

Kaderrichtlijn Water – Achtergronddocument Zoute Macrofauna 2008

Tom Ysebaert, Ilse de Mesel, Peter Herman

Rapport C076/08



Institute for Marine Resources and Ecosystem Studies

Wageningen **IMARES**

Vestiging Yerseke

Opdrachtgever: Willem van Loon
RWS Waterdienst van het Ministerie van Verkeer en Waterstaat
Postbus 17
8200 AA Lelystad

Publicatiedatum: november 2008

- Wageningen **IMARES** levert kennis die nodig is voor het duurzaam beschermen, oogsten en ruimte gebruik van zee- en zilte kustgebieden (Marine Living Resource Management).
- Wageningen **IMARES** is daarin de kennispartner voor overheden, bedrijfsleven en maatschappelijke organisaties voor wie marine living resources van belang zijn.
- Wageningen **IMARES** doet daarvoor strategisch en toegepast ecologisch onderzoek in perspectief van ecologische en economische ontwikkelingen.

© 2008 Wageningen **IMARES**

Wageningen IMARES is een samenwerkingsverband tussen Wageningen UR en TNO. Wij zijn geregistreerd in het Handelsregister Amsterdam nr. 34135929, BTW nr. NL 811383696B04.



A_4_3_1-V5

De Directie van Wageningen IMARES is niet aansprakelijk voor gevolgschade, noch voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van Wageningen IMARES; opdrachtgever vrijwaart Wageningen IMARES van aanspraken van derden in verband met deze toepassing.

Dit rapport is vervaardigd op verzoek van de opdrachtgever hierboven aangegeven en is zijn eigendom. Niets uit dit rapport mag weergegeven en/of gepubliceerd worden, gefotokopieerd of op enige andere manier gebruikt worden zonder schriftelijke toestemming van de opdrachtgever.

Inhoudsopgave

Lijst met KRW – begrippen	6
Samenvatting	8
1. Opzet van de BEQI maatlat	12
1.1 Opzet van de BEQI maatlat en andere Europese maatlaten.....	12
1.2 Ontwikkeling van de BEQI maatlat.....	15
1.2.1 Niveau 1: Functioneren van het ecosysteem.....	15
1.2.2 Niveau 2: Leefgebied	16
1.2.3 Niveau 3: Macrobenthos gemeenschap (binnen het leefgebied of ecotoop)18	
1.3 Uitwerking en berekening van BEQI.....	19
1.3.1 Niveau 1: Functioneren van het ecosysteem.....	20
1.3.2 Niveau 2: Leefgebied	21
1.3.3 Niveau 3: Macrobenthos gemeenschap	21
1.3.4 Eindscore voor een watersysteem.....	25
1.3.5 Huidige uitwerking binnen Nederland	25
1.4 Impact van drukken op de verschillende niveaus van de BEQI	27
1.4.1 Visserij.....	27
1.4.1.1 Schelpdiervisserij	27
1.4.1.2 Bodemberoerende visserij	28
1.4.2 Baggeren en storten / zandwinning	28
1.4.3 Eutrofiëring	29
1.4.4 Exoten	29
1.4.5 Zandhonger	30
1.4.6 Verdwijnen zoet-zout overgangen	31
1.4.7 Zware metalen en organische microverontreiniging (tekst aangeleverd door Fred Twisk).....	31
1.4.8 Klimaatsverandering/seizoenstemperatuurvariaties	32
2. Uitwerking van de BEQI voor de Nederlandse kust- en overgangswateren en grote brakke tot zoute meren.....	33
Estuarium met matig getijverschil (O2).....	33
2.1 Westerschelde.....	33
2.1.1 Niveau 1: Ecosysteem.....	33
2.1.1.1 Referentiewaarde	33
2.1.1.2 Score van de huidige toestand	33
2.1.2 Niveau 2: Leefgebied	34
2.1.2.1 Referentiewaarde	34
2.1.2.2 Score van de huidige toestand	34
2.1.3 Niveau 3: gemeenschappen.....	35
2.1.3.1 Referentiewaarde	35
2.1.3.2 Score van de huidige toestand	35
2.1.4 Eindscore voor de Westerschelde	36
2.1.5 Bespreking	37

