaamste conclusies.

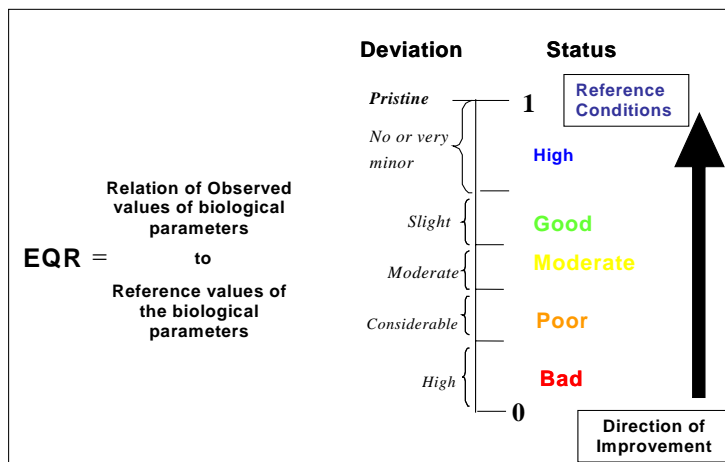
2. Beoordelingssystemen in de Kaderrichtlijn Water

Het doel van de ecologische beoordeling is 'het beoordelen van de effecten van menselijke activiteiten op ecologische kenmerken op de verschillende geïntegreerde schalen in ruimte en tijd en het evalueren van de resulterende beoordeling in beheersmaatregelen'. Het primaire einddoel is het bereiken van de goede ecologische toestand.

Voor overgangs- en kustwateren vraagt de KRW beoordelingssystemen (maatlatten) voor de volgende biologische kwaliteitselementen: fytoplankton, macroalgen, angiospermen en benthische invertebraten (macrobenthos). Voor de overgangswateren komt visfauna als extra kwaliteitselement bij. Deze biologische elementen moeten begeleid worden door hydro-morfologische en fysisch-chemische kwaliteitselementen. De KRW beoordelingssystemen moeten veranderingen meten ten opzichte van referentie condities. De gemonitorde kwaliteitselementen zullen dan ook vergeleken worden met referentie condities, en de mate van afwijking bepaalt in welke ecologische klasse het watersysteem terecht komt. Een KRW-maatlat dient dus uit te gaan van het meten ten opzichte van de referentie. De ecologische toestand dient voor natuurlijke watersystemen in 5 klassen te worden ingedeeld die de mate van afwijking tot de referentie weergeven (zie ook Fig. 1):

- zeer goed ('High'): geen of zeer geringe afwijking
- goed ('Good') = gering afwijking
- matig ('Moderate') = matige afwijking
- ontoereikend ('Poor') = sterke afwijking
- slecht ('Bad') = zeer sterke afwijking

Uiteindelijk moet een eindscore opgesteld worden tussen 0 en 1, d.i. de ecologische kwaliteitscoëfficiënt die de verhouding aangeeft van de actuele toestand tot de referentieomstandigheden (EQR = Ecological Quality Ratio, Fig. 1).



Figuur 1. Klasse-indeling van de kwaliteitselementen.

De KRW geeft echter geen duidelijke richtlijnen hoe deze beoordelingssystemen concreet moeten ingevuld worden.

Elk systeem moet uiteraard aan een aantal criteria voldoen om doeltreffend te zijn. Belangrijke kenmerken van een beoordelingssysteem zijn oa.:

- (i) reageert voorspelbaar op veranderingen (bijv. toenemende mate van stress)
- (ii) is gevoelig en reageert binnen een bepaalde tijdsperiode en geografische schaal op veranderingen
- (iii) is specifiek of reageert onderscheidend op de potentiële verstoringsfactoren
- (iv) toepasbaar en reproduceerbaar op een volledige ecoregio
- (v) verstaanbaar en interpreteerbaar voor niet-specialisten

3. Kenmerken van kust- en overgangswateren

Kustwateren en overgangswateren (=estuaria) vormen de overgangsgebieden tussen de rivieren en de open zee waarin zout en zoet water elkaar ontmoeten. In een dergelijke omgeving spelen zich een aantal complexe fysische en chemische processen af, die van belang zijn om te begrijpen hoe organismen zich aanpassen aan deze specifieke omgeving.

De variabiliteit in ruimte en tijd van deze fysische en chemische processen is in kustwateren, en zeker in overgangswateren, zeer groot. Zoals de naam al suggereert, is het meest typische kenmerk van deze wateren dat het landschap wordt bepaald door overgangen. Deze overgangen zijn het meest uitgesproken in estuaria met een volledige zoet-zout overgang. Langs de lengte-as van het estuarium is er de overgang van zoet naar zout water, met alle daaraan verbonden factoren (longitudinale gradiënt). Dwars op de lengte-as is het de rijk geschakeerde overgang van land naar water die het bodemleven bepaalt (verticale gradiënt). Beide gradiënten, met de daarbij horende kenmerkende fysische en chemische processen, hebben grote biologische consequenties voor het leven in de bodem. Dit resulteert in een grote variabiliteit in de gemeenschappen die van nature in deze watersystemen voorkomen. Aangezien de natuurlijke variatie inherent is aan zulke watersystemen, moet dit ook onderdeel vormen van de te ontwikkelen beoordelingsschema's.

In vergelijking met estuaria waarin de volledige zoet-zout gradiënt is ontwikkeld, hebben andere kust- en overgangssystemen een minder sterke longitudinale gradiënt. Toch geldt ook voor deze systemen (bv. in Nederland: Oosterschelde, Waddenzee, kustzee) dat zoutgehalte niet volledig verwaarloosbaar is, omdat het ook in de hogere range beperkend kan werken voor bepaalde soorten. De andere gradiënten, gerelateerd aan diepte, hydrodynamiek en turbiditeit spelen ook in deze systemen ten volle. Daarnaast is de verticale structuur van de waterkolom van groter belang in die systemen die niet volledig verticaal worden gemengd.

Als natuurlijke stressoren (pressoren) voor benthische macrofauna kunnen dus aangeduid worden:

- (variatie in) saliniteit;
- hydrodynamische factoren zoals stroomsnelheid en golfwerking;
- turbiditeit (rechtstreeks en/of via voedsel, i.e. primaire productie);
- stratificatie (in slecht gemengde systemen);
- droogvalduur (voor het intergetijdengebied).

Het voorkomen van bodemdieren wordt dan ook bepaald door een hele reeks omgevingsparameters: saliniteit, sedimentsamenstelling, stroomsnelheid, droogvalduur. Op basis van deze omgevingsparameters kan men het voorkomen van het benthos met een relatief grote mate van succes voorspellen (Ysebaert et al., 2002).

De menselijke stressoren in kust- en overgangswateren zijn oa.:

- belasting met organisch materiaal (C) en nutriënten (N, P), eutrofiëring
- input van toxische substanties en microverontreinigingen (metalen, PAKs, pesticiden, hormoonverstoorders, ...)
- bagger- en stortactiviteiten (bijv. vaargeulverruiming, uitdiepen geulen, onderhoudsbaggerwerken)
- zandwinnings, zandsuppletie
- (bodem-omwoelende) visserij
- klimaatsverandering (verandering in overspoelingsfrequentie, stormfrequentie, temperatuurregime)
- exoten

Het is duidelijk dat in de meeste Europese kust- en overgangswateren er niet sprake is van één enkele stressor, maar dat we te maken krijgen met een multi-stressor situatie. De KRW spreekt van 'programma's van maatregelen', deze zijn bedoeld om de watersystemen of delen daarvan op het niveau van de goede ecologische status te brengen voor het jaar 2015. Om een geschikt pakket aan maatregelen samen te stellen is een analyse van de oorzaken van verstoring van het grootste belang. De KRW maatlat dient dan ook idealiter een indicatie van de oorzaak van verstoring aan te geven (verstoringfactor specifiek).

Omdat overgangswateren fysisch en chemisch zo'n complexe en dynamische systemen zijn, zeker in vergelijking tot zoetwater systemen en diepe oceaan systemen, is de ontwikkeling van beoordelingssystemen voor het beoordelen van de ecologische toestand van zulke systemen in vergelijking tot het zoete water eerder beperkt. Twee problemen doen zich hierbij voor:

- de natuurlijke variabiliteit of stress is vaak zo groot dat natuurlijke gemeenschappen kenmerken vertonen die ook als indicatief voor bijv. verontreiniging zouden kunnen doorgaan.

- Er is meestal sprake van meerdere menselijke stressoren ('multiple stressors'), waarbij sommige stressoren vaak additioneel werken op de reeds heersende natuurlijke stressoren (bijv. het versneld afvoeren van zoetwater kan de van nature reeds aanwezige zoutgradiënt beïnvloeden; hetzelfde geldt voor het verdiepen van de vaargeul). Als dusdanig is het vaak zeer moeilijk om menselijke stressoren te scheiden van de vele natuurlijke omgevingsvariabelen die macrobenthische gemeenschappen beïnvloeden.

Dus een maatlat moet ideaal gezien niet alleen verstoringsfactor specifiek zijn, maar moet ook de natuurlijke van de menselijke component van een stressor (indien beide aanwezig) kunnen onderscheiden.

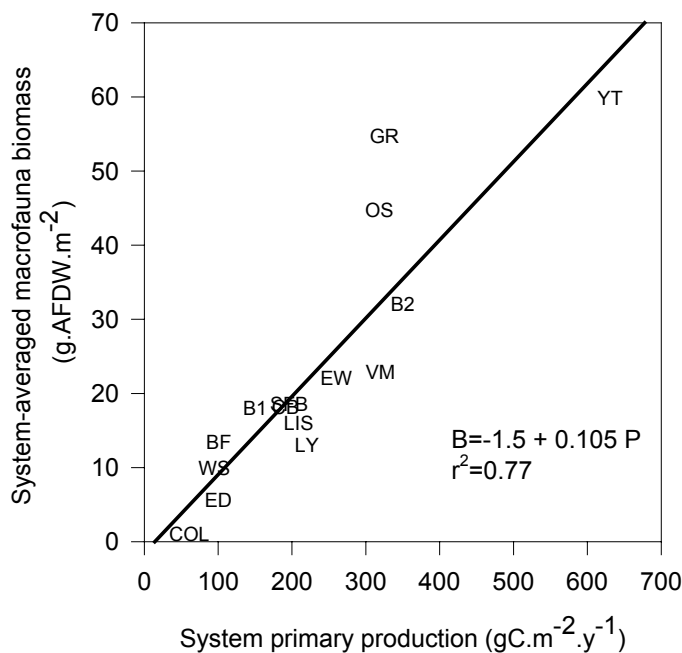
De bestaande biologische beoordelingssystemen blijken dan ook vaak weinig gevoelig, vrij oppervlakkig, niet altijd robuust voor natuurlijke variatie (vooral in estuaria), en ongeschikt voor multistressor situaties. Het gebruik van de huidige systemen is redelijk wanneer het uitersten betreft zoals zeer sterke organische belasting, echter de gevoeligheid op het middengebied laat sterk te wensen over.

4. Benthische processen in kust- en overgangswateren

Benthische processen, d.i. processen die zich in de bodem van aquatische systemen afspelen, kunnen een belangrijke rol spelen in de cyclus van organisch materiaal en nutriënten in deze systemen. De benthisch-pelagische koppeling, de intensiteit van de interactie tussen benthische processen en pelagische (waterkolom) processen, is vooral afhankelijk van de diepte en de structuur van de waterkolom. Deze bepaalt of er rechtstreeks transport mogelijk is tussen de euphotische zone (waar de primaire productie van het fytoplankton gebeurt) en het benthos. In vergelijking tot de open oceanen is in ondiepe, eutrofe waterkolommen de koppeling tussen het benthisch en pelagisch systeem veel directer. Wanneer het water niet gestratificeerd is, heeft het benthos directe toegang tot de algen uit de euphotische zone. Deze graas kan belangrijker zijn dan die door het zooplankton. Er is tevens directe sedimentatie van algenmateriaal naar de bodem. Bij stratificatie van de waterkolom kan de toevoer van organisch materiaal uit de bovenste gemengde zone ook snel optreden. Rond of net onder de pycnocline treedt vlokvorming op van algendetritus ('marine snow'), kort na de voorjaarsbloei van het fytoplankton. Deze conditie van sterke benthisch-pelagische koppeling is typisch voor estuaria en kustzeeën.

Het organisch materiaal dat het benthos bereikt kan worden gerespireerd, het kan worden geresuspendeerd, of begraven in het sediment. Voor al deze processen is de menging van de bodem door organismen (bioturbatie) van groot belang. De respiratie van de macrobenthische organismen is een significant deel van de respiratie van de hele sedimentgemeenschap (15-20 %) (Heip et al., 1995).

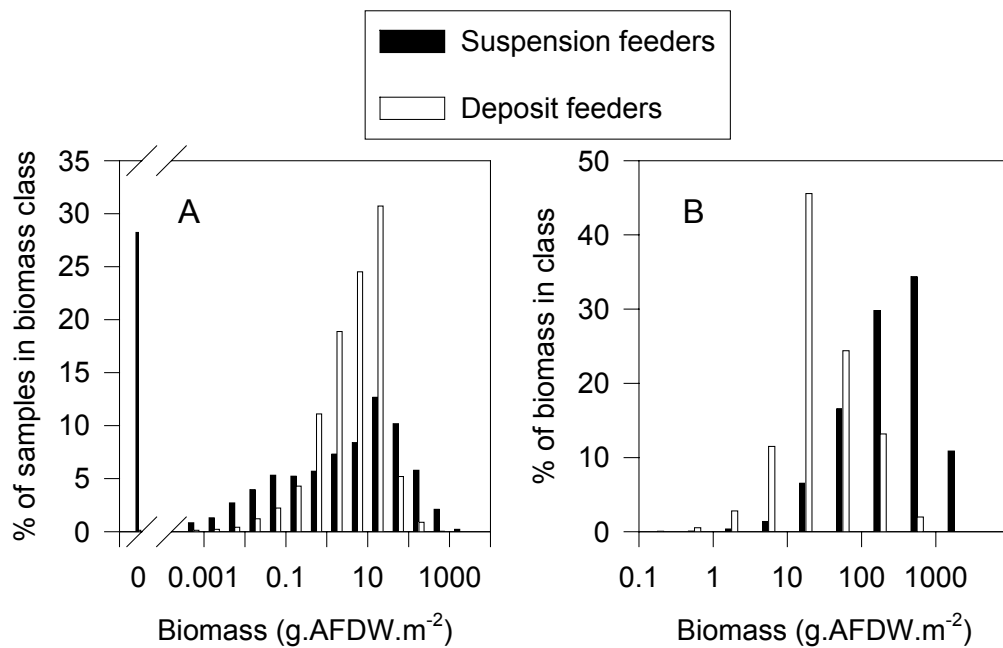
Het macrobenthos is voor zijn voedsel in belangrijke mate afhankelijk van de primaire productie in het ecosysteem. De fractie van de primaire productie die het macrobenthos bereikt hangt sterk af van de fysieke structuur van de waterkolom. In goed gemengde ondiepe estuaria is die belemmering onbelangrijk. In dergelijke systemen observeren we een nauwe correlatie tussen de waarde van de primaire productie en de biomassa van het macrobenthos (Herman et al., 1999) (Fig. 2). De figuur geeft waarden voor primaire productie en macrobenthische biomassa uit een aantal estuaria, met een verschil in productie en macrobenthische biomassa van meer dan een orde van grootte.



Figuur 2. Relatie tussen macrobenthische biomassa en primaire productie in een aantal ondiepe, goed gemengde estuaria. Iedere afkorting staat voor een systeem. Daaronder zijn: WS: Westerschelde, OS: Oosterschelde; GR: Grevelingen; VM: Veerse Meer. (uit Herman et al., 1999)

Deze afhankelijkheid geldt slechts voor de gemiddelde biomassa over een groot gebied. Binnen elk gebied zijn er grote verschillen in biomassa van de ene monsterplaats tot de andere. Die verdeling is afhankelijk van het voedingstype: suspension feeders komen veel meer geclusterd voor dan deposit feeders (zie Herman et al., 1999 voor data in de Oosterschelde (Fig. 3); deze gegevens werden ook in andere ecosystemen bevestigd). Een verklaring daarvoor is dat suspension feeders hun voedsel betrekken uit bewegende watermassa's, en daardoor over een groter gebied met elkaar in concurrentie zijn. Deze observatie heeft

implicaties voor de schaal waarover de samenstelling van een gemeenschap moet worden bekeken: de grootste schaal is die van de suspension feeders, en die zal als maatgevend moeten gelden voor maten die betrekking hebben op het gehele ecosysteem.



Figuur 3. (A) Frekwentiedistributie van 'suspension feeders' en 'deposit feeders' biomassa in de Oosterschelde (n=2368, data verzameld tussen 1990 en 1998) over logaritmische biomassa klassen. 'Suspension feeders' zijn afwezig in een groot aantal monsters, en komen meer frekwent voor in de hogere biomassa klassen. (B) Percentage van de totale biomassa (som van alle samples) dat aangetroffen werd in lokale biomassa's (afzonderlijke biomassa's per monster), opgedeeld in logaritmische klassen. Meer dan 75 % van de waargenomen 'suspension feeder' biomassa werd aangetroffen in lokale biomassa's van meer dan 100 g AFDW m⁻², terwijl de grootste fractie van de 'deposit feeder' biomassa werd aangetroffen in lokale biomassa's van 10-100 g AFDW m⁻² (uit Herman et al., 1999).

5. Benthische macro-invertebraten als indicatoren

In het vorige hoofdstuk zijn enkele belangrijke aspecten van benthische processen en de rol van het macrobenthos hierin op het functioneren van kust- en estuariene ecosystemen kort toegelicht. Daarnaast is de structuur van benthische gemeenschappen vaak beschreven als een betrouwbare indicator van de gezondheidstoestand van een systeem ('ecosystem health'). Enkele belangrijke kenmerken van benthische macrofauna zijn:

- (i) in hoofdzaak sedentair, met slechts beperkte mechanismen om verstoring te ontwijken; benthische macrofauna reageert op lokale impact van de omgeving.
- (ii) relatief gemakkelijk te monitoren en gemeenschappen reageren vrij vlug met veranderingen in soortenstamenstelling en aantallen/biomassa's.
- (iii) in staat om een over de tijd geïntegreerde, in situ respons te geven van veranderingen in het ecosysteem
- (iv) vormen een belangrijke, centrale component van het estuariene ecosysteem
- (v) één van de eerste stappen in de bioaccumulatie van verontreinigende stoffen in de voedselketens van kust- en overgangswateren
- (vi) van de biologische kwaliteitselementen opgenomen in de KRW vormt de benthische macrofauna één van de best bestudeerde groepen, met een relatief grote historische en geografische database.

