

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 – Doei 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.

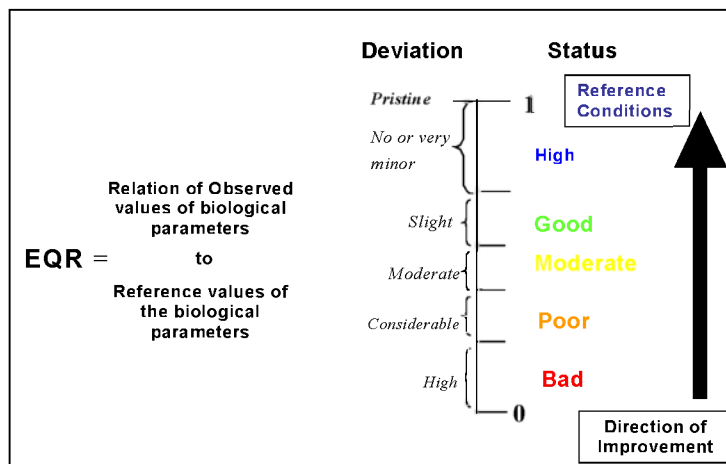
2. Beoordelingssystemen in de Kaderrichtlijn Water

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 (maatlaten) voor de volgende biologische kwaliteitselementen: fytoplankton, macroalgen, angiospermen en bentische 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)
- zandwinningen, 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 (verstoringsfactor 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.

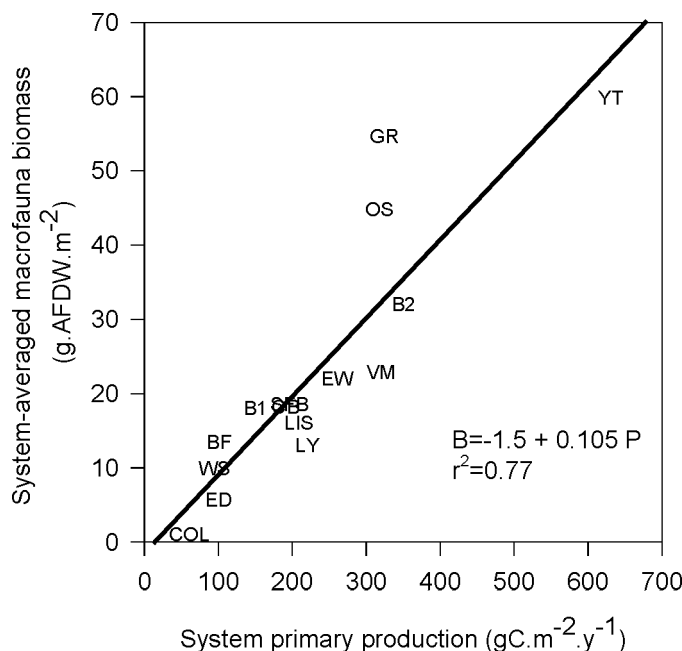
De bestaande biologische beoordelingssystemen blijken dan ook vaak weinig gevoelig, vrij oppervlakkig, niet altijd robuust voor natuurlijke variatie (vooral in estuaria), en ongeschikt voor multistressor situaties. Het gebruik van de huidige systemen is redelijk wanneer het uitersten betreft zoals zeer 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).