2.2	Eems-Dollard	38
	2.2.1 Niveau 1: Ecosysteem.....	38
	2.2.1.1 Referentiewaarde	38
	2.2.1.2 Score van de huidige toestand	38
	2.2.2 Leefgebied	38
	2.2.2.1 Referentiewaarde	38
	2.2.2.2 Score van de huidige toestand	39
	2.2.3 Niveau 3: Leefgemeenschappen	39
	2.2.3.1 Referentiesituatie	39
	2.2.3.2 Score van de huidige toestand	39
	2.2.4 Eindscore voor de Eems-Dollard.....	39
	2.2.5 Bespreking	40
	Kustwater, open en polyhalien (K1) en euhalien (K3).....	40
2.3	Noordelijke Deltakust en Zeeuwse kust	40
	2.3.1 Niveau 1: Ecosysteem.....	40
	2.3.1.1 Referentiewaarde	40
	2.3.1.2 Score huidige toestand.....	41
	2.3.2 Niveau 2: Leefgebied	41
	2.3.3 Niveau 3: Leefgemeenschappen	41
	2.3.3.1 Referentiewaarde	41
	2.3.3.2 Score huidige toestand.....	41
	2.3.4 Eindscore voor de Noordelijke Deltakust en de Zeeuwse kust.....	42
	2.3.5 Bespreking	42
2.4	Hollandse kust, Waddenkust en Eems-Dollardkust.....	43
	2.4.1 Niveau 1: Ecosysteem.....	43
	2.4.1.1 Referentiewaarde	43
	2.4.1.2 Score voor de huidige situatie	43
	2.4.2 Niveau 2: leefgebied	43
	2.4.3. Niveau 3: leefgemeenschap.....	43
	2.4.3.1 Referentiewaarde	43
	2.4.3.2. Score voor de huidige toestand.....	44
	2.4.4 Eindscore voor de Hollandse Kust, Noordelijke Deltakust en Eems-Dollard Kust	44
	2.4.5 Bespreking	44
	Kustwater, beschut en polyhalien (K2)	45
2.6	Oosterschelde	45
	2.6.1 Niveau 1: Ecosysteem.....	46
	2.6.1.1 Referentiewaarde	46
	2.6.1.2 Score voor de huidige situatie	46
	2.6.2 Niveau 2: Leefgebieden.....	46
	2.6.2.1 Referentiewaarde	46
	2.6.2.2 Score voor de huidige situatie	46
	2.6.3 Niveau 3: Leefgemeenschappen	47
	2.6.3.1 Referentiewaarde	47
	2.6.3.2 Score voor de huidige situatie	48
	2.6.4 Eindscore voor de Oosterschelde.....	48
	2.6.5 Bespreking	48
2.7	Waddenzee	49
	2.7.1 Niveau 1: Ecosysteem.....	50
	2.7.1.1 Referentiewaarde	50

2.7.1.2 Score voor de huidige situatie	50
2.7.2 Niveau 2: Leefgebieden.....	50
2.7.2.1 Referentiewaarde	50
2.7.2.2 Score huidige situatie	50
2.7.3 Niveau 3: Leefgemeenschappen	51
2.7.3.1 Referentiewaarde	51
2.7.3.2 Score huidige situatie	51
2.7.4 Eindscore voor de Waddenzee.....	52
2.7.5 Bespreking	52
Grote brakke tot zoute meren (M32)	53
2.8 Grevelingenmeer.....	53
2.8.1 Niveau 1: Ecosysteem.....	53
2.8.1.1 Referentiewaarde	53
2.8.2 Niveau 2: leefgebieden.....	53
2.8.3 Niveau 3: leefgemeenschappen	54
2.8.3.1 Referentiewaarde	54
2.8.3.2 Scores huidige toestand	54
2.8.4 Eindscore voor het Grevelingenmeer	55
2.8.5 Bespreking	55
2.9 Veerse Meer.....	55
2.9.1 Niveau 1: Ecosysteem.....	56
2.9.1.1 Referentiewaarde	56
2.9.2 Niveau 2: leefgebieden.....	56
2.9.3 Niveau 3: leefgemeenschappen	56
2.9.3.1 Referentiewaarde	56
2.9.3.2 Score huidige toestand.....	56
2.9.4 Eindscore voor het Veerse Meer	57
2.9.5 Bespreking	57
Referenties	59
Appendix 1. Bepalen van de soortdiversiteit in de Nederlandse zoute wateren.....	63
Appendix 2: Karakteriseringsmethodiek voor de ecotopen	65
Appendix 3: Aanbeveling optimale bemonsteringsoppervlaktes.....	69
Appendix 4: Belangrijkste soorten die bijdragen aan similariteitsindex.....	71
Verantwoording	73