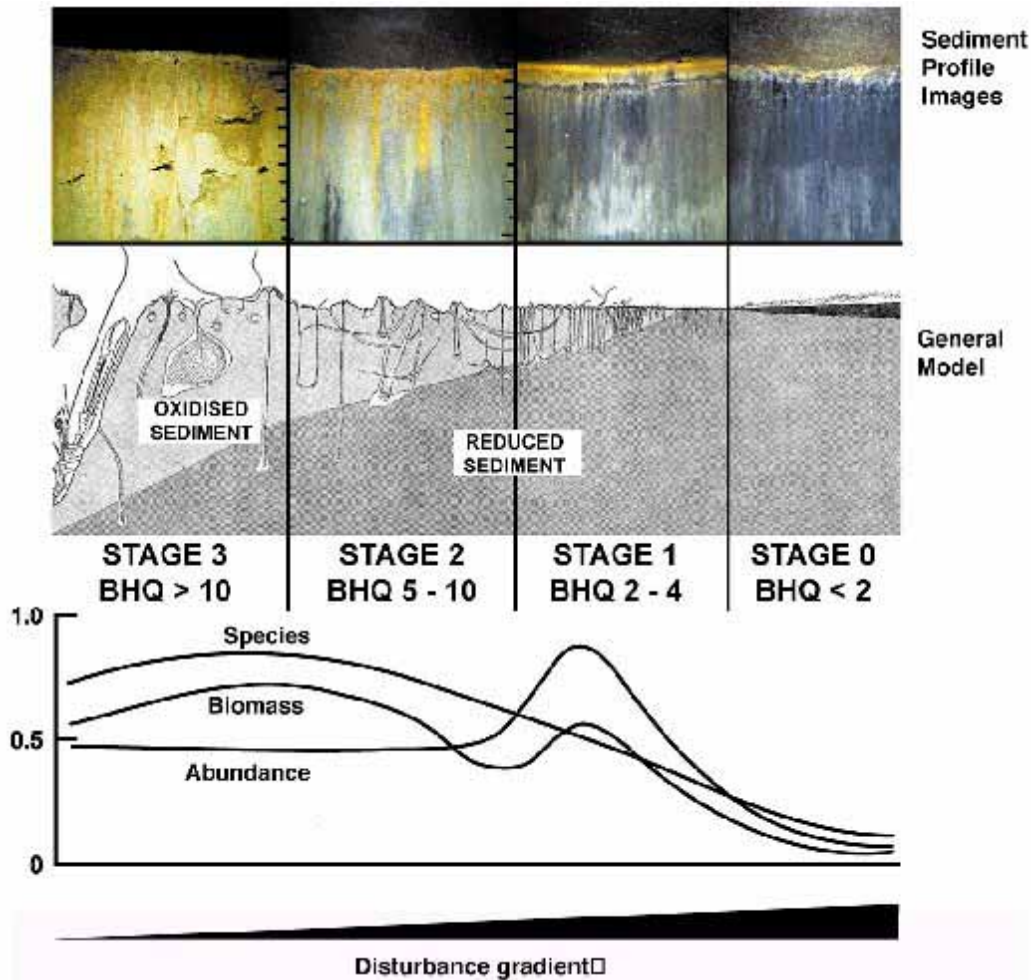
Benthische gemeenschappen reageren op vele vormen van stress omdat het macrobenthos gekenmerkt wordt door organismen met een brede waaier aan voedingswijzes, voortbewegings- en verspreidingsmechanismen, voortplantingsstrategieën, fysiologische toleranties en trofische interacties.

Historisch berust onze kennis van de mariene benthische gemeenschapsstructuur en het functioneren ervan op een aantal vaak gebruikte benthische parameters:

- aantal soorten of soortenrijkdom;
- abundantie en biomassa, uitgedrukt in respectievelijk aantal individuen of gewicht per oppervlakte-eenheid;
- diversiteit van de gemeenschap, a.h.v. de Shannon-Wiener index of andere indexen;
- ecologische identiteit van de dominante soorten, de zogen "key species";
- trends in deze benthische parameters

Een algemeen geldend evolutionair patroon voor een macrobenthische biocoenose van het zacht substraat onder invloed van een stress factor (van menselijke oorsprong) is wereldwijd beschreven, in belangrijke mate gebaseerd op het werk van oa. Pearson & Rosenberg (1978). Dit wordt geïllustreerd aan de hand van Figuur 4.

De veranderingen die deze gemeenschap ondergaat onder invloed van een verstoring (stressor) verloopt als volgt (in dit geval beschreven voor een organische belasting). Langs een gradiënt van lage naar hoge organische belasting van het sediment worden een aantal karakteristieke veranderingen in de fauna beschreven. Bij lage belasting wordt de fauna gedomineerd door grote, diepgravende en sterk bioturberende soorten. Naarmate de organische belasting van het sediment toeneemt, wordt deze fauna vervangen door kleinere, oppervlakkiger levende soorten. De diversiteit neemt aanvankelijk een beetje toe met belasting, maar daalt daarna drastisch. De dichtheid blijft stijgen tot het sediment azoïsch wordt. De biomassa stijgt aanvankelijk, heeft soms nog een tweede piek, maar daalt dan drastisch.



Figuur 4. Model dat de distributie van macrobenthische successie stadia weergeeft langsheen een gradiënt van toenemende verstoring van links (onverstoord) naar rechts (zeer zwaar verstoord) (naar Pearson & Rosenberg, 1978), tesamen met de geassocieerde 'Benthic Habitat Quality' (BHQ) index (Nillson & Rosenberg, 1997). Sediment profielen werden toegekend aan ieder successie stadium, waarbij de geelachtige kleur wijst op geoxideerde sedimenten en de grijs-zwarte kleuren op gereduceerde sedimenten. Onderaan de figuur staat het gegeneraliseerd diagram voor het verloop in soortenrijkdom (species), aantallen (abundance) en bimassa (biomass) langsheen de verstoringgradiënt (Figuur uit Nillson & Rosenberg, 2000; Rosenberg, 2001).

De verandering in de fauna loopt parallel met veranderingen in de redox toestand van het sediment. De geoxideerde laag van het sediment is bij lage belasting diep, en bij toenemende belasting steeds minder. In azoïsche sedimenten is het sediment tot het oppervlak sterk gereduceerd. Hoewel in verschillende studies eenzelfde patroon beschreven wordt in functie van een fysische stressor (Rhoads et al., 1978), is de hierboven beschreven gradiënt/successie met name aangetoond voor situaties met een duidelijke organische belasting vanuit een puntbron en afnemende belasting weg van de puntbron, of wanneer er sprake is van een verminderende organische belasting in de tijd. De vraag blijft evenwel hoe organische belasting de benthische bodemfauna beïnvloedt in aanwezigheid van natuurlijke fysische stress (Schaffner et al., 2001). Duidelijke voorbeelden in macrotidale estuaria zijn tot op heden niet beschreven. Veel van de huidige beoordelingssystemen gaan in meer of mindere mate uit van het hierboven beschreven principe (zie verder).

6. Karakterisatie van benthische populaties en gemeenschappen

De beschrijving van benthische macrofauna kan op verschillende manieren en niveaus gebeuren. Het is niet de bedoeling van deze nota om een compleet en gedetailleerd overzicht te geven van alle mogelijke benaderingen en statistische verwerkingstechnieken. Wel gaan we in op enkele veel gebruikte technieken om benthische gemeenschappen te karakteriseren.

Deze kunnen we als volgt onderverdelen:

- univariate parameters gebaseerd op soortenrijkdom, aantallen en biomassa's
- multivariate gemeenschapsanalyse
- functionele groepen
- indicatorsoorten (biotische indices)
- structuurindicatoren
- voorspellingsmodellen (milieu-indices)
- arealen

De eerste drie beschrijvingen kunnen onder de noemer gemeenschapsindicatoren geplaatst worden, omdat zij uitspraak doen over de volledige gemeenschap van aanwezige soorten. De eerste twee gaan uit van een taxonomische benadering, hoewel multivariate analyse ook op andere benaderingen toepasbaar is.

Daarnaast zijn er niet-taxonomische benaderingen, waarbij taxonomische eenheden worden gegroepeerd in niet-taxonomische categorieën. Zo is er de functionele benadering, waarbij soorten opgedeeld worden in functionele groepen, bijv. op basis van hun voedingswijze.

Indicator taxa of soorten zijn organismen waarvan de aanwezigheid (of afwezigheid) op een plaats indicatief is voor een specifieke milieuconditie. Het gebruik van de ratio tussen 'gevoelige' en 'tolerante' soorten, waarbij soorten opgedeeld worden naar hun respons op een verstoringfactor, is hiervan een voorbeeld.

Structuurindicatoren zijn biologische componenten die door hun opvallende structuur als afzonderlijke habitat types kunnen onderscheiden worden en doorgaans gekenmerkt worden door een begeleidende gemeenschap van karakteristieke soorten.

Voorspellingsmodellen trachten het voorkomen van een organisme te voorspellen op basis van natuurlijke omgevingsfactoren of menselijke stressors.

Nieuwe technieken zoals remote sensing laten toe arealen (oppervlaktes) van bepaalde habitat types te bepalen en kunnen gebruikt worden in een landschapsecologische context. Tevens kunnen ze een link leggen naar andere trofische niveaus.

Beoordelingssystemen voor de ecologische toestand van mariene systemen maken gebruik van (een combinatie van) deze verwerkingsmethodes en indicatoren. Een aantal van deze beoordelingssystemen worden in hoofdstuk 8 beschreven. In dit hoofdstuk worden wel aanbevelingen geformuleerd, die direct volgen uit de bespreking van de verschillende methoden. Deze aanbevelingen worden verder in het rapport uitgewerkt en gebruikt bij het aanbevelen van een methodiek voor beoordeling. De reden dat de aanbevelingen in dit hoofdstuk reeds worden vernoemd is hun directe relatie met de besproken methodieken.

6.1. Univariate parameters

SAB parameters

Mariene benthische gemeenschappen worden vaak gekarakteriseerd op basis van:

- aantal soorten (Species)
- aantal individuen of abundantie (Abundance)
- biomassa (Biomass)

[Pearson & Rosenberg \(1978\)](#) toonden aan dat deze zogenaamde SAB parameters (Species, Abundance, Biomass) zich op een voorspelbare manier (in ruimte en in tijd) gedragen langs een verstoring gradiënt (zie boven).

Het gebruik van de SAB parameters dient echter met de nodige voorzichtigheid te gebeuren, en kan leiden tot foute interpretaties wanneer geen rekening gehouden wordt met de bemonsteringsinspanning en -oppervlakte, aantal replica's, maaswijdte van de zeef, etc. Ook de bekwaamheid van de taxonomist die de determinaties uitvoert kan een bron van fouten zijn.

'Biomassa' is een essentieel onderdeel van de SAB aanpak. Dichtheid en biomassa van de soorten geven immers verschillende informatie over de gemeenschap.

Aantallen worden vaak gedomineerd door kleinere soorten, terwijl de biomassa gedomineerd wordt door enkele individuen van grotere, meestal lang-levende soorten. Dus niet alleen is er een verschil tussen abundantie en biomassa wat betreft de dominante soorten (zie ook het Pearson & Rosenberg model), ook de functie die deze soorten vervullen is vaak anders. De functionele benadering komt verder in dit document aan bod. Door de directe link tussen biomassa en primaire productie op het niveau van een volledig estuarien systeem (zie boven), vormt biomassa tevens een link tussen het macrobenthos en het (kwaliteitselement) fytoplankton en is het een indicator voor het functioneren van het watersysteem. In de KRW wordt enkel melding gemaakt van soortensamenstelling en abundantie ('species composition' and 'abundance'). Wij pleiten voor het toevoegen van biomassa als te meten parameter.

Aanbeveling KRW: Het gebruik van biomassa als parameter is aan te bevelen omwille van zijn directe link met het functioneren van het watersysteem, en omwille van de zwaardere weging (in vergelijking met dichtheidsmaten) van grote, langlevende en functioneel belangrijke soorten.

Diversiteitsindexen en grafische interpretatie

Op basis van deze primaire parameters zijn er heel wat secundaire parameters afgeleid, de zogen. diversiteits indexen. Ook zijn er een aantal grafische interpretatie methodes ontwikkeld. Een overzicht van het gebruik van diversiteits indexen in mariene milieus is te vinden in Heip et al. (2001).

De beschrijving van een gemeenschap wordt vaak gedaan aan de hand van één of twee getallen die de 'diversiteit' of de 'evenness' van een gemeenschap weergeven. Hiervoor zijn een hele reeks indexen ontwikkeld, en enkele daarvan zijn zeer populair geworden in ecologische studies en met name in toegepaste gebieden zoals impact studies.

Het basisidee van een diversiteitsindex is het verkrijgen van een kwantitatieve maat voor biologische variabiliteit die kan gebruikt worden voor het vergelijken van biologische entiteiten (in ruimte of tijd). Twee verschillende aspecten worden algemeen aanvaard bij te dragen tot het concept van de diversiteit van een gemeenschap: soortenrijkdom ('species richness') en 'evenness'. Soortenrijkdom is een maat voor het totaal aantal soorten in de gemeenschap, 'evenness' is een maat voor hoe evenredig de individuen verdeeld zijn over de aanwezige soorten in de gemeenschap. Sommige indexen, de zogen. 'heterogeneity indices', combineren beide aspecten, maar volgens Heip (1974) is een 'evenness' index maar bruikbaar wanneer hij onafhankelijk is van de soortenrijkdom.

De meeste diversiteitsindexen en grafische interpretaties gaan uit van de soort-abundantie verdelingen ('species-abundance distributions'), m.a.w. van de relatieve abundantie van een soort ten opzicht van de totale abundantie van alle soorten samen in een gemeenschap.

Hill (1973) definiëerde een set van 'diversity numbers' van verschillende orde welke verschillende aspecten van de gemeenschap karakteriseren en waarin ook twee van de meest gebruikte indices verwerkt zitten. De diversiteit tot de orde a wordt gedefiniëerd als:

$$N_a = \left(\sum_i p_i^a \right)^{1/(1-a)}$$

waar p_i is de relatieve abundantie (proportie) van soort i in de sample of gemeenschap. Voor $a = 0$, N_0 is gelijk aan S , het aantal soorten in een sample (soortenrijkdom). Voor $a = 1$, N_1 is

$$N_1 = \exp(H')$$

waar H' is de Shannon-Wiener diversiteitsindex:

$$H' = - \sum p_i \ln p_i$$

Dit is de meest toegepaste diversiteits index in de ecologische literatuur. De Shannon-Wiener index is dan ook toegepast in verschillende beoordelingssystemen (zie verder). De Shannon index neemt toe met het aantal soorten en kan daarom in theorie hoge waarden aannemen. In de praktijk is H' echter meestal kleiner dan 5. In bovenstaande formule is gebruik gemaakt van het natuurlijk logaritme (grondtal e), dit in tegenstelling tot de originele definitie waarin het logaritme met grondtal 2 gebruikt wordt. Volgens Heip et al. (2001) heeft N_1 meer natuurlijke eenheden.

Bij het vergelijken van verschillende diversiteits indexen moet men dan ook goed kijken met welk grondtal de index is berekend.

Het volgende Hill nummer, N_2 , is de reciproke van de 'Simpson's dominance index' λ , welke gegeven wordt door de formule

$$\lambda = \sum_i p_i^2$$

De Simpson index veronderstelt dat de diversiteit omgekeerd evenredig is met de kans dat twee willekeurig uit de populatie gekozen exemplaren tot dezelfde soort behoren. Dus als D stijgt, daalt de diversiteit. Daarom wordt er gewerkt met de reciproke Simpson diversiteitsindex, welke gelijk is aan $1/\lambda$. Dit maakt de interpretatie gemakkelijker. De waarde ligt tussen 0 en S in. De Simpson index is het meest gevoelig voor veranderingen in de talrijkheid van de meer algemene soorten.

Het Hill diversiteits nummer tot de orde $+\infty$, $N_{+\infty}$ is gelijk aan de reciproke van de proportionele abundantie van de meest algemene soort. Het wordt ook de 'dominance index' genoemd. Het is een gemakkelijk te bepalen index omdat het enkel een onderscheid vraagt tussen de meest algemene soort en alle anderen. Hill (1973) toonde aan dat de diversiteits nummers verschillende aspecten van de gemeenschap kunnen karakteriseren, hoewel in de praktijk de verschillende Hill nummers vaak sterk onderling gecorreleerd zijn. Het nummer tot de orde $+\infty$ houdt enkel rekening met de meest algemene soort. Het andere uiterste, N_0 is de reciproke van de proportionele abundantie van de zeldzaamste soort, zonder rekening te houden met de meer algemene soorten. De nummers N_0 , N_1 , en N_2 liggen tussen dit spectrum in. H_2 geeft meer gewicht aan de abundantie van algemene soorten (en is dus minder beïnvloed door het bijkomen of verdwijnen van een aantal zeldzame soorten dan N_1 . Deze laatste geeft dan weer minder gewicht aan de zeldzame soorten dan N_0 , welke eenzelfde gewicht toekent aan alle soorten, onafhankelijk van hun abundantie. Het is dan ook aan te raden om diversiteits nummers met verschillende orde te beschouwen wanneer men een gemeenschap wil karakteriseren.

Een diversiteitsindex geeft een maat voor de structuur van de gemeenschap, maar niet voor het functioneren van de gemeenschap. Het is dus mogelijk dat twee gemeenschappen eenzelfde diversiteit hebben, terwijl de mechanismen die tot hun structuren geleid hebben totaal verschillend zijn.

Aanbeveling KRW: Diversiteits indices zijn bruikbaar als samenvattende beschrijving van een gemeenschap, maar moeten aangevuld worden met functionele aspecten van de gemeenschap.