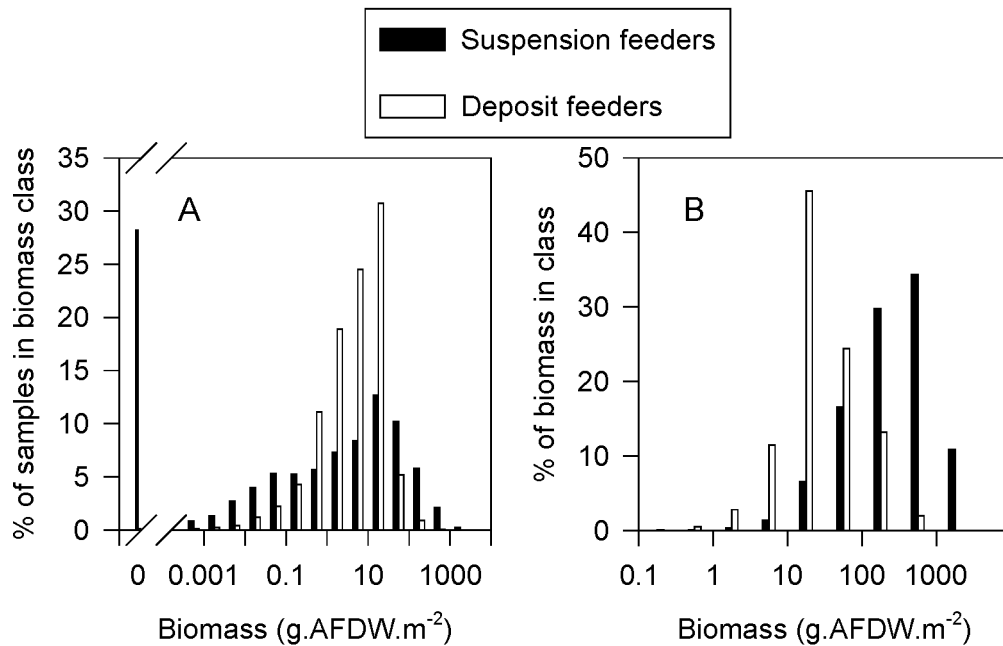
Het macrobenthos is voor zijn voedsel in belangrijke mate afhankelijk van de primaire productie in het ecosysteem. De fractie van de primaire productie die het macrobenthos bereikt hangt sterk af van de fysieke structuur van de waterkolom. In goed gemengde ondiepe estuaria is die belemmering onbelangrijk. 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.

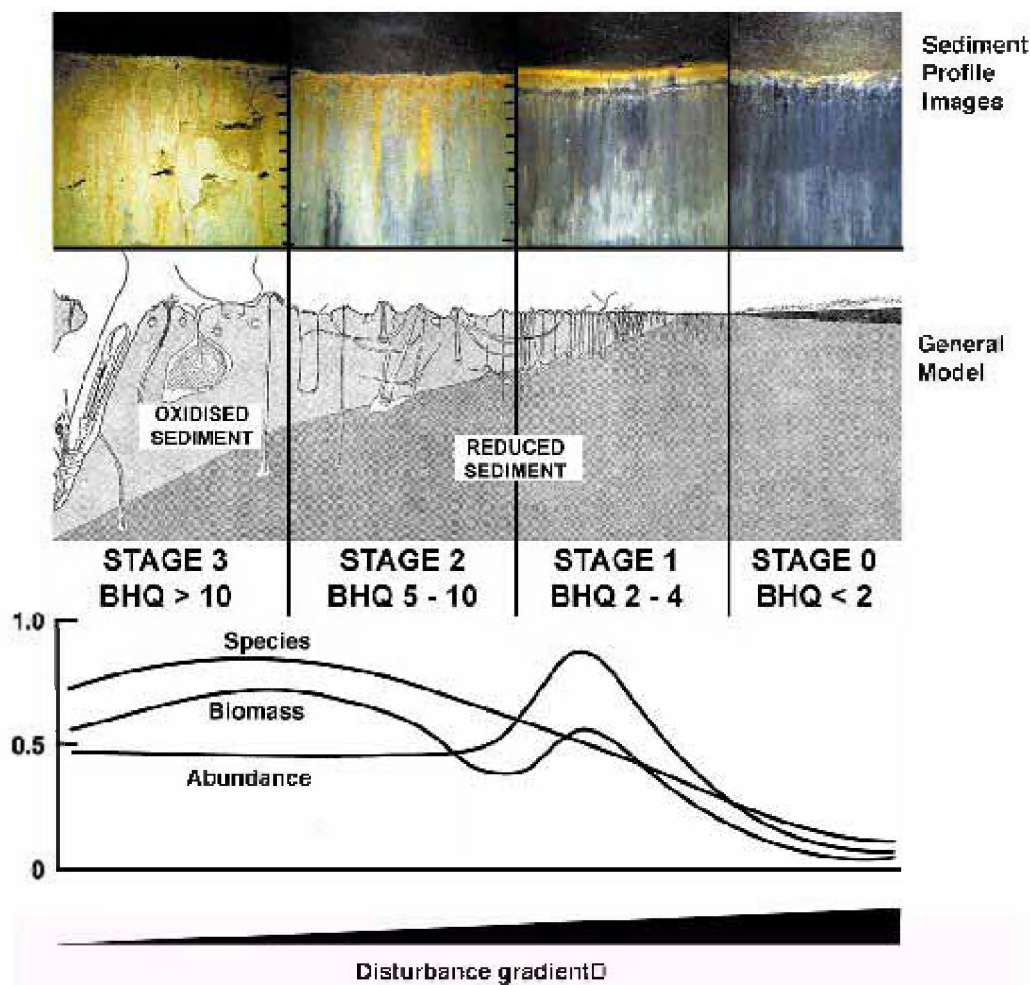
Benthische gemeenschappen reageren op vele vormen van stress omdat het macrobenthos gekenmerkt wordt door organismen met een brede waaier aan voedingswijzes, voortbewegings- en verspreidingsmechanismen, voortplantingsstrategieën, fysiologische toleranties en trofische interacties.