Lijst met KRW – begrippen

Dissimilariteits- en similariteitsindex: maat voor verschillen respectievelijk overeenkomsten in soortensamenstelling tussen twee of meerdere monsters. Verschillende indexen kunnen hiervoor gebruikt worden (bijv. Bray-Curtis index).

Diversiteitsindices:

- Simpson Index (D): een diversiteitsindex die naast het aantal soorten ook de relatieve abundantie van elke soort in rekening brengt. De index geeft de kans dat twee willekeurig geselecteerde individuen in een leefgebied tot dezelfde soort behoren.

$$D = \frac{\sum_{i=1}^S n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)}$$

Met: S het aantal soorten, N het totaal aantal organismen en n het aandeel (percentage) van een soort in de totale gemeenschap

- Shannon-Wiener Index (H'): een diversiteitsindex die het aantal soorten en de 'evenness' van de soorten in rekening neemt. De index neemt toe bij betere verdeling van de individuen over de soorten.

$$H' = \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

Met: p_i de relatieve abundantie van elke soort en S het totaal aantal soorten

- Hurlbert Index (ES (n)): een diversiteitsindex die het verwacht aantal soorten (Expected number of species of ES) geeft bij een random aantal individuen (bijvoorbeeld verwacht aantal soorten bij 100 individuen (ES (100))). De berekening is gebaseerd op een 'rarefaction' techniek. Deze diversiteitsindex is weinig afhankelijk van de monstergrootte.

Eco-element: Een leefgebied dat gekenmerkt wordt door een karakteristieke levensgemeenschap, gedomineerd door één bepaalde soort met structurerende eigenschappen (bijvoorbeeld mosselbanken of oesterriffen). Een eco-element herbergt vaak een specifieke geassocieerde fauna en flora.

Ecologische Kwaliteits Ratio (EKR): De basis voor beoordeling van de biologische kwaliteitselementen binnen de KRW is de zogenaamde ecologische kwaliteitsratio (EKR). De EKR is de waargenomen huidige biologische waarde gedeeld door de referentie biologische waarde. De verkregen ratio moet in principe tussen 0 en 1 liggen, waarbij een waarde in de buurt van 1 de zeer goede toestand weerspiegelt.

Ecosysteem: een natuurlijke eenheid die is opgebouwd uit alle planten, dieren en micro-organismen in een gebied die samen functioneren met alle niet-levende fysische factoren van de omgeving

Ecotoop: een geografische eenheid die binnen bepaalde grenzen homogeen is wat betreft de belangrijkste hydraulische, morfologische en fysisch-chemische omgevingsfactoren die relevant zijn voor de biota. Het zijn onderdelen van leefgebieden.

Ecotopenstelsel: Een ecotopenstelsel is een classificatiesysteem van ecotopen waarin de van belang zijnde ecotopen in een gebied (watersysteem) op overzichtelijke wijze gerangschikt zijn.

Intercalibratie: De lidstaten voeren in het kader van de implementatie van de KRW per ecologische maatlat een intercalibratie uit, waarmee de resultaten voor een specifiek biologisch kwaliteitselement (bijv. macrofauna)

worden geharmoniseerd met andere EU-lidstaten, opdat de toestand van de waterlichamen vergelijkbaar wordt weergegeven. Uiteindelijk moet de intercalibratie leiden vergelijkbare klassengrenzen tussen lidstaten.

Kwaliteitselement Biologische beoordelingsparameters. Kwaliteitselementen zijn : macrofyten & fyto benthos, angiospermen, macroalgen, fytoplankton, bentische ongewervelde fauna (macrofauna) en vissen.