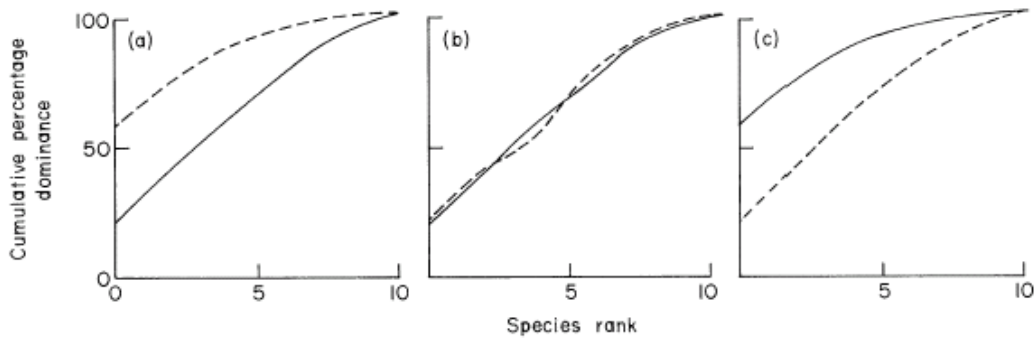
De verdeling van de aantallen over de soorten worden vaak ook grafisch voorgesteld, en vele methoden bestaan om zulke data te plotten. De 'Ranked Species Abundance' (RSA) curves rangschikken S soorten van 1 (meest abundante soort) tot S (minst abundante soort), en abundantie wordt dan geplot in functie van deze rangschikking. Lamshead *et al.* (1983) heeft deze benadering verder ontwikkeld: in de zogen. 'k-dominance' curve wordt het cumulatief percentage (d.i. het percentage van de totale abundantie dat bepaald wordt door de k -meest dominante soort plus alle meer dominante soorten) geplot ten opzichte van de rangschikking van k soorten (rank k of \log rank k). Grotere soortenrijkdom komt tot uiting door een verdere extensie van de curve langs de x -as, terwijl een grotere evenness tot uiting komt wanneer de curve een rechte lijn benadert.

ABC-methode

Een aparte benadering vormt de ABC-methode, welke gebruik maakt van zowel de distributie van de aantallen, als van de distributie van de biomassa.

De onderliggende theorie van de 'Abundance/Biomass Comparison' (ABC) methode wordt beschreven door Warwick (1986, 1993). Onder onverstoorde omstandigheden zijn de competitief dominante soorten in een macrobenthos gemeenschap wat we noemen conservatieve soorten of K -strategen. K -strategen hebben een relatief lange levensduur en domineren de gemeenschap in termen van biomassa (grote organismen), maar zelden in termen van aantallen. Opportunistische soorten of r -strategen, die gekenmerkt worden door een korte levensduur komen ook in de gemeenschap voor, en zijn in het algemeen in termen van abundantie (aantal individuen) de dominante soorten, maar domineren niet in termen van biomassa omwille van de doorgaans kleine lichaamsgrootte. In verstoorte omstandigheden gaan echter de r -strategen zowel abundantie als biomassa domineren.

Doel van de methode is het plotten van aparte k -dominantie curven voor abundantie en biomassa in eenzelfde grafiek, waarbij de vorm van de curves met elkaar vergeleken wordt (Figuur 5).



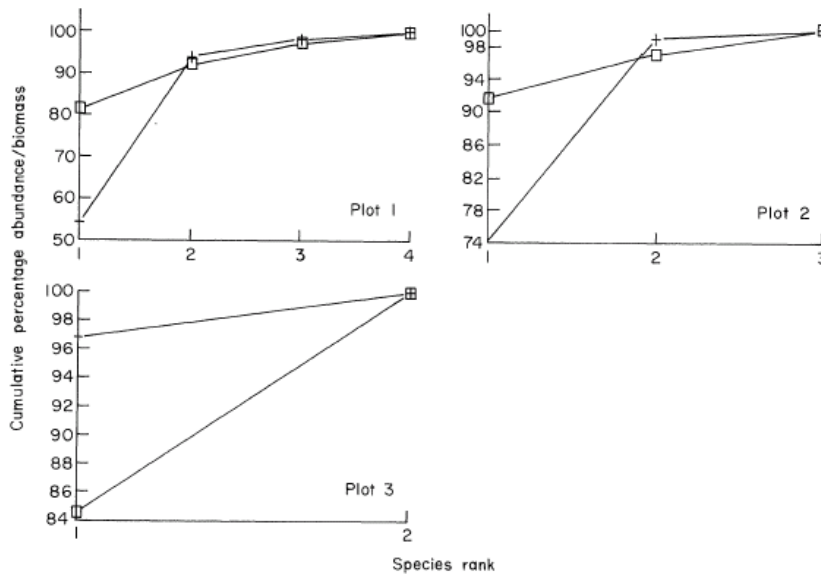
Figuur 5. Hypothetische k -dominance curves voor biomassa (-----) en abundantie (—) onder (a) niet verstoorde (unstressed, unpolluted), (b) matig verstoorde (moderately stressed, moderately polluted) en (c) sterk verstoorde (highly stressed, grossly polluted) omstandigheden (Figuur uit Meire & Dereu, 1991, naar Warwick, 1986).

In ongestoorde (unstressed) gemeenschappen zal de biomassa curve boven de abundantie curve liggen, terwijl in verstoorde (stressed) gemeenschappen de abundantie curve boven de biomassa curve zal liggen. Min of meer overlappende curven worden waargenomen bij gematigde vormen van stress.

Deze methode wordt algemeen toegepast in kustwateren, en in mindere mate in estuaria, maar is ook bekritiseerd door verschillende auteurs. De grafische interpretatie wordt bemoeilijkt wanneer de cumulatieve abundanties en biomassa's de 100% benaderen, vooral wanneer dit gebeurt bij enkele zeer dominante soorten. Deze situatie komt vaak voor in estuaria waar het aantal soorten relatief laag is en de abundanties zeer hoog (Dauer *et al.* 1993). Daarbij komt dat de visuele informatie te veel afhangt van de meest dominante soort voor abundantie en biomassa. Gemeenschappen kunnen dan ook foutief als sterk verstoord, matig verstoord of niet verstoord aangezien worden. Ook het moment van bemonsteren kan een invloed hebben. In het voorjaar en de vroege zomer treedt recruitment en vestiging van grote aantallen kleine organismen op, wat voor een onverstoorde locatie tot foute interpretaties kan leiden (Dauer *et al.*, 1993). Volgens Dauer *et al.* (1993) speelt ook de bemonsteringsinspanning (aantal replica's, bemonsteringsoppervlakte) een rol. Een grotere bemonsteringsinspanning kan immers leiden tot het waarnemen van zeldzamere, grotere soorten.

Verschillende onderzoekers hebben de methode ook toegepast op intergetijdengebieden (Beukema, 1988; Craeymeersch, 1991; Meire & Dereu, 1991), en hier bleek de methode vaak misleidende informatie op te leveren, bijv. door het voorkomen van grote aantallen kleine, mobiele soorten (Beukema, 1988). Het ontbreken van grote langlevende soorten in fysisch sterk verstoorte milieus is consistent met de concepten die aan de basis liggen van de ABC methode: men verwacht inderdaad meer r -strategen in deze omstandigheden dan K -strategen. De ABC methode levert in deze omstandigheden dus wel informatie over het algemeen stressniveau, maar omdat fysische stress van nature voorkomt in bepaalde ecotopen, is de ABC methode hier niet informatief over antropogene stress. Meire & Dereu (1991) toonden aan dat in de (niet verontreinigde) Oosterschelde verstoorte situaties kunnen optreden bij een lange droogvalduur of op die plaatsen waar mosselen bevestigd worden. In de meer verontreinigde Westerschelde vonden dezelfde auteurs voor drie locaties op een slik in de brakke zone van het estuarium een ongestoorde situatie (1 locatie) en een matig verstoorte situatie (2 locaties) (Fig. 6). Vooral het feit dat slechts enkele soorten werden waargenomen op deze locaties maakte de interpretatie echter niet betrouwbaar. Algemeen kan worden gesteld dat in van nature soortenarme situaties (zoals de brakwaterzone van een estuarium) de ABC-methode weinig geschikt is om patronen in de benthische gemeenschap te herkennen.

DelValls *et al.* (1998) vonden in de Golf van Cadix een relatie tussen de ABC curves en organische verontreiniging, maar veranderingen in de benthosgemeenschap ten gevolge van anorganische belasting werden niet teruggevonden in de ABC curves.



Figuur 6. ABC-curves voor drie locaties (plot 1, plot 2, plot 3) op een slik (Galgenschoor) in de brakke zone van het Schelde-estuarium (Figuur uit Meire & Dereu, 1990).

Aanbeveling KRW: De ABC-methode is indicatief voor stress (verontreiniging) maar het gebruik ervan in estuaria wordt afgeraden omwille van het moeilijk onderscheiden tussen natuurlijke (fysische) stress en menselijke verstoring en het vaak kleine aantal soorten dat van nature in deze systemen voorkomt. De ABC-methode is toepasbaar bij $S \gg 10$ en in fysisch niet erg gestresseerde situaties (bepaalde kustwateren).

Het taxonomisch niveau

Een steeds terugkerende vraag bij het samenvattend beschrijven van macrobenthische gemeenschappen is het taxonomisch niveau waarop de beschrijving moet plaatsvinden. Het is duidelijk dat de informatie-inhoud van beschrijvingen maximaal is wanneer alle individuen tot op soortsniveau worden gedetermineerd. Anderzijds kan het kostenbesparend werken om deze hoge taxonomische resolutie te verlaten, omdat het determineren minder tijd vraagt en door technisch minder onderlegde personen kan gebeuren. In principe kan op twee verschillende manieren worden afgeweken van een volledige resolutie op soortsniveau. Men kan (alle) individuen determineren op een hoger taxonomisch niveau (bv. genus, familie, orde), of men kan zich bij de bemonstering beperken tot enkele soorten waarvan van tevoren is vastgesteld dat zij de meest kenmerkende zijn. Beide benaderingen hebben echter belangrijke nadelen. Hoewel is aangetoond dat het gebruik van een hoger taxonomisch niveau voldoende resolutie kan opleveren voor het detecteren van grote milieuverschillen of sterke gradiënten, zijn er geen duidelijke bewijzen dat binnen hogere taxa de soorten vergelijkbare responsen op de omgeving vertonen (Herman & Heip, 1988). Het gebruik van slechts enkele ('indicator')soorten voor monitoring en (uiteindelijk) beoordeling, heeft tot gevolg dat heel wat gemeenschapsindicatoren (zoals de diversiteits indices) niet langer bruikbaar zijn, maar hierin schuilt ook het gevaar dat in de toekomst verschuivingen in de gemeenschap en/of introducties (invasies) van bijv. exoten gemist dan wel laattijdig gedetecteerd zullen worden. Een belangrijk nadeel tenslotte van het verlaten van het soortsniveau is dat het niet langer mogelijk is periodiek een multivariate analyse uit te voeren om de belangrijkste trends en patronen in de dataset te onderzoeken (zie verder).

Aanbeveling KRW: Het taxonomisch niveau op de soort houden.

De opsplitsing van diversiteit

Bij het berekenen van diversiteits indices worden soorten beschouwd als verschillende attributen, maar tegelijkertijd ook als gelijke attributen: men houdt geen rekening met de relatieve verschillen tussen soorten. Nochtans zijn in de natuur sommige soorten sterker gerelateerd tot sommige andere soorten dan tot de rest van de gemeenschap. Deze relatie kan op verschillende criteria beschouwd worden, bijv. taxonomische relaties, morfologische types, trofische groepen, enz.

Soorten die taxonomisch meer gelijkend zijn, zijn doorgaans ook meer gelijkend qua morfologie, en vaak ook in hun gedrag en ecologische rol in het systeem, dan soorten die behoren tot verschillende hogere taxa. Gebaseerd op dit principe hebben [Warwick & Clarke \(1995, 1998\)](#) twee nieuwe indices voorgesteld. In de eerste, 'taxonomic diversity', wordt de abundantie van een soort gewogen met de taxonomische verwantschap (path length) met de andere soorten. De taxonomische diversiteit is dan de gemiddelde (gewogen) path length tussen elk paar van individuen.

Een tweede index, de 'taxonomic distinctness', wordt gedefinieerd als de ratio tussen de waargenomen taxonomische diversiteit en de waarde die zou bekomen zijn wanneer alle individuen tot eenzelfde genus zouden behoren. Deze index bleek zeer gevoelig te zijn voor veranderingen in benthosgemeenschappen rond boorplatformen in de Noordzee.

6.2. Multivariate gemeenschapsanalyse

In tegenstelling tot de SAB en diversiteits indices houdt multivariate gemeenschapsanalyse wel rekening met de soortensamenstelling in een gemeenschap. Dit kan belangrijk zijn als het effect van een verstoring resulteert in een verandering in soortensamenstelling, eerder dan een verandering in diversiteit. Immers dan zijn diversiteits indices niet geschikt. In realiteit zal het zo zijn dat een verstoring zal leiden tot een verandering in de aanwezige soorten en van de totale gemeenschapsstructuur.

In een multivariate analyse worden dus alle elementen van de soort x sample matrix gebruikt. De taxonomische samenstelling wordt weerhouden en volledig gebruikt.

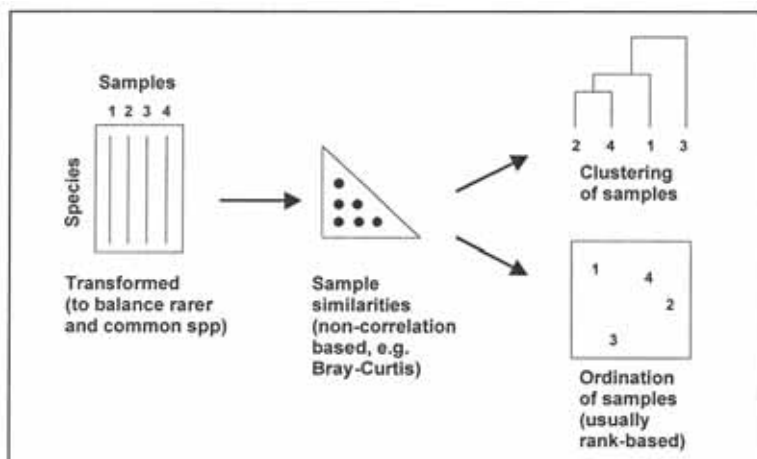
De meest gebruikte multivariate gemeenschapsanalyses zijn classificatie (of clusteranalyse) en ordinatie. Clusteranalyse omvat een aantal technieken die voor verschillende doeleinden gebruikt kunnen worden. De eerste toepassingen ervan in de ecologie waren uitsluitend gericht op classificatie van levensgemeenschappen (syntaxonomie). Thans wordt clusteranalyse meer en meer uitgevoerd om op grond van het daarmee verkregen globale beeld hypothesen te kunnen formuleren, bijvoorbeeld over mogelijke relaties tussen samenstelling van levensgemeenschappen en het abiotisch milieu. Daarnaast blijft classificatie belangrijk voor het maken van typologieën, bijvoorbeeld ten behoeve van een habitattypologie. Verschillende technieken bestaan maar worden hier niet nader uitgewerkt (zie oa. [Gauch, 1982](#), [Jongman et al., 1987](#); [Legendre & Legendre, 1998](#)).

Men zoekt bij ordinatie-analyse naar dominante patronen in een soorten-stations matrix. Bij deze zogen. geometrische modellen zijn er twee grote groepen. Bij de eerste groep wordt de afstandsmatrix *a priori* gekozen zijn. Bij deze modellen kunnen metrische of niet-metrische methoden gebruikt worden. Bij de niet-metrische

methode *Nonmetric Multidimensional Scaling (NMDS)* worden de oorspronkelijke

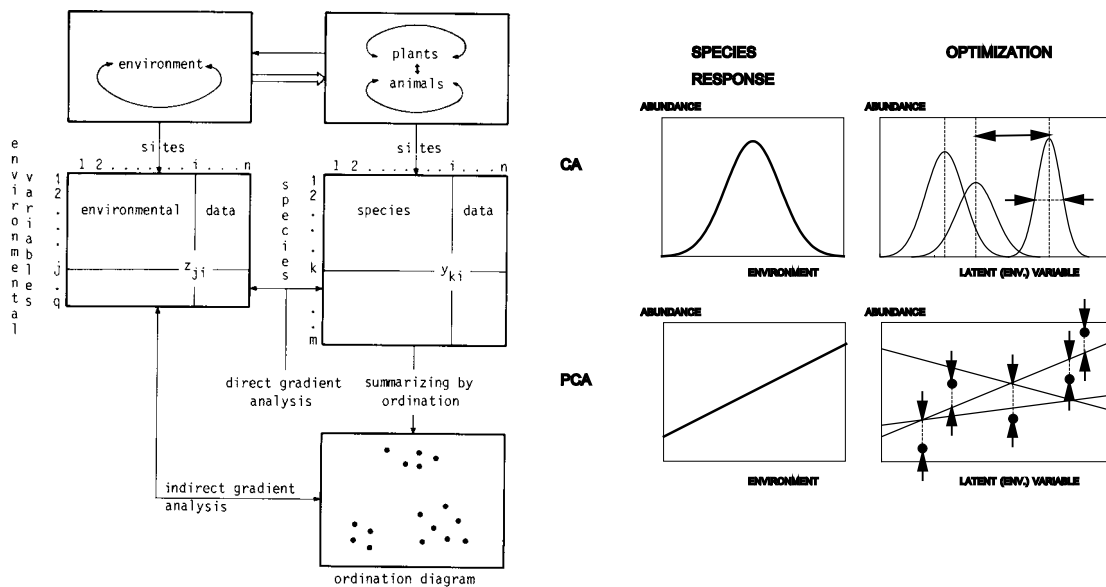
dissimilariteiten d.m.v. een iteratief programma zoveel mogelijk benaderd door

de euclidische afstand in een aantal dimensies (Fig. 7). Deze benadering gebeurt door een niet-lineaire monotone regressie.



Figuur 7. Verschillende stadia in een multivariate analyse gebaseerd op similiariteitscoëfficiënten (uit [Clarke & Warwick, 2001](#)).