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 bioturbierende 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 biomassa (biomass) langsheen de verstoring gradiënt (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) definieerde 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 gedefinieerd 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.

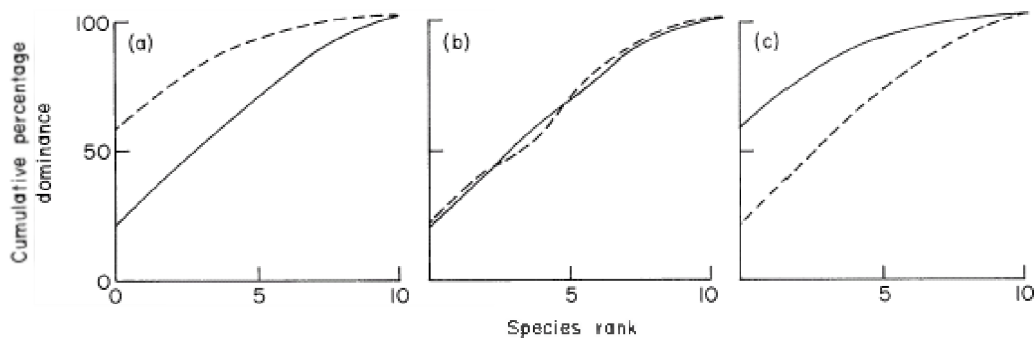
De verdeling van de aantallen over de soorten worden vaak ook grafisch voorgesteld, en vele methoden bestaan om zulke data te plotten. De 'Ranked Species Abundance' (RSA) curves rangschikken S soorten van 1 (meest abundante soort) tot S (minst abundante soort), en abundantie wordt dan geplot in functie 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 verstoorde 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).