Leefgebied: grotere geografische eenheden die op relatief eenvoudige manier kunnen worden onderscheiden, bijvoorbeeld intergetijdegebied, slikken, platen, etc). Een leefgebied omvat vaak meerdere ecotopen.

Leefgemeenschap: fauna en flora die samen binnen één leefgebied of ecotoop voorkomen. In het geval van de benthosgemeenschap gaat het om de bentische macroinvertebraten (het zogen. Macrobenthos) die in een leefgebied of ecotoop voorkomen.

Macrobenthos: verzamelterm voor alle bentische macroinvertebraten die in of op het sediment leven en die achterblijven op een zeef met een maaswijdte van 1 mm

Multimetrische index: index die meerdere indicatoren of parameters combineert en samenvat in een enkele index score. In het geval van de BEQI wordt elke parameter getest en gecalibreerd tot een bepaalde schaal en omgezet in een (eenheidsloze) score (deelmaatlat met EKR-score), alvorens te worden samengevat in de multimetrische index. Zowel de index, als de onderliggende deelmaatlaten zijn nuttig voor het bepalen en evalueren van de ecologische toestand en optredende menselijke drukken.

Samenvatting

Dit achtergronddocument geeft een toelichting op de referenties en maatlatten voor het kwaliteitselement macrofauna voor de Nederlandse kust- en overgangswateren. In een eerste deel wordt de opzet en werking van de maatlat uitgewerkt, zoals in detail beschreven door Van Hoey et al. (2007). In een tweede deel komt de uitwerking voor de verschillende Nederlandse kust- en overgangswateren aan bod, waarbij de toepassing van de maatlat in het Referentie en Maatlatten rapport van van der Molen en Pot (2007) wordt toegelicht.

De zoute macrofauna maatlat die voor de benthische macrofauna van kust- en overgangswateren is gestoeld op de 'Benthic Ecosystem Quality Index' (BEQI). In de BEQI-index staat de ecosysteembenadering centraal. De BEQI is een multimetrische index. De analyse gebeurt op het niveau van het ecosysteem (niveau 1), van de leefgebieden daarbinnen (niveau 2) en van de macrofaunagemeenschappen in die leefgebieden of ecotopen (niveau 3). Binnen deze niveaus (deelmaatlatten) spelen meestal meerdere parameters een rol. De praktische uitwerking van deze benadering heeft geleid tot de volgende indicatoren:

1. Niveau 1 – functioneren van het ecosysteem: de relatie tussen primaire productie van het systeem en de gemiddelde biomassa bodemdieren. Een afwijking van deze ratio kan wijzen op een verstoring van het ecosysteem.
2. Niveau 2 – leefgebied: het areaal aan leefgebieden en eco-elementen. Voorbeelden hiervan zijn het areaal intergetijdengebied, ondiep water en mosselbanken. Afwijking van de referentiesituatie duidt op verstoring in het morfologisch evenwicht van het watersysteem of in het voorkomen van karakteristieke eco-elementen.
3. Niveau 3 – benthosgemeenschap binnen het leefgebied of ecotoop: per leefgebied of ecotoop wordt de benthosgemeenschap getoetst t.o.v. de referentiesituatie aan de hand van de volgende vier parameters: totaal aantal soorten, totale densiteit, totale biomassa, en soortensamenstelling (similariteit). Omdat deze parameters beïnvloed worden door de bemonsteringsoppervlakte, wordt dit in rekening gebracht bij de analyse. Afwijking van de referentiesituatie kan te wijten zijn aan verschillende drukken in het systeem, en parameters kunnen verschillend reageren op verschillende drukken.
4. De scores van de drie niveaus worden uiteindelijk geïntegreerd tot één beoordeling. Omdat elk niveau en elke parameter ook apart kan worden geëvalueerd, laat de BEQI op eenvoudige wijze toe te achterhalen waar mogelijke afwijkingen optreden. Hoe drukken een impact kunnen hebben op de verschillende niveaus en parameters wordt tevens kort toegelicht.