Bij de tweede groep wordt de dissimilariteitsmatrix *a posteriori* gesuggereerd uitgaande van een geometrische visie op de statistisch gecorreleerde verwerking van initieel beschikbare data-matrices. De rijen van een dergelijke $n \times p$ matrix beschrijven de objecten als een in een p -dimensionele ruimte te situeren zwerm van punten. Elk der p assen beantwoordt dan aan één van de onderzochte kenmerken. De initieel bekomen zwerm wordt zo gemanipuleerd dat ofwel de afstanden tussen de uiteindelijke bekomen punten zo goed mogelijk de oorspronkelijke dissimilariteiten proberen weer te geven, *Principaal Component Analyse (PCA)*, ofwel dat de gewogen afstanden tussen de uiteindelijk bekomen punten de oorspronkelijke dissimilariteiten trachten weer te geven, *Correspondentie Analyse (CA)* of een verdere uitwerking ervan *Detrended Correspondentie Analyse (DCA)* (Fig. 8). Deze laatste twee benaderingen zijn iets moeilijker te interpreteren dan de andere methoden. De zogenaamde assen kunnen dus geïnterpreteerd worden als 'latente' (want niet onmiddellijk meetbare, slechts via de soorten zichtbare) dimensies waarlangs men de stations kan ordenen. Als die ordening wordt gevolgd, vertonen de soorten een welbepaalde respons tegenover de latente variabelen. Bij de lineaire ordinatie-analyse (Principal Component Analysis PCA) is dit een lineaire (rechtlijnige) trend. Een soort zal dus meer of minder talrijk worden in stations die geordend zijn volgens de as. Bij 'unimodale' analyses (bv. correspondentie-analyse CA) zullen de soorten een optimumcurve vertonen tegenover de as.



Figuur 8. Verschillende stappen in ordinatie-analyse (uit Jongman et al., 1987).

Deze methodes extraheren dus latente variabelen: (1) waarvoor de soorten een maximale spreiding vertonen en (2) die onafhankelijk zijn van elkaar. De eerste as verklaart dus het grootste deel in het voorkomen van de soorten, de tweede as het grootste deel van de nog onverklaarde variantie en zo verder. Meestal wordt de analyse beperkt tot slechts enkele assen.

Een eigenschap van de geëxtraheerde assen is dat zowel de stations als de soorten langs deze assen worden geordend. Voor een station is de interpretatie dat zijn positie weergeeft wat de waarde van de 'latente variabele' op dit station was. Voor een soort is de interpretatie dat haar positie weergeeft welke waarde van de 'latente variabele' voor de soort optimaal is (bij unimodale modellen) of hoe de soort varieert met de waarde van de latente variabele (bij lineaire modellen). Door deze eigenschap kan het resultaat van een ordinatie-analyse worden weergegeven in een ordinatiedigram of 'biplot', waarbij zowel soorten als stations langs de assen worden uitgezet (Fig. 8). De associatie van beide kan hieruit dan ook worden afgeleid.

Nadat een ordinatie-analyse is uitgevoerd, is het van belang een ecologische interpretatie te vinden voor de 'latente' variabelen. Welke (echte, meetbare) factoren hebben bijgedragen tot de ordening van stations en soorten waartoe de methode is gekomen? Men kan de assen interpreteren door de rangschikking van de stations langs een as te vergelijken met een gemeten variabele in de stations of met een classificatievariabele. In deze 'indirecte' analyse wordt gezocht naar een correlatie tussen de gemeten waarde van omgevingsvariabelen in verschillende stations, met de posities van deze stations op de hoofdassen van de ordinatie. Dit geeft een aanwijzing over de mate waarin de verschillende

omgevingsvariabelen hebben bijgedragen tot de ordening van de stations, en dus tot de structuur van de levensgemeenschappen in die stations.

De hierboven beschreven ordinatiemethodes worden ook wel *indirecte gradient analyses* genoemd. Bij *directe gradiënt analyse* (bijv. canonische correspondentie analyse CCA) wordt de aanpak van de indirecte gradiënt analyse uitgebreid door de waarde van de omgevingsvariabelen in de analyse mee te nemen (Fig. 8). Canonische ordinaties kunnen ook lineair (bijv. Redundancy Analysis RA) of unimodaal Canonical Correspondence Analysis CCA) zijn. De centrale vraag die door deze analyses wordt beantwoord is verschillend ten opzichte van gewone ordinatie. Ze luidt: Welke (onderling onafhankelijke) 'latente variabelen' die een lineaire functie zijn van de omgevingsvariabelen verklaren het grootste deel van de variantie in de soorten-stations matrix. Er wordt dus een beperking ('constraint') opgelegd aan de assen. Daardoor zullen deze assen een kleiner deel van de variantie verklaren dan bij 'vrije' ordinatie, maar de assen zijn daarentegen wel rechtstreeks uit te drukken als een combinatie van de omgevingsvariabelen: de link is direct. Tijdens de analyse kan men ervoor kiezen elk van de voorhanden zijnde omgevingsvariabelen één voor één te testen, en alleen die variabelen mee te nemen die een significant deel van de variantie verklaren. Dit is een manier om tot een optimaal en zinvol canonisch model te komen.

Canonische of gewone ordinatie kunnen verder worden ingeperkt door het meenemen van zogenaamde 'covariabelen'. Daarbij legt men de voorwaarde op dat de assen lineair onafhankelijk moeten zijn van de covariabelen. Als men bijv. weet dat zoutgehalte een invloed heeft op de soortensamenstelling, maar enkel is geïnteresseerd in andere omgevingsvariabelen die – onafhankelijk van zoutgehalte – ook nog een invloed hebben, dan kan men zoutgehalte als co-variabele meenemen en daardoor de analyse focussen op de andere factoren. Deze aanpak kan ook worden gebruikt om bijvoorbeeld temporele variatie uit te sluiten, en daardoor te kijken hoe de ruimtelijke variatie bijdraagt, onafhankelijk van eventuele schommelingen in de tijd.

Zowel NMDS als PCA-CA-DCA-CCA worden vaak in ecologisch onderzoek gebruikt. In de mariene ecologie wordt vaak gebruik gemaakt van NMDS, in belangrijke mate te wijten aan de ontwikkeling van het statistisch software pakket PRIMER (Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research, [Clarke & Warwick 2001](#)). PRIMER is een uitgebreid software pakket dat ook toelaat om diversiteits indices te berekenen, correlaties te berekenen met omgevingsfactoren (bijv. BIO-ENV procedure). De andere ordinatietechnieken worden veel toegepast in de vegetatie-ecologie ([Jongman et al., 1987](#)), maar ook in de aquatische en mariene ecologie. Het bekendste software pakket voor dit type analyses is CANOCO ([ter Braak & Smilauer, 1998](#)). Multivariate verwerkingstechnieken kunnen gebruikt worden om inzicht te verkrijgen in de gemeenschapsstructuur en om veranderingen in de tijd te detecteren (bijv. aangetoond voor benthos monitoringdata van de Grevelingen). Het vormt een basis voor verder onderzoek en kan tevens gebruikt worden om trends samen te vatten.

Recente ontwikkelingen laten meer en meer toe deze technieken ook te gebruiken voor het testen van formele hypothesen op basis van randomisering (in CCA, maar bijv. ook in discriminant analyse).

Aanbeveling KRW: Multivariate gemeenschapsanalyse vormt geen directe monitoring tool. Het is wel aan te raden op regelmatige tijdstippen monitoring data met multivariate verwerkingstechnieken te analyseren om nieuwe ontwikkelingen tijdig te detecteren. De verzamelde monitoringgegevens moeten voldoen aan de eisen (bv. taxonomische resolutie) om dergelijke analyses mogelijk te maken. Deze aanpak kan het beoordelingssysteem 'zelflerend' maken, omdat het periodiek kan worden aangepast aan nieuwe inzichten.

6.3. Functionele groepen (functionele diversiteit)

Soorten of taxa kunnen ook op grond van niet-taxonomische kenmerken gekarakteriseerd en gegroepeerd worden. Zo zegt de verhouding tussen de functionele voedingsgroepen iets over de trofische processen die een rol spelen in het ecosysteem. Het macrobenthos in ondiepe, goed gemengde systemen, is verantwoordelijk voor een aanzienlijk deel van de energy flow in het ecosysteem (zie hoger). Modelstudies suggereren dat deze rol, en met name de graas op fytoplankton door suspension feeders, in aanzienlijke mate kan bijdragen aan de stabiliteit van het systeem (bijv. [Herman & Scholten, 1990](#)). Het maakt daarbij uit of de graas op het fytoplankton wordt uitgeoefend door grote, langlevende benthische soorten, dan wel door kleine, kortlevende planktonische soorten ([Officer et al., 1982](#)). Die laatste groep kan wel voor een grote graasdruk zorgen, maar pieken in fytoplankton zullen veel scherper zijn bij planktonische dan bij benthische graas. De stabiliserende invloed van graas is verder sterk afhankelijk van de verticale menging van de waterkolom ([Koseff et al., 1993](#)).

De indeling van gemeenschappen in groepen van taxa die dezelfde functionele attributen delen (functionele groepen) of eenzelfde (voedsel)bron exploiteren is een bruikbare benadering om de gemeenschapsstructuur én functie te gaan analyseren ([Pearson, 2001](#)). In benthische ecologie kent deze benadering reeds een

lange geschiedenis (voor een recent review zie Pearson, 2001), en vormt het de basis voor het concept van functionele biodiversiteit. Functionele biodiversiteit beschouwt functionele groepen, eerder dan soorten, als basis om het functioneren van systemen te gaan analyseren en vergelijken. Het is het verdwijnen van een functie, eerder dan het verdwijnen van een bepaalde soort (behalve als die soort veruit de belangrijkste bijdrage levert tot die functie), dat een ecosysteem zal veranderen. Meer in het bijzonder kunnen functionele groepen gebruikt worden om de respons van systemen op veranderingen in hun omgeving te gaan voorspellen.

Functionele groepen worden dan ook gedefinieerd op basis van karakteristieken die belangrijk zijn voor het (functioneren van het) systeem. Kust- en overgangswateren (estuaria), zijn in het algemeen ondiepe, open en dynamische systemen. Het relatief kleine volume aan water per m² sediment oppervlakte, het voorkomen van uitgestrekte zand- en slikplaten en ondiepwatergebieden, en de doorgaans goed gemengde waterkolom, creëren fysische condities die een intensieve uitwisseling van materiaal en energie tussen de waterkolom en het sediment systeem toelaten. Het benthos is dan ook in staat om zich direct te voeden met (levend) fytoplankton, draagt bij tot de (snelle) recycling van nutriënten en wordt gekenmerkt door een belangrijke *in situ* primaire productie. Voor het vervullen van deze functies en interacties, zijn mobiliteit en positie van organismen in en op het sediment, hun voedingswijze en hun bioturbatie belangrijke kenmerken. Dit zijn dan ook de primaire karakteristiekenn om soorten te gaan klassificeren in functionele groepen.

In tabel 1 staat een mogelijke opdeling van bodemfauna in functionele groepen op basis van mobiliteit (voortbeweging), voedingswijze en bioturbatie, maar andere opdelingen zijn mogelijk.

De opdeling van macrofauna in verschillende voedingstypes is één van de meest gebruikte functionele benaderingen. De macrofauna wordt onderverdeeld in 'suspension' of 'filter feeders' (vb. Mossel *Mytilus edulis*, kokkel *Cerastoderma edule*, oester *Ostrea*, tunicaten, zeepokken), 'diep (sub-surface) deposit feeders' (vb. vele polychaeten), 'surface deposit feeders' (vb. Wadslakje *Hydrobia*, slijkgarnaal *Corophium*) en interface feeders (vb. Nonnetje *Macoma balthica*). De laatste kunnen zich facultatief als filter feeder of als surface deposit feeder gedragen. Verder onderscheidt men nog predatoren (vb. *Nephtys*) en omnivoren (vb. Zeeduizendpoot *Nereis diversicolor*, die zich als predator, als deep deposit feeder en zelfs als filter feeder kan gedragen).

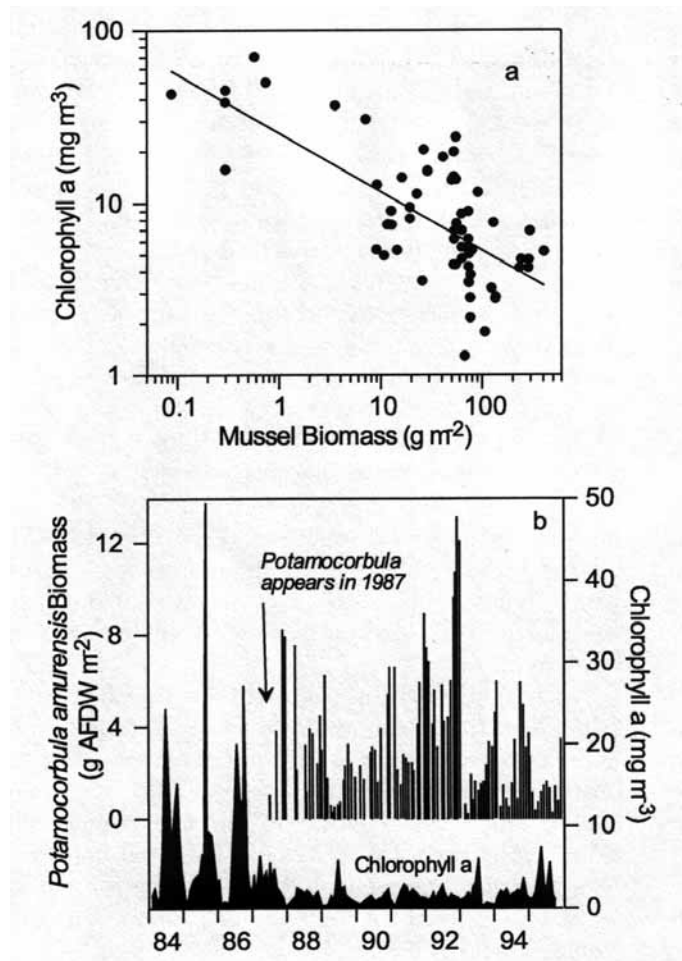
Deposit feeders zijn vaak verantwoordelijk voor veel menging van het sediment (bioturbatie). Soorten die zich diep in het sediment voeden en aan de oppervlakte defaeceren worden 'conveyor belt species' genoemd: zij vormen een soort transportband voor materiaal van diepte naar het oppervlak. Reverse conveyor belt species doen het omgekeerde. Roaming species graven min of meer willekeurige gangen, en mengen het sediment in alle richtingen.

Tabel 1. Opdeling van het macrobenthos in verschillende functionele groepen.

| Functie | Activiteit |
|--------------------|---|
| Mobiliteit | Sedentair of enkel bewegend in een vaste koker Gelimiteerde beweging; terugtrekken in het sediment wanneer verstoord Vrij bewegend in het sediment zonder permante gangenstelsels. Hiertoe kunnen ook de grazers gerekend worden. Vrij bewegend in het sediment in een permanent gangenstelsel |
| Voeding | Filter feeder of suspension feeder: dieren die zich voeden met gesuspendeerd materiaal, dus in het water zwevend. Dit gebeurt met filtersystemen of met tentakels, waaiers, armen of een slijmnet. 'Interface' feeder: deze dieren kunnen het voedsel zowel uit het water als van de bodem halen. Oppervlakte deposit feeder: soorten die zijn gespecialiseerd in het organisch materiaal (vaak microphytobenthos) dat op de bodem ligt. Subsurface deposit feeder: deze dieren leven van organisch materiaal dat in de bodem begraven is. Meestal passeert bij deze dieren een grote hoeveelheid sediment de darm. Predatoren: voeden zich in hoofdzaak met andere macrobenthos soorten. Omnivoren: vertonen een combinatie van verschillende voedingswijzes. |
| Bioturbatie | Geen graafactiviteit Construction of simple surface hole or pit covering the body in sediment camouflage Burrowing by displacement of particles without net particle transport Burrowing with selective particle transport Burrowing extensively horizontally and/or vertically with particle transport |

Er bestaat wel nog heel wat onzekerheid rond het toekennen van soorten tot de juiste functionele groep. Soorten zijn vaak in staat om meerdere activiteiten uit te voeren, zowel in ruimte als in tijd. Voor heel wat minder algemene soorten is te weinig auto-ecologische kennis beschikbaar om een soort tot een bepaalde activiteit toe te wijzen.

De functionele benadering laat ook toe om de rol van het benthos in het functioneren van het volledige ecosysteem te evalueren, en links te leggen met andere kwaliteitslementen, zowel biologische (bijv. fytoplankton) als fysico-chemische (bijv. nutriënten). De onderstaande figuur illustreert hoe graasdruk door bivalven een 'top-down' effect (controle) heeft op de fytoplankton biomassa in kustecosystemen (Fig. 9). Het eerste voorbeeld toont voor Deense fjorden en estuaria een duidelijk verband tussen de hoeveelheid chlorophyll *a* aanwezig in de waterkolom in een bepaald systeem en de biomassa aan mosselen *Mytilus edulis* in dat systeem. Een tweede voorbeeld illustreert hoe de introductie en opeenvolgende invasie van een exotische soort kan leiden tot veranderingen in het hele ecosysteem. In de Chesapeake Bay verscheen de filter feeder *Potamocorbula annuensis* massaal in 1987, wat leidde tot een duidelijke afname in chlorophyll *a* in het systeem.



Figuur 9. Twee voorbeelden van 'top-down' controle van graasdruk door bivalven op de fytoplankton biomassa in kustecosystemen. Bovenste figuur: Relatie tussen (gemiddelde) biomassa aan mosselen (*Mytilus edulis*) en de jaargemiddelde concentratie chlorophyll *a* in de waterkolom in Deense fjorden (estuaria). Onderste figuur: Tijdsree in chlorophyll *a* concentraties in de Chesapeake Bay en de gemiddelde densiteit van de exoot *Potamocorbula annuensis* (Bivalvia, filter feeder) voor en na zijn introductie in de noordelijke San Francisco Bay. Uit de review paper van Cloerne (2001).

Aanbeveling KRW: Functionele groepen zijn belangrijke indicatoren die inzicht verschaffen in het functioneren van het watersysteem en zouden moeten meegenomen worden in een beoordelingssysteem.