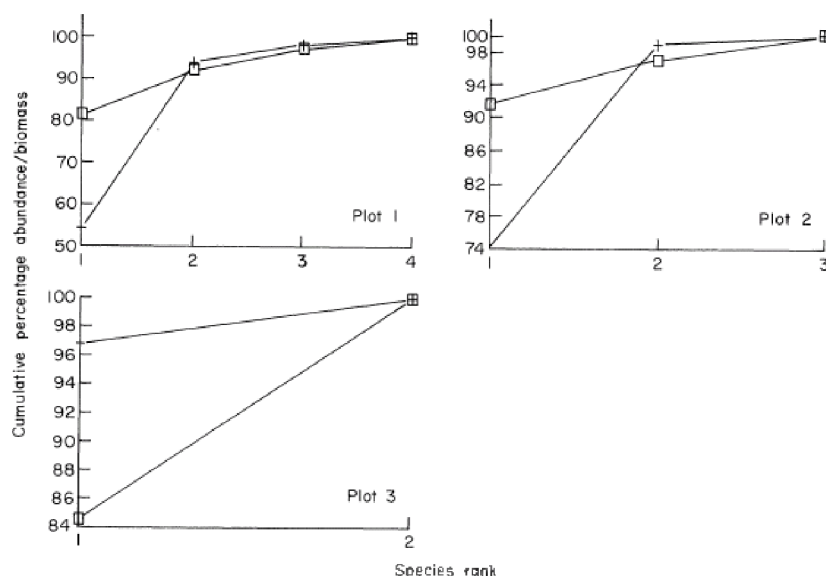
Figuur 5. Hypothetische *k*-dominance curves voor biomassa (-----) en abundantie (—) onder (a) niet verstoorde (unstressed, unpolluted), (b) matig verstoorde (moderately stressed, moderately polluted) en (c) sterk verstoorde (highly stressed, grossly polluted) omstandigheden (Figuur uit Meire & Dereu,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

DeValls *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.

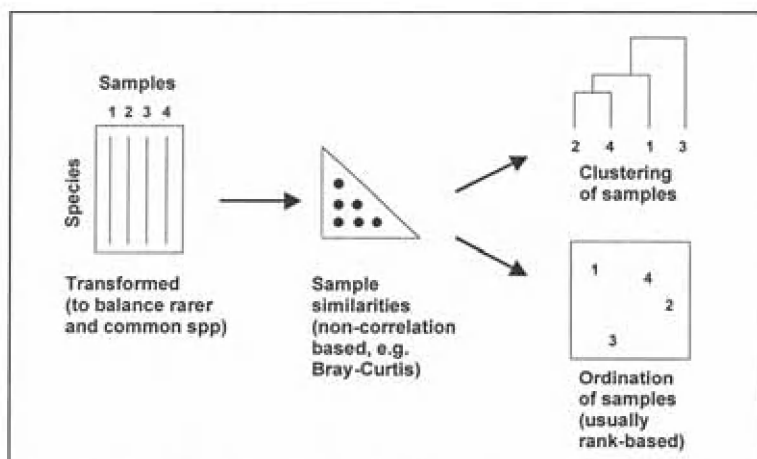
De meest gebruikte multivariate gemeenschapsanalyses zijn classificatie (of clusteranalyse) en ordinatie. Clusteranalyse omvat een aantal technieken die voor verschillende doeleinden gebruikt kunnen worden. De eerste toepassingen ervan in de ecologie waren uitsluitend gericht op classificatie van levensgemeenschappen (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

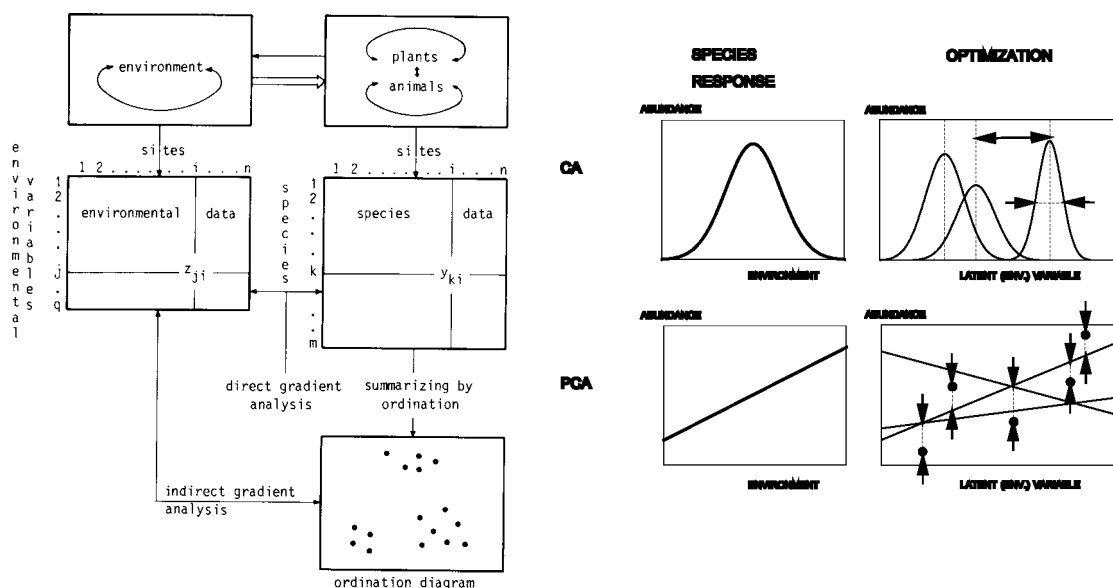
dissimilariteiten d.m.v. een iteratief programma zoveel mogelijk benaderd door