De BEQI verschilt van andere maatlatten omdat de BEQI vanaf het begin als uitgangspunt de evaluatie van het waterlichaam beschouwd heeft, terwijl andere maatlatten eerder vanuit de evaluatie van een monsterpunt zijn uitgegaan. Andere verschillen zijn: (1) BEQI evalueert het areaal aan leefgebieden; (2) de BEQI gebruikt mede biomassa als biologische parameter; (3) de BEQI toetst de benthosgemeenschap op het niveau van het

leefgebied of ecotoop (door individuele monsters samen te voegen tot een steekproef met een bemonsteringsoppervlakte dat voldoende representatief is voor dat bepaalde leefgebied of ecotoop).

In de praktijk is het op dit moment niet steeds mogelijk de BEQI maatlat volledig toe te passen zoals hierboven beschreven. Soms ontbreekt een geschikte referentiedataset waartegen de huidige situatie kan worden afgewogen, of zijn niet genoeg gegevens beschikbaar voor de huidige situatie waardoor geen score kan berekend worden. In deze gevallen wordt ofwel een score toegekend op basis van expert judgement (vaak toegepast op niveau 1) of wordt geen score toegekend. Door de transparantie van de methode behoudt men het overzicht over de volledigheid van de beoordeling, en waar mogelijke hiaten zich voordoen. Op basis hiervan zijn ook aanbevelingen gemaakt voor toekomstige monitoring.

Voor estuaria met matig getijverschil (type O2) – de Westerschelde en Eems Dollard – is enkel voor de Westerschelde een volledige evaluatie mogelijk. De ecologische toestand van de Westerschelde wordt op de grens tussen matig en goed geëvalueerd, vooral te wijten aan een slechte score op niveau 2. Heel wat leefgebieden zijn immers drastisch in areaal afgenomen door baggeren van de vaargeul. Voor de Eems-Dollard is voor niveau 3 te weinig informatie beschikbaar en de huidige monitoring is op dit niveau ontoereikend om een beoordeling te kunnen uitvoeren.

Voor de kustwateren open polyhalien en open euhalien (typen K1 en K3) – Zeeuwse Kust, Noordelijke Deltakust, Hollandse Kust, Waddenkust – is de evaluatie enkel gebeurd op basis van niveau 1 en 3. Niveau 2 is niet in beschouwing genomen, wegens een gebrek aan een historische referentie en het ontbreken van kennis over het voorkomen van eco-elementen zoals bijvoorbeeld kokerswormen. De huidige monitoring van de open kustwateren is onvoldoende. Zo kan voor de Zeeuwse Kust, Noordelijke Deltakust en Eems-Dollard Kust geen evaluatie gemaakt worden op basis van de huidige MWTL- monitoringgegevens. Voor de Hollandse Kust en Waddenkust is wel een evaluatie uitgevoerd, met respectievelijk een ‘matige’ en ‘slechte’ toestand. In beide waterlichamen zijn de lage scores voornamelijk toe te schrijven aan veranderingen in soortensamenstelling en verhoging van de biomassa. Dit kan op beide plaatsen worden verklaard door het verschijnen van de Amerikaanse zwaardschede (*Ensis directus*). Een vergelijkbaar beeld wordt ook verwacht voor de anderen kustwateren en deze worden dan ook als ‘matig’ geëvalueerd.

Voor kustwateren, beschut en polyhalien (type K2) – Oosterschelde en Waddenzee – wordt de huidige ecologische toestand door de BEQI als goed beoordeeld. Niettegenstaande deze goede algemene beoordeling signaleert de BEQI op niveau 2 en 3 veranderingen die de nodige aandacht verdienen. Met name veranderingen in het areaal aan leefgebieden (de zandhonger in de Oosterschelde, het ontbreken (Oosterschelde) of sterke afname (Waddenzee) van litorale mosselbanken), en de opkomst van exoten (Japanse Oester, Amerikaanse zwaardschede) verdient de nodige aandacht.