6.4. Indicatorsoorten

Het begrip indicator of indicatorsoort wordt veelvuldig gebruikt. Met indicatorsoort wordt in het algemeen die soort bedoeld die door aanwezigheid en aantal informatie geeft, al dan niet gekwantificeerd, over de heersende milieuomstandigheden, waarbij milieu zowel abiotisch als biotisch kan zijn. M.a.w., indicator taxa of indicatorsoorten zijn organismen waarvan de aanwezigheid op een bepaalde plaats indicatief is voor een bepaalde omgevingsomstandigheid. Indicatorsoorten worden gebruikt om menselijke impact te detecteren, waarbij soorten geselecteerd worden op basis van hun gevoeligheid of tolerantie voor een bepaalde parameter. Dit kan eender welke parameter zijn, maar in de aquatische ecologie zijn indicatorsoorten voornamelijk gebruikt in relatie tot verontreiniging. Dit is met name veelvuldig toegepast in zoetwatersystemen. Opgemerkt dient wel te worden dat de aanwezigheid van een indicatorsoort indicatief kan zijn voor de ecologische toestand van een gemeenschap, de afwezigheid van een indicatorsoort niet. Biotische indices maken vaak gebruik van het verschil in tolerantie voor (organische) vervuiling van verschillende taxa en sommige beoordelingssystemen zijn volledig ontwikkeld op basis van indicatorwaarden. In mariene systemen vormt het paradigma van Pearson & Rosenberg (1978) vaak de basis voor het definiëren van indicatorsoorten.

In estuaria is het gebruik van indicatorsoorten echter niet éénduidig, omdat de natuurlijke condities vaak gelijkaardige responsen veroorzaken als menselijke verstoring. Zo komen in de lage saliniteitszones (meso- en oligohaliene zones) van nature weinig soorten voor, maar vaak in hoge aantallen (maar lage biomassa's). Zo werd in het Schelde-estuarium aangetoond dat in de meso-oligohaliene overgangszone, ten gevolge van de lage zoutgehalten in de winter en het voorjaar, de benthosgemeenschappen niet verder evolueren dan pioniersgemeenschappen, gekenmerkt door soorten zoals de draadworm *Heteromastus filiformis* (opportunist), het slijkgarnaaltje *Corophium volutator* (snelle kolonisor) en de zeeduizendpoot *Nereis diversicolor* (omnivoor). In de polyhaliene zone worden de benthosgemeenschappen van nature gekenmerkt door grotere, vaak langer levende soorten (bijv. kokkel *Cerastoderma edule*, wadpier *Arenicola marina*). De biomassa is hier dan ook hoger dan in de meso- en oligohaliene zone.

Een mooi voorbeeld van deze problematiek vormt de polychaete *Capitella capitata*, algemeen beschreven als een echte opportunist en één van de meest typische indicatorsoorten voor organische belasting. Deze soort wordt dan ook vaak aangetroffen nabij bronnen van hoge organische belasting, zoals nabij lozingspunten van afvalwater. Maar ook in estuaria zonder of met weinig organische belasting komt *Capitella capitata* vaak voor, bijv. in luites waar de sedimenten van nature gekenmerkt worden door een hoog slijbgehalte en organische stof gehalte. Ook in mosselbanken wordt *Capitella capitata* vaak aangetroffen. Als een gevolg hiervan moet het gebruik van indicatorsoorten met de nodige voorzichtigheid gebruikt worden, zeker in estuaria.

Aanbeveling KRW: Indicatorsoorten in kustwateren kunnen gebruikt worden om de ecologische toestand te bepalen wanneer sprake is van een duidelijke menselijke stressor (bijv. organische belasting), en het effect (invloed) van de natuurlijke stressor(s) gekend is. Vooral in overgangswateren moet het gebruik van indicatorsoorten met de nodige voorzichtigheid gepaard gaan, en we raden aan het te combineren met andere indices die inzicht geven in de totale benthosgemeenschap.

6.5. Structuurindicatoren

Kust- en overgangswateren worden gekenmerkt door een waaier aan habitats, welke in belangrijke mate gevormd worden door fysisch-morfologische processen (getijwerking, golfwerking, zand- en slijbtransport, etc.). Meer en meer wordt duidelijk dat de biologie zelf ook een invloed heeft op het structureren van het landschap (door bijv. omstandigheden te creëren waarin sedimenten worden beschermd tegen afslag), en dat er een duidelijke wisselwerking is tussen de biota en hun omgeving. Het begrip 'ecosystem engineers' is hiervan afkomstig. Omwille van hun belang voor de fysische integriteit van het habitat, lijkt het voor de hand te liggen om bepaalde soorten/taxa, die door hun voorkomen duidelijk zichtbare habitatstructuren (biogene structuren) vormen, en vaak gekenmerkt worden door een typische gemeenschap van begeleidende soorten en/of een hoge diversiteit, als indicator op te nemen. Hiervan zijn in gepubliceerde methoden nog geen goede voorbeelden te vinden (zie verder).

Voorbeelden van zo'n soorten/taxa zijn:

- Mosselbanken
- Oesterbanken
- koraalriffen
- banken van grote kokerwormen
- (zeegrasvelden)

De mossel *Mytilus edulis* komt zowel in het littoraal als in het sublittoraal voor. De morfologische structuur (het reliëf) van (sub)litorale gebieden kan worden versterkt door de mosselbanken. Zelfs als de banken (tijdelijk) verdwenen zijn, zijn er restanten zichtbaar in de vorm van hogere kleibanken of schelpenlagen. Deze restanten vormen vaak een goed fundament voor nieuwe broedval. Heel oude banken kunnen kreekpatronen stabiliseren, omdat kleilagen en schelpenlagen relatief weinig erosie ondergaan. Oesterbedden en *Sabellaria*-riffen zijn (waren) typische kenmerken van de getijgeulen in de Waddenzee. Beide biotooptypen verschaffen secundaire habitats aan vele soorten.

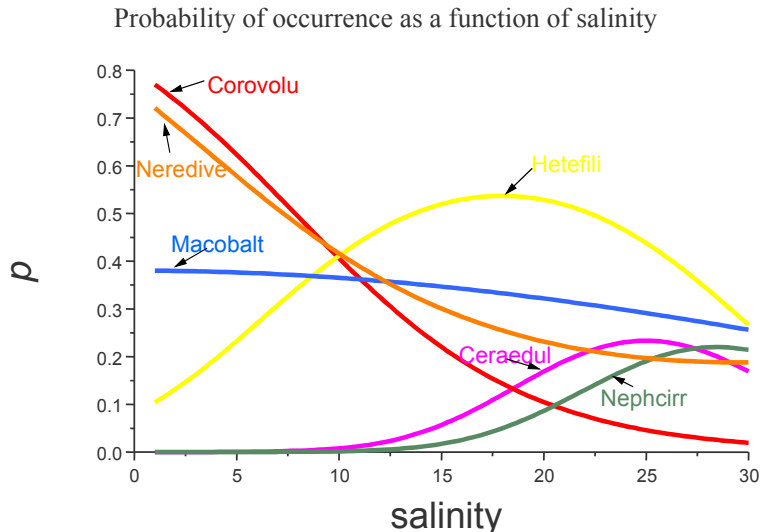
Aanbeveling KRW: Structuurindicatoren (biogene structuren) vormen karakteristieke elementen van kust- en overgangswateren en hun aanwezigheid (areaal) dient meegenomen te worden in een ecologische toestandsbeschrijving.

6.6. Voorspellingsmodellen

De voor zoetwatersystemen ontwikkelde RIVPACS zijn ook ontwikkeld voor kust- en open zee systemen, de zogen. COASTPACS (Coastal and Offshore Assessment, Prediction and Analysis of Community Structure, Allen 2001). Dit is een macrobenthos voorspellingsmodel waarbij een multiparametrische benadering (Multiple discriminant analyse MDA) gevolgd wordt om te verwachten gemeenschapselementen (kans van voorkomen van een soort) te voorspellen op basis van omgevingscondities. Het maakt gebruik van fysico-chemische parameters (mediane korrelgrootte, temperatuur, saliniteit, stroomsnelheid, lengte- en breedtegraad, percentage slib en klei, diepte). Van deze parameters bleken stroomsnelheid, mediane korrelgrootte en slibgehalte de belangrijkste te zijn.

Ysebaert et al. (2002) voorspelden aan de hand van stroomsnelheid, diepte, saliniteit en sedimentsamenstelling (slibgehalte) het voorkomen (aan- of afwezigheid) van verschillende estuariene macrobenthos soorten in het Schelde-estuarium. Zij gebruikten, op basis van (multiple) logistische regressietechnieken om de respons van verschillende benthische soorten op de omgevingsfactoren te bepalen. Een voorbeeld van een univariate respons (respons op zoutgehalte) wordt getoond in Figuur 10 voor een aantal typische bodemdiersoorten. Op basis van de multiparametrische responsen (d.i. de respons simultaan gefit op alle omgevingsvariabelen) werd dan voor ieder punt uit de database een kans van voorkomen berekend. Indien die kans boven een bepaalde kritische waarde is, wordt voorspeld dat de soort aanwezig zal zijn, anders wordt afwezigheid voorspeld. Voor de meeste soorten voorspelden de modellen de aan- of afwezigheid met een grote mate van succes, en ook een validatie met een onafhankelijke dataset van het Schelde-estuarium leverde goede resultaten op. De toepassing van de modellen op andere estuaria wordt nog onderzocht, maar een eerste toepassing op de Oosterschelde leverde een wisselend resultaat op, afhankelijk van de beschouwde soort. Systeem-brede kenmerken (bijv. productiviteit, troebelheid) moeten waarschijnlijk meegenomen worden in de analyse.

De calibratie en validatie van voorspellingsmodellen stelt belangrijke eisen aan de aanwezige databases. Goede ruimtelijke informatie over omgevingsvariabelen moet beschikbaar zijn. Monsters op een groot aantal verschillende locaties, met zeer veel verschillende combinaties van omgevingsvariabelen zijn noodzakelijk. Idealiter zou dergelijke informatie voorhanden moeten zijn voor een aantal verschillende ecosystemen, zodat een 'cross-system' vergelijking mogelijk wordt. Het grote voordeel van een goed statistisch model met geldigheid voor een belangrijk deel van de Europese kustzone, zou zijn dat het ideaal geschikt is om de invloed van natuurlijke variabiliteit in de omgeving te scheiden van menselijke beïnvloeding. Daardoor zou deze benadering kunnen toelaten vast te stellen of de gemeenschap binnen een ecotoop, of binnen een set van gegeven omgevingsvariabelen, voldoet aan de verwachting, gebaseerd op het geheel van vergelijkbare ecosystemen.



Figuur 10. Responscurven voor een aantal bodemdiersoorten: kans van voorkomen (p) in functie van het zoutgehalte, bepaald met behulp van logistische regressie. Naar Ysebaert et al. (2002).

Aanbeveling KRW: Voorspellingsmodellen kunnen een krachtig hulpmiddel zijn bij het opstellen van referentiecondities en kunnen tevens gebruikt worden om effecten van natuurlijke condities (variaties) na te gaan. Vergelijkend internationaal onderzoek aan een aantal ecosystemen langs (bijv.) de Atlantische kust is noodzakelijk voor het opstellen van een goed voorspellend model.

6.7. Arealen

De hierboven beschreven indices en analysemethoden geven inzicht in de kwaliteit van een watersysteem, maar niet echt over de kwantiteit. Nieuwe observatie- en verwerkingstechnieken, zoals remote sensing, sonar observaties, en GIS, laten toe om habitats te klassificeren (ecotopen) en hiervan areaalgroottes te bepalen (zie ook verder). Met deze technieken kunnen zelfs arealen van bepaalde biogene structuren in kaart gebracht worden, bijv. mosselbanken. Zulke data kunnen in een landschapsecologische (ruimtelijk expliciete) context geanalyseerd worden, waarbij begrippen zoals areaalgrootte, connectiviteit, aantal habitats, compleetheid, enz. aan bod komen.

Arealen van habitat types kunnen gebruikt worden om benthische gemeenschappen te linken aan hogere trofische niveaus, zoals vogels. Vele kust- en overgangswateren herbergen internationaal belangrijke aantallen van heel wat (rode lijst) vogelsoorten. Hierbij zijn heel wat soorten direct afhankelijk van het benthos als voedsel.

Om het potentieel van de *remote sensing* volledig te benutten is het van belang dat grootschalige experimenten zo worden opgezet dat datasets meer bruikbaar worden voor de validatie van bijv. satellietmetingen. Daarbij bestaat er in de regel een sterke koppeling met geo-informatie(systemen). Het is bekend dat de geomorfologie van estuaria beantwoordt aan een aantal wetmatigheden. Zo is er een relatie tussen dwarsdoorsnede en diepte van geulen, en de komberging verzorgd door deze geulen. Aangenomen mag worden dat ook andere kenmerken, zoals de verdeling van hoogdynamische en laagdynamische arealen, en de verdeling van sedimenttypes aan vergelijkbare wetmatigheden beantwoorden. Het is ons op dit ogenblik niet helemaal duidelijk welke wetmatigheden en kenmerken hiervoor bruikbaar zijn. Nader onderzoek, in samenwerking met geomorfologen, zou hier bijzonder nuttig kunnen zijn. Gebruik van wetmatigheden zou immers toelaten vast te stellen of een systeem dicht bij geomorfologisch evenwicht is, of ver daarvandaan (bv. zandhonger in de Oosterschelde is een symptoom van onevenwicht).

Aanbeveling KRW: Arealen (van habitattypes) geven een kwantitatief (in ruimtelijke zin) beeld van het watersysteem, welke kan gebruikt worden om het ecologisch functioneren verder te gaan evalueren. De toepassing van nieuwe technieken (bijv. remote sensing) en disciplines (bijv. landschapsecologie) in de KRW moet nader onderzocht worden. Nader onderzoek naar bruikbare geomorfologische wetmatigheden zou nuttig zijn om referenties op te stellen.

7. Exoten

Met de sterk toegenomen mobiliteit van de hedendaagse mens, is ook het probleem van exoten ('non-indigenous species') erg toegenomen. Het betreft hier vooral vervoer door schepen (oa. via het ballastwater), maar ook verspreiding via kanalen en aquacultuur zijn oorzaken van introducties. Het probleem is lange tijd onopgemerkt gebleven, omdat veranderingen in aquatische ecosystemen minder opvallend zijn. De invasie op het einde van de jaren tachtig van de zebromossel *Dreissena polymorpha* en zijn geweldig snelle uitbreiding in de grote meren van Canada en de Verenigde Staten hebben dat probleem in de kijker gesteld, omdat de economische schade ervan hoog oploopt (door bijv. verstoppingen van allerhande installaties).

Inheemse soorten kunnen hun verspreidingsgebied door concurrentie met exoten sterk inkrimpen. Sommige exoten groeien zelfs uit tot een plaag en men spreekt dan van invasieve soorten.

Enkele voorbeelden uit onze kustwateren en estuaria

De oesterkweek van de van de van nature voorkomende platte oester *Ostrea edulis* werd door de strenge winter van 1962/1963 en door de oesterziekte een zware slag toegebracht in de Oosterschelde. In de zeventiger jaren is de Japanse oester *Crassostrea gigas* in de Oosterschelde geïntroduceerd om de oesterkweek te herstellen. Deze Japanse oester is in tegenstelling tot de platte oester niet bevatelijk voor de oesterziekte. In 1982 vond er een omvangrijke broedval van de Japanse oester plaats en nam de soort fors toe. Op ruim 2000 hectare oesterpercelen in Oosterschelde en Grevelingen worden momenteel zowel inheemse platte oesters als Japanse oesters gekweekt. Naast de oesterpercelen is er een sterke uitbreiding van wilde oesterbanken met Japanse oesters. In 1980 was dat nog maar 15 hectare, in 1990 210 hectare en in 2002 640 hectare (Kater & Baars, 2003). In de Waddenzee neemt de Japanse oester ook toe, maar de biomassa is nog zeer laag.

De eerste melding van de Noord-Amerikaanse borstelworm *Marenzelleria* in Nederland dateert van 1983 uit het Eems estuarium. De soort werd eerst waargenomen in de monding van de Forth (Schotland) in 1982. Het Eems estuarium wordt als beginpunt beschouwd voor de verspreiding langs de Nederlandse, Duitse en Deense kust en de kusten van de Oostzee. Lange tijd zijn alle populaties die rond de Noordzee en in de Oostzee werden ontdekt als *Marenzelleria viridis* beschreven. Vergelijkend genetisch onderzoek, met gebruikmaking van allozym elektroforese en DNA-sequencing, heeft echter uitgewezen dat er twee verschillende soorten *Marenzelleria* in Noordwest-Europa aanwezig zijn (Bastrop et al., 1997). De populaties in de Noordzee werden als *Marenzelleria cf. wireni* beschreven en de Baltische populaties als *Marenzelleria cf. viridis*.

Het muiltje (*Crepidula fornicata*), meegekomen met oesters uit Amerika op het eind van de 19e eeuw, groeide uit tot een ware pest voor de lokale oesterkweek.

De Amerikaanse zwaardschede *Ensis americanus* (synoniem: *Ensis directus*) kwam in 1978 met ballastwater in de Duitse Bocht terecht. Sindsdien komt deze soort op vele plaatsen algemeen in onze kustwateren voor. Zijn huidige bereik loopt van West-Zweden en Zuid-Noorwegen tot Noord-Frankrijk en East Anglia.

Andere uitheemse soorten die zich met succes hier hebben kunnen vestigen zijn onder andere de Nieuw-Zeelandse pok *Elminius modestus*, die in 1945 met Britse oorlogsschepen naar Europa is gebracht, en de Chinese wolhandkrab *Eriocheir sinensis* (waarschijnlijk in 1912 in Europa beland). Ook heel wat uitheemse amphipoden, bijv. de Noord-Amerikaanse soorten *Melita nitida* en *Incisocalliope aestuarius*, worden meer en meer waargenomen in de brakke zones van estuaria.

Ecologische gevolgen

Invasies met exoten kunnen op verschillende niveaus een invloed uitoefenen op een watersysteem:

- ecologische gevolgen
- genetische gevolgen voor inheemse soorten
- introductie van vreemde ziektekiemen

Wat het ecologische betreft, kan men verwachten dat de introductie van een exoot een effect kan hebben op het aanwezige ecosysteem. De introductie kan geen, lichte of zware gevolgen hebben, naargelang de niche en functie die ingenomen wordt en de grootte van de ontstane concurrentiedruk. Zware ecologische gevolgen kunnen verwacht worden waar de exoot geen predatoren of concurrenten kent, waar een levensgemeenschap direct afhankelijk is van de door de exoot bedreigde soorten en waar immuniteit tegen geïntroduceerde kiemen afwezig is. De gevolgen van een geslaagde invasie zijn vaak een veranderd voedselweb en een daling van het aantal inheemse soorten.