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 similariteitscoëfficiënten (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 (rechterlijnige) 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 karakteristieken 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), 'deep (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).

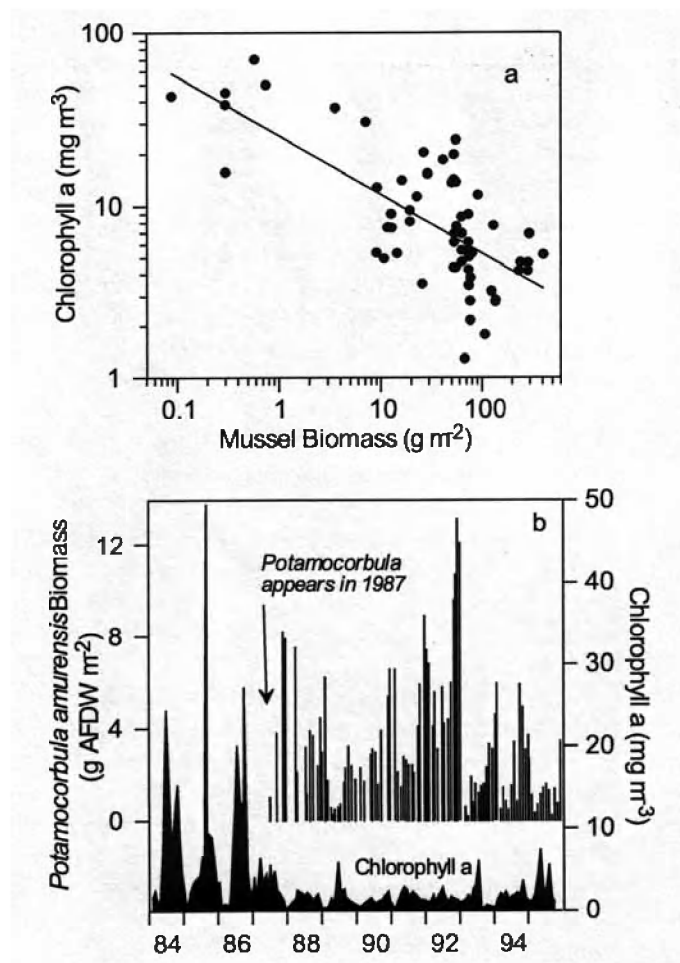
Deposit feeders zijn vaak verantwoordelijk voor veel menging van het sediment (bioturbatie). Soorten die zich diep in het sediment voeden en aan de oppervlakte defaeceran worden 'conveyor belt species' genoemd: zij vormen een soort transportband voor materiaal van diepte naar het oppervlak. Reverse conveyor 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 gesuspenseerd 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 graaactiviteit 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: Tijdsreeks 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 slijkgamaaltje *Corophium volutator* (snelle kolonisator) 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 luwtes waar de sedimenten van nature gekenmerkt worden door een hoog slibgehalte 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 slibtransport, 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.