De Japanse oesters, die vooral in de luvare gebieden veel voorkomen, leggen een fors beslag op de beschikbare hoeveelheid ruimte en fytoplankton. In bepaalde gebieden neemt de soort meer dan 80% van

de totale hoeveelheid water dat door schelpdieren gefilterd wordt voor zijn rekening. De Japanse oester bedreigt daarmee andere schelpdieren, zowel via voedselconcurrentie als door het wegfilteren van larven van schelpdieren. In tegenstelling tot de platte oester is de Japanse oester voor vogels niet te openen en daarmee geen geschikte voedselbron.

Na de eerste ontdekking van *M. cf. wireni* in het Eems estuarium is er een belangrijke populatie ontstaan in de Dollard (Essink & Kleef, 1993; Essink *et al.*, 1998a). Andere populaties in het Nederlandse deel van de Waddenzee, het Weser estuarium en het Elbe estuarium, waren minder succesvol. Een uitzondering vormt de populatie op de platen van het Balgzand. Ook voor de Westerschelde zijn enkele waarnemingen bekend, maar hoge densiteiten zijn ook hier (nog) niet waargenomen. In de Dollard ontwikkelde *M. cf. wireni* zich explosief, een biomassa van 8-16 gAVDG/m² bereikend in de jaren 1989-1994. Deze uitheemse soort zorgde voor een belangrijke omslag in de plaatselijke macrozoöbenthos-gemeenschap. Voor zijn introductie (1977-1982) maakten borstelwormen slechts 24% van de totale biomassa uit maar na de vestiging van *M. cf. wireni* (1986-1994) hadden deze een aandeel van 58%. De voornaamste reden voor de succesvolle ontwikkeling van *M. cf. wireni* in de Dollard zou kunnen zijn dat dit dier een tot nu toe niet benutte voedselbron heeft weten te benutten, maar hiervoor is momenteel te weinig bewijs voorhanden.

Men zou kunnen denken dat introducties de soortendiversiteit verhogen. Maar de nieuwkomers zijn meestal snel groeiende soorten, die beter bestand zijn tegen verstoring en vervuiling. Ze voelen zich erg goed thuis in omgevingen die door de mens gecreëerd zijn of sterk onder menselijk invloed staan zoals haven- en kustgebieden. Er bestaat ook een reëel gevaar dat de exoten allerlei geassocieerde organismen en ziekten meebrengen, waartegen de inheemse soorten niet bestand zijn. Zo kwam er met de oesters uit Japan een eencellige parasiet mee die schadelijk is voor de inheemse oesters. Geïntroduceerde micro-organismen, zoals fytoplankton soorten, kunnen een giftige planktonbloei veroorzaken zodat oesters of mosselen ongeschikt zijn voor consumptie. Ook de voortplanting van onze soorten kan door exoten in het gedrang komen. De Amerikaanse en de inheemse kreeft kunnen samen paren, maar hun nakomelingen zijn steriel.

Aanbeveling KRW: De vestiging en verdere ontwikkeling van exoten dient (vanaf een vroeg stadium) opgevolgd te worden, en met name de effecten op de biodiversiteit en het functioneren van het volledige ecosysteem dienen bestudeerd te worden.

8. Beoordelingssystemen

Bestaande beoordelingssystemen voor de ecologische toestand van kust- en overgangswateren maken in meer of mindere mate gebruik van de hierboven geschetste indicatoren en verwerkingsmethodes. Een algemene gedachtengang bij beoordelingssystemen is dat verstoorde ecosystemen een verlaging in de taxarijckdom, een dominantie van verstoringstolerante soorten en/of een verandering in aantallen individuen van een taxon vertonen. Alle biologische en ecologische beoordelingssystemen maken hier gebruik van. Diversiteitsindexen meten de biologische kwaliteit aan de hand van de structuur van de gemeenschap. Biotische indexen gebruiken eerder het indicatorsoort concept. In benthische zoetwatersystemen zijn biotische indices een veel gebruikte methode om effecten van verontreiniging te beoordelen. De meeste onderzoekers gaan er van uit dat een biotische index niet universeel toepasbaar is. Aangezien organismen niet even gevoelig zijn voor alle types van menselijke verstoring en ook op een andere manier zullen reageren op verschillende types van verstoring, moet ook de biotische index specifiek zijn. Indices zijn sowieso geografisch specifiek omwille van de sterk wisselende soortensamenstelling (taxonomie). Verschillende beoordelingssystemen zijn beschreven in de literatuur. De meeste van deze beoordelingssystemen werden ontwikkeld in relatie tot verontreiniging (organische belasting). In dit rapport worden niet alle beschreven beoordelingssystemen toegelicht, maar lichten we enkele toe die een overzicht geven van het gebruik van verschillende indices in beoordelingssystemen (Tabel 2).

Tabel 2. De verschillende beoordelingssystemen die in dit rapport in detail besproken worden en de indices waarvan de systemen gebruik maken.

| Gebruikte indices | Beoordelingssysteem |
|---|---|
| Diversiteits indices (tesamen met TOC) | Noors beoordelingssysteem (Molvaer et al. 1997) |
| Trofische groepen (voedingswijze) | Infaunal Trophic Index ITI (Word, 1979) |
| Indicatorsoorten | Biotic Index BI (Borja et al., 2000) |
| Indicatorsoorten (opgesteld voor verschillende habiattypes) | Biotic Index BENTIX (Simboura & Zenetos, 2002) |
| 'Multimetric' indices (combinatie van verschillende indices opgesteld voor verschillende habiattypes) | Benthic Index of Biotic Integrity B-IBI (Weisberg et al., 1997) |

Sommige van deze beoordelingssystemen worden al gebruikt door sommige lidstaten of hun toepassing wordt nader onderzocht.

8.1. Noorwegen (NIVA, Molvaer et al., 1997)

Dit Noors beoordelingssysteem, ontwikkeld door het *Norwegian Institute for Water Research* (NIVA) gebruikt de diversiteit van benthische macrofauna om de ecologische status te bepalen. De huidige versie wordt gebruikt sinds 1997 en is een aangepaste versie van een index die gebruikt werd sinds 1993. Het systeem omvat naast het kwaliteitselement bodemfauna ook nog chemische elementen en schadelijke stoffen in biota.

De diversiteit wordt bepaald aan de hand van de Shannon-Wiener index (H') (Shannon and Weaver 1963) en de Hurlbert rarefaction methode (Hurlbert 1971). Samples zijn kwantitatief, doorgaans bemonsterd met een 0.1 m² happer en gezeefd op een 1mm zeef. Doorgaans worden per locatie vier tot vijf replica's gepooled.

Naast de fauna wordt ook de organische stof in het sediment gemeten als totale organische koolstof (TOC) (aangepast voor de slib-klei fractie). Dit onderdeel moet nog nader onderzocht worden.

De uiteindelijke classificatie wordt getoond in Tabel 3. De klassegrenzen zijn bepaald aan de hand van een grote referentie dataset (> 500), verzameld in Noorse wateren onder verschillende omgevingscondities. De grens tussen klasse II (good conditions) en klasse III (fair conditions) is de mediane waarde van de indices, zodat de klassen I en II 50 % van de samples vertegenwoordigen, en de klassen III, IV en V de andere 50 %. De verdere opdeling van de klassen is gebaseerd op het berekenen van percentielen. Expertbeoordeling wordt gebruikt om de waardes aan te passen aan de lokale omgevingsomstandigheden. De eindscore wordt bepaald door de laagst scorende parameter.

Tabel 3. Het Noorse beoordelingssysteem voor het bepalen van de milieu status op basis van benthische fauna en totale organische stof (TOC) van sedimenten.

| | Parameters | Classes | | | | |
|--------------------------------|--------------------------------------|----------------|------------|-------------|-----------|---------------|
| | | I Very Good | II Good | III Fair | IV Bad | V Very bad |
| Diversity of soft-bottom fauna | Shannon-Wiener index (H'_{log2}) | >4 | 4-3 | 3-2 | 2-1 | <1 |
| | Hurlbert's index $ES_{n=100}$ | >26 | 26-18 | 18-11 | 11-6 | <6 |
| Sediments | Organic carbon (mg/g) | <20 | 20-27 | 27-34 | 34-41 | >41 |

8.2. Infaunal trophic index

Om de verschillende macrobenthos gemeenschappen te kunnen karakteriseren in relatie tot verstoorde condities ten gevolge van organische vervuiling is de Infaunal Trophic Index (ITI) door Word (1979) ontwikkeld. Deze index bleek voor dat gebied goed te voldoen, en reageerde duidelijk op verschuivingen in de soorten samenstelling. De index werd met andere indicatoren zoals diversiteit, biomassa, dichtheid en de mate van sedimentatie van organisch materiaal vergeleken. Hieruit bleek dat de IT-index het meest gevoelig was voor veranderingen in de structuur van de macrobenthos gemeenschap in vergelijking met de andere indicatoren.

De IT-index wordt bepaald aan de hand van een vaste selectie van het totaal aantal gevonden soorten die op grond van hun voedingswijze verdeeld worden in vier trofische groepen: 1. *suspension feeders* 2. *interface feeders* 3. *surface deposit feeders* en 4. *subsurface deposit feeders*. De index is gebaseerd op het principe dat de dominante trofische groepen veranderen langs een gradiënt van toenemende organische belasting. Hierbij wordt gesteld dat soorten die zich aan het sedimentoppervlakte voeden of hun voedsel uit de waterkolom halen in gebieden met lage organische belasting zullen voorkomen, terwijl deposit feeders eerder zullen domineren in gebieden met een hoge organische belasting. De IT-index ligt altijd tussen 0-100 en zal dicht bij de 100 liggen bij een ongestoord milieu waarbij vooral suspension en interface feeders het goed doen.

Voor elk monster kan nu bepaald worden hoeveel individuen van elke groep gevonden zijn. De IT-index wordt dan als volgt berekend:

$$IT\text{-index} = 100 - \left(\frac{100}{3} \times \frac{(0n_1 + 1n_2 + 2n_3 + 3n_4)}{n_1 + n_2 + n_3 + n_4} \right)$$

In deze formule betekent n_1 het aantal individuen van *Groep 1* dat in een monster gevonden is, n_2 het aantal van *Groep 2* etc. De vermenigvuldigingsfactoren (0, 1, 2 en 3) voor deze aantallen in de teller zijn alleen bedoeld om een schaalverdeling te krijgen. Ligt de uitkomst dicht bij de 100 dan zijn suspension feeders (*Groep 1*) dominant, ligt de uitkomst echter dicht bij de 0 dan zijn subsurface deposit feeders (*Groep 4*) dominant.

De IT-index is vrij succesvol gebleken in kustwateren maar niet in overgangswateren.

8.3. Biotic index BI (Borja et al., 2000)

Borja *et al.* (2000) ontwikkelde een mariene Biotische Index (BI) voor macrobenthos van Europese kust- en overgangswateren. De index werd eerst getest op een aantal locaties langs de Noord-Spaanse kust, en daarna toegepast op andere locaties langs de Atlantische en Middellandse Zee kusten (Borja *et al.*, 2003). De index is gebaseerd op vijf ecologische groepen met een verschillende graad van gevoeligheid voor een bepaalde stress gradiënt (Tabel 4): Groep 1 (G I): Zeer gevoelige soorten; Groep 2 (G II): Indifferente soorten; Groep 3 (G III): Tolerante soorten; Groep 4 (G IV): Opportunisten van tweede orde; Groep 5 (G V): Opportunisten van eerste orde.

Tabel 4. De vijf ecologische groepen gebruikt in het beoordelingssysteem van Borja *et al.* (2000) en beschreven door Grall & Glemarec (1997).

| <i>Groups</i> | <i>Description</i> | <i>Indicator Species</i> |
|---------------|---|---|
| <i>G I</i> | <i>Species very sensitive to an organic enrichment and present under unpolluted conditions (initial state). They include the specialist carnivores and some deposit feeding tubicolous polychaetes.</i> | <i>Sensitive species different from one community to another. Echinocardium cordatum, Bathyporeia pilosa, Urothoe poseidonis, Crangon crangon, Haustorius arenarius, Pectinaria koreni, Bocardia sp. Tellina sp., Spisula subtruncata</i> |
| <i>G II</i> | <i>Species indifferent to enrichment, always present in low densities with non- significant variations in time. These include suspension feeders, less selective carnivores and scavengers.</i> | <i>Nephtys hombergii, Marphysa belli, Glycera spp., Nereis caudate, Platynereis dumeri, Abra alba, Manayunkia aestuarina</i> |
| <i>G III</i> | <i>Species tolerant to organic enrichment, in case of certain perturbation they may disappear to reappear later in higher than normal densities</i> | <i>Spio martinensis, Heteromastus filiformis, Phyllodoce mucosa, Pygospio elegans, Nereis diversicolor, Cerastoderma edule, Corophium volutator</i> |
| <i>G IV</i> | <i>Second order opportunistic species, mainly small sized polychaetes: subsurface deposit feeders, such as cirratulids.</i> | <i>Capitomastus minimus, Polydora sp., Cirratulus cirratus, Cirriformia tentaculata, Chaetozone setosa, Heterocirrus sp., Staurocephalus rudolphi</i> |
| <i>G V</i> | <i>First order opportunistic species, high densities in most polluted zone. Deposit feeders</i> | <i>Scololepsis fuliginosa, Oligochaeta, Capitella capitata, Capitellides giardi</i> |

De aanpak is gebaseerd op een concept ontwikkelt door Hily (1984), maar daar waar de index van Hily een discrete waarde toekent aan elke BI, ontwikkelde Borja et al. (2000) een continue index, de 'Biotic Coefficient' (BC), waarbij

Biotic Coefficient BC =

$$BC = ((0 \times \% GI) + (1.5 \times \% GII) + (3 \times \% GIII) + (4.5 \times \% GIV) + (6 \times \% GV)) / 100$$

waar GI, GII, GIII, GIV and GV de vijf ecologische groepen zijn en de % de relatieve abundanties van elke groep ten op zichte van de totale abunantie. Op basis van de BC leidden Borja et al. (2000) uiteindelijk een Biotische Index BI af met acht niveaus gaande van 0 tot 7 (Tabel 5).

Borja et al. (2000) geven een lijst van 900 soorten met indeling in de vijf ecologische groepen, en in Borja et al. (2003) wordt melding gemaakt van een lijst met meer dan 2000 soorten (oa. te raadplegen via www.azti.es).

Tabel 5. Samenvatting van de BC en BI (Borja et al., 2000).

| Site Pollution Classification | Biotic Coefficient | Biotic Index | Dominating Ecological Group | Benthic Community Health |
|-------------------------------|--------------------|--------------|-----------------------------|---------------------------------|
| Unpolluted | 0.0 < BC < 0.2 | 0 | I | Normal |
| Unpolluted | 0.2 < BC < 1.2 | 1 | | Impoverished |
| Slightly Polluted | 1.2 < BC < 3.3 | 2 | III | Unbalanced |
| Meanly Polluted | 3.3 < BC < 4.3 | 3 | | Transitional to pollution |
| Meanly Polluted | 4.5 < BC < 5.0 | 4 | IV-V | Polluted |
| Heavily Polluted | 5.0 < BC < 5.5 | 5 | | Transitional to heavy pollution |
| Heavily Polluted | 5.5 < BC < 6.0 | 6 | V | Heavily Polluted |
| Extremely Polluted | Azoic | 7 | Azoic | Azoic |

8.4. Biotic Index BENTIX (Simboura & Zenetos, 2002).

Het beoordelingssysteem voorgesteld voor de Griekse wateren op basis van het kwaliteitselement benthische macrofauna bestaat uit drie stappen die leiden tot een typologie van watertypes gelinkt aan benthische habitat types en een beoordeling van de ecologische kwaliteit (Simboura & Zenetos, 2002). De drie stappen die onderscheiden worden zijn:

- a) Definitie van habitat types.** De typologie van de grote benthische habitat types die voorkomen in het Middellandse Zee gebied is essentieel om de verschillende watertypes te kunnen linken met deze benthische habitat types.
- b) Definitie van benthische indicator species.** Soorten worden op basis van de literatuur beschouwd als gevoelig (sensitive) en karakteristiek voor een bepaald habitat type (op basis van hun dominantie of exclusieve aanwezigheid in dat specifiek habitat), of als tolerant en indicatief voor instabiliteit of verontreiniging
- c) Ontwikkeling van een Biotische index (BENTIX).** De nieuwe index werd ontwikkeld op basis van eerder ontwikkelde indices, die gebruik maken van de relatieve abundanties van vijf ecologische groepen van soorten met een met een verschillende graad van gevoeligheid voor een bepaalde stress gradiënt. Fr nieuwe index maakt echter niet gebruik van vijf ecologische groepen, maar reduceert dit tot drie en uiteindelijk tot twee. Deze ecologische groepen staan vermeld in Tabel 6.

Tabel 6. De drie ecologische groepen in het BENTIX systeem

| Group | Description |
|----------------|--|
| Group 1 (GI) | Species belonging to this group are very sensitive to disturbance conditions in general. This group corresponds to the k-strategy species, with relatively long life, slow growth and high biomass. Also species indifferent to disturbance always present in low densities with non-significant variations with time are included in this group, as they cannot be considered as tolerant by any degree. |
| Group 2 (GII) | This group includes species tolerant to disturbance or stress whose populations may respond to enrichment or other sources of pollution by an increase in density (slightly unbalanced situations). This group also includes second-order opportunistic species, or late successional colonisers with r-strategy: species with short life span, fast growth, early sexual maturation and larvae throughout the year. |
| Group 3 (GIII) | First order opportunistic species (pronounced unbalanced situations), pioneers, colonisers, species tolerant to hypoxia. |

De gebruikte formule geeft een continue waarde tussen 2 en 6, met een 0 waarde voor azoïsche sedimenten. Door het toekennen van een factor 2 aan zowel de groepen GII en GIII, worden de ecologische groepen uiteindelijk gereduceerd tot twee: de gevoelige (sensitive) groep en de tolerante (tolerant) groep. De index is

$$\text{Bentix Index} = \{6 \times \%GI + 2 \times (\%GII + \%GIII)\} / 100$$

Een beoordelingssysteem is dan opgesteld in functie van de Bentix index met vijf klassen van ecologische status (Tabel 7).