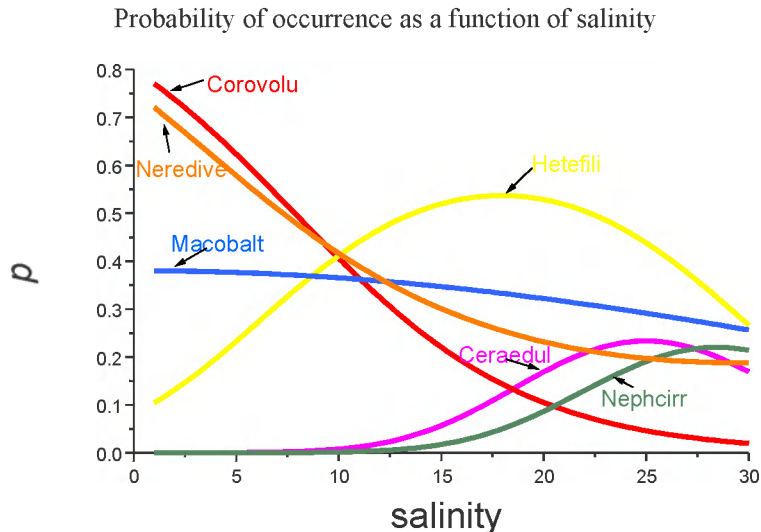
Aanbeveling KRW: Structuurindicatoren (biogene structuren) vormen karakteristieke elementen van kust- en overgangswateren en hun aanwezigheid (areaal) dient meegenomen te worden in een ecologische toestandsbeschrijving.

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, compleetheit, 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 bevattelijk 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 luwere 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 bentische 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 bentische 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).

Groups	Description	Indicator Species
G 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.	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
G II	Species indifferent to enrichment, always present in low densities with non- significant variations in time. These include suspension feeders, less selective carnivores and scavengers.	Nephtys hombergii, Marphysa belli, Glycera spp., Nereis caudate, Platynereis dumeri, Abra alba, Manayunkia aestuarina
G III	Species tolerant to organic enrichment, in case of certain perturbation they may disappear to reappear later in higher than normal densities	Spio martinensis, Heteromastus filiformis, Phyllodoce mucosa, Pygospio elegans, Nereis diversicolor, Cerastoderma edule, Corophium volutator
G IV	Second order opportunistic species, mainly small sized polychaetes: subsurface deposit feeders, such as cirratulids.	Capitomastus minimus, Polydora sp., Cirratulus cirratus, Cirriformia tentaculata, Chaetozona setosa, Heterocirrus sp., Staurocephalus rudolphi
G V	First order opportunistic species, high densities in most polluted zone. Deposit feeders	Scololepsis fuliginosa, Oligochaeta, Capitella capitata, Capitellides giardi

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 (Simboursa & 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 (Simboursa & 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 geclassificeerd 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 zogen. '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), oligohalien (oligohaline), laag mesohalien (low mesohaline), hoog mesohaline (high mesohaline), en polyhalien (polyhaline) (volgens het 'Venice system for classification of marine waters'). In de mesohaliene en polyhaliene klassen wordt een sample verder onderverdeeld in twee sediment klassen op basis van het percentage slib-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 locatie 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):

- reageert voorspelbaar op veranderingen (bijv. toenemende mate van stress)
- is gevoelig en reageert binnen een bepaalde tijdsperiode en geografische schaal op veranderingen
- is specifiek of reageert onderscheidend op de potentiële verstoringsfactoren
- toepasbaar en reproduceerbaar op een volledige ecoregio
- 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 teruggegrepen op het Pearson-Rosenberg model, wat zou impliceren dat de index ook vooral gevoelig is voor organische belasting.

De multimatrix 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 verstoringsgradiënten, 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 'verstoringsklassen' 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. Estuariuschaal – 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. Populativeniveau

In hoeverre ook op dit niveau moet gekeken worden in het kader van de Kaderrichtlijn Water is niet duidelijk, maar op populativeniveau 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.
- Simboursa, 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.