Tabel 7. Vervuilingstatus, Biotisch Index BC en ecologische status.

| Pollution Classification | BC | Ecological Status |
|--------------------------|----------------|-------------------|
| Normal | 4.5 < BC < 6 | High |
| Slightly polluted | 3.5 < BC < 4.5 | Good |
| Moderately polluted | 2.5 < BC < 3.5 | Moderate |
| Heavily polluted | 2.0 < BC < 2.5 | Poor |
| Azoic | 0 | Bad |

8.5. Multimetric index: Benthic index of biotic integrity B-IBI

De zogenaamde ‘multimetric index’ werd ontwikkeld in zoetwatersystemen, bijv. de ‘Index of Biotic Integrity’ (IBI: Karr et al., 1986). Hierop gebaseerd zijn dan later ook multimetric IBI-type indices ontwikkeld voor mariene en estuariene systemen. Het uitgangspunt is dat een bepaalde locatie beoordeeld wordt door het vergelijken van de biotische gemeenschap gevonden op die locatie met observaties van (vele) ongestoorde

referentie locaties. Doorgaans wordt eerst een classificatie gemaakt binnen de referentie locaties om rekening te kunnen houden met natuurlijke variabiliteit, en wordt elke te beoordelen locatie geïdentificeerd op basis van niet-biologische informatie (fysische, chemische, geografische informatie).

De zogenaamde 'multimetric index' maakt gebruik van meerdere metrics of indices.

De bedoeling van het gebruik van multiple indices om de biologische toestand van een systeem te bepalen is het aanreiken en aggregeren van de beschikbare informatie aangaande de elementen en processen van aquatische gemeenschappen.

Alle metrics of indices die een ecologische relevantie hebben tot de te bestuderen gemeenschap, en die een respons vertonen voor de stressors onder aandacht, komen potentieel in aanmerking. Representatieve indices worden doorgaans geselecteerd uit volgende primaire categorieën: (1) maten voor de diversiteit van de gemeenschap, (2) maten voor de samenstelling en dominantie, (3) maten voor de tolerantie of gevoeligheid voor verstoring, en (4) trofische (functionele) maten voor informatie betreffende voedingsstrategieën of andere.

Vervolgens worden zogenoemde 'core metrics' geselecteerd welke in staat zijn een onderscheid te maken tussen goede en slechte ecologische kwaliteit. Dit onderscheidend vermogen wordt geëvalueerd door de distributie van elke index (metric) in een set van referentie locaties te vergelijken met de distributie van dezelfde index in een set van verstoorte locaties met 'gekende' stress. Wanneer er geen overlap is in de distributies, dan kan de index beschouwd worden als een sterke discriminator tussen de referentie en de verstoorte condities. Criteria worden opgesteld om deze verstoorte locaties met gekende stress te identificeren. Dit zijn haast altijd criteria die te maken hebben met een of andere vorm van verontreiniging, bijv. contaminanten die de 'effects range-median concentration' overschrijden (Long et al., 1995), overleving in toxiciteitstesten < 80% van de controles, lage zuurstofgehalten, organische koolstof in het sediment > 3%.

Voorbeeld: Chesapeake Bay Benthic Index of biotic integrity B-IBI

De (Chesapeake Bay) benthic index of biotic integrity (**B-IBI**) is een index die de toestand ('health') van benthische gemeenschappen meet en is in de Chesapeake Bay toegepast (Weisberg et al. 1997; optimalisatie in Alden et al., 2002). De B-IBI laat toe om de relatieve conditie van benthische gemeenschappen van verschillende habitat types te vergelijken en te beoordelen. De index combineert verschillende benthische maten die indicatief zijn voor habitat "health" tot één enkel getal dat de overall conditie meet van de benthische gemeenschap.

Habitats

Benthische gemeenschappen verschillen naargelang het habitat waar ze voorkomen. De B-IBI houdt hiermee rekening. Zeven habitat types werden onderscheiden in de Chesapeake Bay, op basis van saliniteit en sediment type. Vijf saliniteitsklassen (op basis van een meerjarig gemiddelde) worden onderscheiden: zoetwatergetijde (tidal freshwater), oligohalinen (oligohaline), laag mesohalinen (low mesohaline), hoog mesohalinen (high mesohaline), en polyhalinen (polyhaline) (volgens het 'Venice system for classification of marine waters'). In de mesohalinen en polyhalinen klassen wordt een sample verder onderverdeeld in twee sediment klassen op basis van het percentage silt-klei (silt-clay).

Referentie locaties en verstoorte (stressed) locaties

Een onderscheid tussen referentie locaties en verstoorte locaties werd gemaakt aan de hand van de hierboven geschetste parameters. Het onderscheid wordt dus gemaakt op basis van verontreinigende stoffen en organische belasting.

Indices (metrics)

Er werden 17 kandidaat indices geïdentificeerd, gebaseerd op het paradigma van Pearson & Rosenberg (1978). Vijftien van deze 17 waren in staat om een onderscheid te maken tussen de referentie en de verstoorte locaties in één of meerdere van de zeven habitat types. Uiteindelijk werden elf indices geselecteerd voor het berekenen van de B-IBI, waarvan er vier tot zeven gebruikt werden afhankelijk van het habitat type.

De elf indices zijn B-IBI:

- Shannon-Wiener species diversity index
- Total species abundance
- Total species biomass
- Percent abundance of pollution-indicative taxa
- Percent abundance of pollution-sensitive taxa

- Percent biomass of pollution-indicative taxa
- Percent biomass of pollution-sensitive taxa
- Percent abundance of carnivores and omnivores
- Percent abundance of deep-deposit feeders
- Tolerance Score
- Tanypodinae to Chironomidae percent abundance ratio

Twee additionele indices worden in bepaalde gevallen gebruikt:

- Percent biomass of organisms found >5cm below the sediment-water interface
- Percent number of taxa found >5cm below the sediment-water interface

De selectie van de indices is gebaseerd op Mann-Whitney U tests voor verschillen in gemiddeldes tussen referentie locaties en verstoorde locaties en op basis van ecologische principes ([Weisberg et al. 1997](#)).

Indices score en de B-IBI waarde

De score voor een bepaalde index wordt bepaald door de waarde gevonden op een bepaalde locatie te vergelijken met een bepaalde threshold waarde bekomen uit de referentie data. Deze thresholds zijn de 5% en 50% percentielen. Hierdoor bekomt men een index die ofwel als 5, 3 of 1 gescoord wordt, afhankelijk of een locaties sterk afwijkt, licht afwijkt of helemaal niet afwijkt van de waarde gevonden voor referentie locaties in hetzelfde habitat type. De B-IBI is dus geschaald van 1 tot 5. Locaties met een waarde van 3 of meer worden beschouwd de norm te halen.

8.6. Conclusies en evaluatie

Bij de evaluatie van bestaande beoordelingssystemen is het goed uit te gaan van de criteria voor een goed beoordelingssysteem (zie hoofdstuk 1):

- (i) reageert voorspelbaar op veranderingen (bijv. toenemende mate van stress)
- (ii) is gevoelig en reageert binnen een bepaalde tijdsperiode en geografische schaal op veranderingen
- (iii) is specifiek of reageert onderscheidend op de potentiële verstoringsfactoren
- (iv) toepasbaar en reproduceerbaar op een volledige ecoregio
- (v) verstaanbaar en interpreteerbaar voor niet-specialisten

Het is duidelijk dat de specificiteit van het systeem één van de strengste eisen is in deze lijst. Daardoor zijn indicatoren die uitsluitend op 'globale' kenmerken van de gemeenschap, zoals de diversiteit, niet aanvaardbaar voor de gestelde doeleinden. De indices die volledig zijn gebaseerd op de trofische positie van macrobenthische organismen, en dus uiteindelijk op de Pearson-Rosenberg benadering, voldoen wel aan het criterium van specificiteit (ze reageren met name op verhoogde koolstofluxen naar het sediment), maar houden geen rekening met andere stressoren. Bovendien wordt geen onderscheid gemaakt tussen gemeenschappen die onder diverse niveaus van fysische of chemische (bv. zoutgehalte) stress voorkomen. Deze kritiek geldt niet alleen voor de ITI, maar, in dit overzicht, evenzeer voor de Biotic Index. De lijst van indicatorsoorten toont immers dat met name soorten gevoelig voor organische belasting als indicator voor goede kwaliteit zijn gekozen. Als we bijvoorbeeld kijken naar de soorten die in de Westerschelde voorkomen, dan zien we dat de indeling in ecologische groepen in grote mate een indeling is naar respons op sediment type (slibgehalte) en fysische stress (stroomsnelheden). De soorten die in groep I geclassificeerd worden zijn typische soorten van meer zandige sedimenten. Verschillende van die soorten komen voor in de Westerschelde: *Bathyporeia pilosa*, *Urothoe poseidonis*, *Crangon crangon*, *Haustorius arenarius*. Dit zijn allemaal soorten die kenmerkend zijn voor gebieden met een hoge fysische stress (hoge stroomsnelheden). Ook een aantal soorten uit groep II (bijv. *Nephtys* sp.) komen in deze hoog-dynamische gebieden voor. De dominante soorten van de littorale zone in de Westerschelde vinden we in hoofdzaak terug in groep III: *Heteromastus filiformis*, *Pygospio elegans*, *Nereis diversicolor*, *Cerastoderma edule*, *Corophium volutator*. Alleen *Macoma balthica*, de meest voorkomende bivalve in de Westerschelde, wordt in groep I geklasseerd. Toepassing van deze index zou leren dat niets de kwaliteit van het benthos in de Westerschelde meer zou verhogen, dan het hoog-dynamisch maken van alle intertidale habitats. De BENTIX index heeft als voordeel, in vergelijking met de vorige, dat een stratificatie naar ecotoop wordt gemaakt. Wij denken dat dit een eerste vereiste is voor iedere bruikbare index. Dit kan gebeuren als een classificatie met discrete 'ecotoop' eenheden, of via continue statistische voorspellingsmodellen. In elk geval is het nodig te compenseren voor verschillen in fysico-chemische omstandigheden. Binnen elk ecotoop moet

vervolgens toch nog een selectie van indicatorsoorten worden gemaakt. Uit de beschrijving van de BENTIX index komt de suggestie naar voren dat hiervoor ook wordt teruggerepen op het Pearson-Rosenberg model, wat zou impliceren dat de index ook vooral gevoelig is voor organische belasting.

De multimetrix benadering heeft als sterkste punten dat niet alleen een stratificatie naar ecotoop wordt gemaakt, maar dat bovendien gebruik wordt gemaakt van een veelheid aan potentiële indicatoren, die empirisch op hun geschiktheid worden getest. In een situatie waar men over voldoende referentie-sites kan beschikken, is dit een zeer geschikte keuze. Het valt echter te betwijfelen of in Europa voldoende 'natuurlijke' of 'onverstoorde' estuaria en kusten kunnen worden gevonden, die als geloofwaardige referenties kunnen dienen.

De gevoeligheid en voorspelbaarheid van indicatoren die op Pearson-Rosenberg zijn gebaseerd, is voor dit type van organische verstoring zeer groot. Het model is vaak gevalideerd, en is gebaseerd op een zeer solide empirische basis. Het ontwikkelen van alternatieve indicatoren voor andere types van verstoring, zal meer empirische onderbouwing vereisen. Ook de correctie voor (natuurlijke) fysische en chemische stress vereist empirische onderbouwing. De multimetrische benadering bevat dergelijke empirische onderbouwing, al wordt die niet expliciet gemaakt. Daardoor is dergelijke benadering niet overdraagbaar van de ene regio naar de andere zonder opnieuw empirisch gecalibreerd en gevalideerd te worden.

De snelheid van de respons van de verschillende indicatoren is wellicht voldoende. Empirische studies hebben aangegeven dat de indicatoren meestal erg snel (maanden) reageren op ernstige verstoringen, en dat herstel na afloop van de verstoring in enkele jaren gebeurt. Uit studies langs verstoringgradiënten, bv. onder zalmkooien of vanaf lozingspunten, blijkt dat indicatoren die op het Pearson-Rosenberg model zijn gebaseerd, over afstanden van honderden meters reeds gevoelig reageren. Voor de multimetrische indices is hierover geen informatie beschikbaar.

Alle indicatoren tenslotte zijn onder een verstaanbare vorm, in de vorm van 'verstoringklassen' gepresenteerd.

Uit deze korte (en noodzakelijk onvolledige) vergelijkende studie blijkt dat er verschillende bruikbare elementen voor een nieuw beoordelingssysteem worden aangereikt, maar dat geen enkel systeem volledig kan worden overgenomen voor de overgangswateren van Nederlandse (en andere Europese) kusten.

Ontbrekende elementen zijn o.m.:

- indicatoren op verschillende ruimtelijke schaal, gaande van lokaal tot het hele ecosysteem
- indicatoren die niet alleen compenseren voor de heersende fysische en chemische stress in een bepaald ecotoop, maar die ook de ruimtelijke verdeling van die stress in het systeem bij de beoordeling betrekken. Immers, met name bij fysische verstoring zoals baggeren, is toename van hoog-dynamische milieus zelf een indicatie van antropogene stress.
- indicatoren die specifiek gevoelig zijn voor verschillende types van antropogene stress, bv. organische belasting, vervuilende stoffen, habitatverlies.

9. Aanbevelingen voor de ontwikkeling van een beoordelingssysteem voor macrobenthos in kust- en overgangswateren

Gebaseerd op de algemene beschouwingen en de evaluatie van enkele bestaande beoordelingssystemen in de vorige hoofdstukken, willen wij hier aanbevelingen formuleren voor een beoordelingssysteem. Daarbij vatten wij de eerder geformuleerde aanbevelingen samen.

9.1. Procedures voor monitoring

Voorop staat dat een goed beoordelingssysteem moet uitgaan van een goede kennis van de ecosystemen, en van het macrobenthos in het bijzonder. Daarnaast is het belangrijk te erkennen dat de dominante menselijke invloeden en antropogene problemen in onze wateren in de loop van de tijd kunnen verschuiven (sinds de jaren zestig voor Nederlandse wateren: zuurstofloosheid door organische belasting, vervuiling met zware metalen en andere microverontreinigingen, invloed van infrastructurele werken en habitatverlies, bedreigingen door versnelde zeespiegelrijzing). Het is onwaarschijnlijk dat deze lijst hier stopt. Daarom moet het monitoringssysteem zo zijn ontworpen dat het gegevens van hoge kwaliteit levert, die ook voor andere doeleinden dan de oorspronkelijk gedefinieerde bruikbaar zijn. Vandaar het grote belang om alle soorten (op soortsniveau) te monitoren, en om naast dichtheid ook biomassa te blijven monitoren (zie hoofdstuk 6). Een periodieke evaluatie van het beoordelingssysteem, middels een analyse van alle beschikbare data met geavanceerde statistische technieken, kan eveneens bijdragen tot het up-to-date houden en eventueel bijstellen van het beoordelingssysteem. Een dergelijke regelmatige update zou deel moeten uitmaken van de procedure van monitoring en beoordeling, zodat het beoordelingssysteem 'zelf-lerend' wordt. Bijzondere aandacht dient daarbij uit te gaan naar de vestiging en verbreiding van exoten. Het voorkomen van invasies kan een indicatie zijn van stress in het ecosysteem (zie bv. voor de Zwarte Zee Lancelot et al., 2002), maar dit hoeft niet altijd het geval te zijn. Het opheffen van migratiebarrières kan voldoende zijn om een exoot toe te laten een - tot dan - ondergeëxploiteerde niche in te nemen, dan wel een oorspronkelijke soort te verdringen. In elk geval brengt een dergelijke invasie veranderingen in het ecosysteem met zich mee, waarvoor in feite geen referentie bestaat (de toestand van het ecosysteem zonder andere menselijke invloed, maar met aanwezigheid van de exoot is nooit gerealiseerd). Op de langere termijn zullen beoordelingssystemen hiermee rekening moeten houden door zich aan te passen aan de beschikbare species-pool. Niemand kan zich onze estuaria nog voorstellen zonder *Spartina anglica*, en het heeft geen zin een beoordelingssysteem te hanteren waarin de soort niet, of slechts als 'stress-indicator' voorkomt.

9.2. Opstellen van een beoordelingssysteem

Verwachtingen aangaande het voorkomen, de dichtheid, biomassa en functionele rol van het macrobenthos in estuaria en overgangswateren kunnen op verschillende ruimtelijke schalen worden gedefinieerd. Uiteindelijk is het doel van een beoordelingssysteem om op de schaal van het ecosysteem (of zelfs het volledige stroomgebied) een oordeel te vellen over de ecologische kwaliteit. Echter, het is duidelijk dat afhankelijk van de natuurlijke gradiënten en fysisch-chemische omstandigheden, andere gemeenschappen kunnen worden verwacht. Een beoordelingssysteem kan zo ontworpen worden dat het zowel de rol van het macrobenthos in het functioneren van het gehele ecosysteem, als het voldoen aan verwachtingen op meer lokaal niveau kan incorporeren.

Wij stellen een hiërarchische benadering voor met drie schaalniveau's. Op het niveau van het gehele ecosysteem kan worden geëvalueerd of het macrobenthos de - naar heersende ecologische omstandigheden - te verwachten functionele rol vervult. Op het onderliggende niveau kan worden gecontroleerd of de verdeling van ecotopen aan de (op geomorfologie gebaseerde) verwachtingen voldoet, en of areaalgrootte en connectiviteit van ecotopen geen beperkingen aan biodiversiteit oplegt. Binnen de habitaten tenslotte kan worden gecontroleerd of de te verwachten soorten aanwezig zijn, en kunnen indicatoren opgesteld worden die gevoelig zijn voor verschillende types stress die mogelijk een afwijking kunnen verklaren. Het is mogelijk hier tenslotte nog een vierde niveau (populatie-niveau, inclusief genetische samenstelling) aan toe te voegen, maar de normen hiervoor zijn nog grotendeels onderwerp van fundamentele studie.

De benadering is multimetrisch, houdt rekening met van nature variërende niveaus van fysische en chemische stress, en kan, mits voldoende empirische basis kan worden verzameld, specifiek gemaakt worden voor verschillende typische stressoren. Zij is bovendien expliciet met betrekking tot ruimtelijke en

temporele schalen. De multimetrische aanpak kan worden samengevat in gemakkelijk communiceerbare indicatoren, terwijl de onderliggende componenten zichtbaar kunnen blijven, en dus een interpretatie van de afwijking van de norm inzichtelijk kunnen maken.

9.3. Estuariumschaal – functioneel

Op deze grote schaal kan gekeken worden naar de functionele rol van het macrobenthos in het ecosysteem. Dit kan worden samengevat door eenvoudige indicatoren, bv. de gemiddelde totale biomassa, gecorrigeerd voor primaire productie (welke op haar beurt een functie is van de hoeveelheid licht en nutriënten), de verdeling van de verschillende voedingstypen in het ecosysteem, en de ratio van benthische tot pelagische graas op het fytoplankton. Deze indicatoren zijn gevoelig voor factoren die de groei van het macrobenthos belemmeren, zoals eutrofiëring en dystrofie (leidend tot zuurstofgebrek aan de bodem of tot explosieve ontwikkeling van opportunistische macroalgen), areaalgebrek of vergiftiging.

Indicatoren kunnen worden opgesteld op basis van vergelijkende studies tussen verschillende ecosystemen in dezelfde eco-regio. Belangrijk zal zijn rekening te houden met fundamentele fysische eigenschappen van de ecosystemen, zoals mate van verticale menging van de waterkolom en mate van horizontale menging door getijstromingen.

9.4. Ruimtelijke verdeling van ecotopen in het ecosysteem

Op deze schaal kan gekeken worden naar de verdeling van ecotopen, waarbij areaalgrootte en connectiviteit kunnen beschouwd. Binnen een ecotoop is er een relatie tussen (aaneengesloten) oppervlakte van het ecotoop en soortenrijkdom. Daarom zijn arealen en connectiviteit een maat voor de mogelijkheid tot ontwikkelen van een soortenrijke gemeenschap. Wij veronderstellen dat het mogelijk moet zijn, gebaseerd op geomorfologische theorie, om een verwachtingspatroon op te stellen over de verdeling van verschillende ecotopen in een onverstoorde estuarium of kustgebied. Een dergelijke norm kan worden gebruikt om te testen of er een significant onevenwicht in de morfologie bestaat, bv. als gevolg van infrastructurele ingrepen (baggeren, constructie van een stormvloedkering, inpoldering etc.).

9.5. Habitatschaal

Ecotopen kunnen van elkaar worden onderscheiden door verschil in fysische, chemische of andere ecologisch relevante eigenschappen. Op basis van deze abiotische karakteristieken, hun temporele variatie, de eigenschappen van het ecosysteem (productiviteit, turbiditeit) en de ruimtelijke karakteristieken van het ecotoop (oppervlakte, connectiviteit) kan een verwachting worden opgesteld over de daar aanwezige fauna. Het gebruik van voorspellingsmodellen kan hierbij een cruciale rol spelen. Voorwaarde is dat een voldoende ruime empirische basis voor een eco-regio kan worden gevonden, om een dergelijke modellering met succes uit te voeren.

Idealiter zouden afwijkingen tussen observaties en verwachtingen binnen habitats moeten kunnen worden geïnterpreteerd in het licht van de stressoren die deze samenstelling beïnvloeden. Hierbij kan gedacht worden aan een analyse van de soortensamenstelling per ecotoop die gebruik maakt, enerzijds van algemene criteria (bv. diversiteit via diversiteitsindices, ABC methode, taxonomic distinctness), anderzijds van functionele criteria (is er afwijking in de samenstelling van functionele groepen, en zo ja welke), en tenslotte van indicatorwaarden van de aanwezige soorten. Zo zouden deze soorten kunnen worden geschaald in functie van hun gevoeligheid voor organische vervuiling, vervuiling of eventueel andere factoren.

9.6. Populatie niveau

In hoeverre ook op dit niveau moet gekeken worden in het kader van de Kaderrichtlijn Water is niet duidelijk, maar op populatieniveau kunnen parameters zoals populatiedynamiek, moleculaire diversiteit, genetische structuur van key-species, enz. verder inzicht verschaffen over het ecologisch functioneren van het watersysteem. Hierbij kan gedacht worden aan het gebruik van biomarkers (bijv. biomarkers voor endocriene disruptie (e.g. imposex), genotoxiciteit). 'Environmental genomics' is erop gericht om 'functies' zowel te doorgronden als te voorspellen onder invloed van verschillende milieufactoren; en om inzicht te krijgen in de evolutionaire mechanismen die voor deze genomische variatie zorgen en deze onderhouden.

9.7. Referentiesituatie en calibratie

Een belangrijk probleem voor het operationeel maken van een beoordelingssysteem is de definitie van de referentiesituatie, en het opstellen van een empirische basis voor de interpretatie van de resultaten. Omdat geldigheid van het systeem voor een hele eco-regio een belangrijk criterium is, is ijking over dergelijke regio noodzakelijk. Wij denken dat een vergelijkende studie van een aantal ecosystemen langs de Atlantische kust, en eventueel ook in een andere eco-regio, een noodzakelijk instrument zal zijn om een goede referentiesituatie te definiëren.

Gezien de complexiteit van een dergelijke studie, wordt voorgesteld voorlopig uit te gaan van een referentie gebaseerd op Nederlandse datasets. Ook hier is duidelijk dat aanpassing van het beoordelingssysteem aan toenemende kennis een essentieel kenmerk is.

10. Conclusies

- Het macrobenthos heeft belangrijke potenties als instrument voor het evalueren van de ecologische toestand van kust- en overgangswateren maar het is duidelijk dat de huidige, beschikbare beoordelingssystemen met betrekking tot het macrobenthos niet direct toepasbaar zijn voor de vereisten gesteld door de KRW voor kust- en overgangswateren.
- Voor een nieuw te ontwikkelen beoordelingssysteem stellen wij een hiërarchische benadering voor met drie schaalniveau's. Op het niveau van het gehele ecosysteem kan worden geëvalueerd of het macrobenthos de - naar heersende ecologische omstandigheden - te verwachten functionele rol vervult. Op het onderliggende niveau kan worden gecontroleerd of de verdeling van ecotopen aan de (op geomorfologie gebaseerde) verwachtingen voldoet, en of areaalgrootte en connectiviteit van ecotopen geen beperkingen aan biodiversiteit oplegt. Binnen de ecotopen tenslotte kan worden gecontroleerd of de te verwachten soorten aanwezig zijn, en kunnen indicatoren opgesteld worden die gevoelig zijn voor verschillende types stress die mogelijk een afwijking kunnen verklaren.
- Deze hiërarchische benadering gaat best uit van een multimetrische opzet dat rekening houdt met van nature variërende niveaus van fysische en chemische stress, en kan, mits voldoende empirische basis kan worden verzameld, specifiek gemaakt worden voor verschillende typische stressoren. Zij is bovendien expliciet met betrekking tot ruimtelijke en temporele schalen. De multimetrische aanpak kan worden samengevat in gemakkelijk communiceerbare indicatoren, terwijl de onderliggende componenten zichtbaar kunnen blijven, en dus een interpretatie van de afwijking van de norm inzichtelijk kunnen maken.
- Er is behoefte aan zowel methodisch als toegepast onderzoek naar de effecten van multiple stressfactoren op watersystemen in het algemeen en het macrobenthos in het bijzonder.
- Hoe omgaan met de natuurlijke variatie die benthos gemeenschappen kenmerken in overgangswateren blijft een belangrijke uitdaging. Het vereist alleszins dat de nodige inzichten verkregen worden in de verschillende tijd- en ruimteschalen. Hierbij pleiten we in ieder geval voor het verder uitbouwen van lange termijn monitoring, maar ook het effect van korte termijn variaties en kortstondige events (bijv. stormen) is nog onvoldoende bekend. Hiervoor zijn meer gerichte acties nodig.
- Monitoring moet gegevens van hoge kwaliteit opleveren, die ook voor andere doeleinden dan de oorspronkelijk gedefinieerde bruikbaar zijn. Vandaar het grote belang om alle soorten (op soortsniveau) te monitoren, en om naast dichtheid ook biomassa te blijven monitoren. Een periodieke evaluatie van het beoordelingssysteem, middels een analyse van alle beschikbare data met geavanceerde statistische technieken, kan eveneens bijdragen tot het up-to-date houden en eventueel bijstellen van het beoordelingssysteem.
- Monitoring van benthische macrofauna moet in ieder geval gepaard gaan met een gedetailleerde observatie van de omgeving (sample-specifiek). Dit laat niet alleen toe om een sample te klassificeren naar een bepaald habitat type (bijv. binnen een ecotopenbenadering), maar laat ook toe om te compenseren voor deze omgevingscondities.
- Nader onderzoek naar bruikbare geomorfologische wetmatigheden zou nuttig zijn om referenties op te stellen.
- Ook het gebruik van nieuwe technieken voor het beoordelen van watersystemen moet onderzocht worden. Technieken zoals remote sensing bieden interessante perspectieven om lokale waarnemingen te gaan opschalen. Aan de andere zijde van dit spectrum bieden biomarkers dan weer perspectieven om op populatie- en individueel niveau uitspraak te doen over het functioneren van het systeem.
- Voor de Westerschelde beschikken we over uitgebreide biologische, fysische en chemische datasets. Dit systeem is dan ook uitermate geschikt om, gericht op de wensen vanuit de KRW, een aantal van de hierboven beschreven indices en beoordelingssystemen te testen en te verbeteren. De ecotopenbenadering als habitattypologie, en de onderliggende geomorfologische

wetmatigheden, zouden hierbij mee beschouwd kunnen worden. De gedefiniëerde ecotopen dienen wel grondig gevalideerd te worden.

- Een beoordelingssysteem ontwikkeld voor één watersysteem, bijv. de Westerschelde, kan gebruikt worden om het hierboven beschreven concept (hiërarchische benadering) nader uit te werken maar levert een eerder beperkte scope op. Vergelijkend internationaal onderzoek aan een aantal ecosystemen langs (bijv.) de Atlantische kust is noodzakelijk voor het opstellen van een goed voorspellend model en een meer algemeen geldend (Europees) beoordelingssysteem.

Referenties

- Alden, R. W., III, D. M. Dauer, J. A. Ranasinghe, L. C. Scott, and R. J. Llansó. 2002. Statistical verification of the Chesapeake Bay Benthic Index of Biotic Integrity. *Environmetrics* **13**: 473-498.
- Allen, J. H. (2001) Derivation of numerical predictive models from the NMP dataset. Draft report to SNIFFER, Institute of Estuarine and Coastal Studies, University of Hull
- Beukema, J. J. (1988) An evaluation of the ABC-method (abundance/biomass comparison) as applied to macrozoobenthic communities living on tidal flats in the Dutch Wadden Sea. *Marine Biology* **99**, 425-433
- Borja, A., J. Franco & V. Pérez, 2000. A Marine Biotic Index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin* **40**: 1100-1114.
- Borja, A., J. Muxika & J. Franco. 2003. The application of a Marine Biotic Index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. *Marine Pollution Bulletin* **46**: 835-845.
- CIS Working group 2.4 (COAST). Guidance on typology, reference conditions, and classification systems for transitional and coastal waters.
- Clarke, K.R. & R.M. Warwick. 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 2nd edition. PRIMER-E, Plymouth.
- Cloerne, J.E. 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series* **210**: 223-253.
- Craeymeersch, J. 1991. Applicability of the abundance/biomass comparison method to detect pollution effects on intertidal macrobenthic communities. *Hydrobiol. Bull.* **24**: 133-140.
- Dauer, D. M. (1993) Biological criteria, environmental health and estuarine macrobenthic community structure. *Mar. Pollut. Bull.* **26**, 249-257
- Dauer, D. M., Luckenbach, M. W. & Rodi, A. J. (1993) Abundance biomass comparison (ABC method): effect of an estuarine gradient, anoxic/hypoxic events and contained sediments. *Marine Biology* **116**, 507-518
- DelValls, T. A., Conradi, M. García-Adiego, E., Forja, J. M. & Gómez-Parra, A. (1998) Analysis of macrobenthic community structure in relation to different environmental sources of contamination in two littoral ecosystems from the Gulf of Cádiz (SW Spain). *Hydrobiologia*. **385**, 59-70
- Gauch, H. G., Jr. 1982. Multivariate Analysis in Community Structure. Cambridge University Press, Cambridge.
- Grall, J. & Glemarec, M. (1997) Using biotic indices to estimate macrobenthic community perturbations in the bay of Brest. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. **44**, 43-53
- Heip, C. 1974. A new index measuring evenness. *Journal of the Marine Biology Association of the United Kingdom* **54**: 555-557.
- Heip, C.H.R. P. M.J. Herman & K. Soetaert. 2001. Indices of diversity and evenness. *Oceanis* **24**: 61-87.
- Herman, P.M.J. & C. HEIP. 1988. On the use of meiofauna in ecological monitoring: who needs taxonomy? *Marine Pollution Bulletin* **19**: 665-668.
- Herman, P.M.J. & H. Scholten. 1990. Can suspension feeders stabilise estuarine ecosystems? In *Trophic relationships in the marine environment* (Ed. by M. Barnes and R.N. Gibson), pp. 104-116. Aberdeen University Press, Aberdeen.
- Herman, P.M.J., J.J. Middelburg, J. Van de Koppel & C.H.R. Heip. 1999. Ecology of estuarine macrobenthos. *Advances in Ecological Research* **29**: 195-240.
- Hill, M.O. 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology* **54**: 427-432.

- Hily, C. (1984) Variabilité de la macrofaune benthique dans les milieux hypertrophiques de la Rade de Brest. Thèse de Doctorat d'Etat, Univ. Bretagne Occidentale. Vol. 1, 359 pp; Vol. 2, 237 pp
- Hurlbert, S.H. (1971). The non-concept of species diversity. *Ecology* **23**: 577-586.
- Jongman, R. H. G., C. J. F. ter Braak & O. F. R. van Tongeren, editors. 1987. Data Analysis in Community and Landscape Ecology. Pudoc, Wageningen, The Netherlands. (Now available in a 1995 edition by Cambridge University Press)
- Kater, B. & D. Baars. 2003. Reconstructie van oppervlakten van litorale Japanse oesterbanken in de Oosterschelde in het verleden en een schatting van het huidig oppervlak. Nederlands Instituut voor Visserij Onderzoek, RIVO. RIVO rapport C017/03.
- Koseff, J.R., J.K. Holen, S.G. Monismith & J.E. Cloern. 1993. Coupled effects of vertical mixing and benthic grazing on phytoplankton populations in shallow, turbid estuaries. *Journal of Marine Research* **51** : 843-868.
- Lambshead, P.J.D., H.M. Platt & K.M. Shaw. 1983. The detection of differences among assemblages of marine benthic species based on an assessment of dominance and diversity. *Journal of Natural History* **17**: 859-874.
- Lancelot, C., J. Staneva, D. Van Eeckhout, J.-M. Beckers & E. Stanev. 2002. Modelling the Danube-influenced North-western continental shelf of the Black Sea. II: Ecosystem response to changes in nutrient delivery by the Danube river after its damming in 1972. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **54**: 473-499.
- Legendre, P. & L. Legendre. 1998. Numerical Ecology. 2nd English edition. Elsevier, Amsterdam. 853 pages.
- Long, E.R., D.D. MacDonald, S.L. Smith & F.D. Calder. 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management* **19**: 81-97.
- Meire, P.M., J. Dereu. 1990. Use of the abundance/biomass comparison method for detecting environmental stress: some considerations based on intertidal macrozoobenthos and bird communities. *Journal of Applied Ecology* **27**: 210-223.
- Miles, A. & Price, N. 2002. Classifying the ecological quality of transitional waters using benthic macroinvertebrates (soft sediment communities). Working draft. R & D Project: E1-116 Environment Agency of England & Wales. Peterborough, England.
- Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J.M. & Sørensen, J. (1997). Classification of environmental quality in fjords and coastal waters. A guide. Veiledning 97:03. Norwegian Pollution Control Authority, Oslo. 35 pp. [in Norwegian]
- Officer, C.B., T.J. Smayda & R. Mann. 1982. Benthic filter feeding: A natural eutrophication control. *Marine Ecology Progress Series* **9**: 203-210.
- Pearson, T. H. & R. Rosenberg. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* **16**: 229-311.
- Rhoads, D.C., P.L. McCall & J.Y. Yingst. 1978. Disturbance and production on the estuarine seafloor. *American Scientist* **66**: 577-586.
- Schaffner, L.C., T.M. Dellapenna, E.K. Hinchey, C.T. Friedrichs, M.T. Neubauer, M.E. Smith & S.A. Kuehl. 2001. Physical energy regimes, seabed dynamics, and organism-sediment interactions along an estuarine gradient. In: J.Y. Aller, S.A. Woodin & R.C. Aller (eds.) Organism-sediment interactions. The Belle W. Baruch Library in Marine Science, University of South Carolina Press, pp. 159-179.

- Shannon, C. E., and Weaver, W. W. (1963). The mathematical theory of communication. University Illinois Press, Urbana, p. 1-117.
- Simboura, N. and Zenetos, A., in press (2002). Benthic indicators to use in Ecological Quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new Biotic Index. *Mediterranean Marine Science*, **3/2**: 77-111.
- ter Braak, C. J. F., and P. Šmilauer. 1998. CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4). Microcomputer Power (Ithaca, NY USA) 352 pp.
- Verdonschot, P.F.M., R.C. Nijboer & H.E. Vlek. 2003. Definitiestudie Kaderrichtlijn Water (KRW); II. De ontwikkeling van maatlatten. Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 753.
- Warwick, R. M. (1986) A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology* **92**, 557-562
- Warwick, R. M. (1993) Environmental impact studies on marine communities: Pragmatical considerations. *Australian Journal of Ecology* **18**, 63-80
- Warwick, R.M. & K.R. Clarke. 1995. New 'biodiversity' measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. *Marine Ecology Progress Series* **129**: 301-305.
- Warwick, R. M. & Clarke, K. R. 1998. Taxonomic distinctness and environmental assessment. *Journal of Applied Ecology* **35**, 532-543
- Word, J. Q. 1979. The Infaunal Trophic Index. *Sth Calif. Coast. Wat. Res. Proj. Annu. Rep.*, El Segundo, California. 19-39.
- Weisberg, S. B., J. A. Ranasinghe, D. M. Dauer, L. C. Schaffner, R. J. Diaz, and J. B. Frithsen. 1997. An estuarine benthic index of biotic integrity (B-IBI) for the Chesapeake Bay. *Estuaries* **20**:149-158.
- Ysebaert T., P. Meire, P.M.J. Herman & H. Verbeek. 2002. Macrobenthic species response surfaces along estuarine gradients: prediction by logistic regression. *Marine Ecology Progress Series* **225**: 79-95.