De grote brakke en zoute meren – het Grevelingenmeer en het Veerse Meer – hebben te kampen met zuurstofloosheid in de diepere delen. Vooral in het Veerse Meer leidt de hoge nutriëntenbelasting tot ongunstige leefomstandigheden. Een verbinding met de Oosterschelde (Katse Heule) moet hierin verbetering brengen. De BEQI evalueert het Grevelingenmeer nog net in ‘goede ecologische toestand’. Niettegenstaande deze goede algemene beoordeling signaleert BEQI op niveau 3 veranderingen in dichtheid, biomassa en soortensamenstelling. Dit vraagt nader onderzoek. Het Veerse Meer heeft een ‘matige ecologische toestand’, vooral de diepere delen krijgen een slechte beoordeling. De nieuwe verbinding met de Oosterschelde leidt tot een lichte verbetering van de BEQI, maar dit moet nog nader opgevolgd worden.

Doorheen het rapport, alsmede in een aantal appendices worden adviezen geformuleerd. Deze kunnen als volgt worden samengevat:

1. Door de hiërarchische opbouw met meerdere niveaus en binnen elk niveau meerdere parameters wordt de ecologische toestand van het benthos in brede zin transparant in kaart gebracht. Een zo volledig mogelijke toepassing van de BEQI – gebruikmakend van alle beschikbare informatie – zal dan ook de best mogelijke evaluatie van de huidige toestand toelaten. Het beperken van de evaluatie tot één ecotoop of leefgebied op het derde niveau zoals door van der Molen en Pot (2007) gehanteerd leidt tot verlies aan informatie en moet in de toekomst uitgebreid worden tot meerdere ecotopen of leefgebieden.

2. Primaire productie metingen: Primaire productie wordt nog niet standaard gemonitord in de kustwateren. Dit maakt een beoordeling op niveau 1 lastig waardoor er met expert judgement moet gewerkt worden. Wij stellen voor metingen aan primaire productie op te nemen in de toekomstige monitoring van de Nederlandse kust- en overgangswateren. Er zijn nieuwe technieken beschikbaar die dit mogelijk maken.

3. Macrobenthos monitoring: In heel wat waterlichamen is de huidige monitoring onvoldoende. Tevens is in diverse waterlichamen de huidige MWTL-monitoring niet volledig geschikt voor het toepassen van de KRW BEQI-maatlat. Hiertoe is een ecotoop gerichte monitoring noodzakelijk, waarbij in ieder waterlichaam meerdere ecotopen gemonitord worden. Op basis van een aantal criteria kan een selectie opgesteld worden. De optimale bemonsteringsinspanning die per ecotoop nodig is kan bijv. via een power analyse geschat worden, waardoor een betrouwbare evaluatie mogelijk wordt. Een binnen Nederland gestandaardiseerd protocol voor het bemonsteren en uitzoeken van bodemdier monsters binnen de KRW is noodzakelijk, en een betere kwaliteitscontrole moet worden opgezet.

4. Ecotopenkaarten en ecotopenstelsel: Ecotopenkaarten zijn nog niet beschikbaar voor alle gebieden, en zouden in de toekomst op geregelde tijdstippen (bijv. om de drie jaar) moeten opgesteld worden. Verder is ook nog een betere toetsing en validatie nodig van het ecotopenstelsel, met eventuele aanpassing van de klassegrenzen. Innovatieve technieken zoals remote sensing en sonar kunnen in de toekomst helpen bij het classificeren van ecotopen en het maken synoptische ecotopenkaarten. Ecotopen worden binnen de BEQI momenteel enkel gebruikt op niveau 3. In de toekomst is het aangewezen om ook het areaal van de verschillende ecotopen mee te nemen in de beoordeling, m.a.w. ecotopen ook op niveau 2 mee te nemen. Hierdoor ontstaat een koppeling tussen beide niveaus.

5. Eco-elementen: Eco-elementen zijn vaak nog onvoldoende kwantitatief geïnventariseerd of worden niet regelmatig gemonitord. Nochtans zijn dit karakteristieke, soms zeldzame habitats in een waterlichaam (bijv. littorale mosselbanken, banken van kokerwormen). Vaak zijn het ook zeer productieve habitats met een hoge biodiversiteit. Toekomstige monitoring moet hiervoor meer aandacht hebben, alsmede ook nader onderzoek naar betere historische referentie condities. Ook kunnen bepaalde invasieve soorten als eco-elementen beschouwd worden (bijv. Japanse Oester), en hun toename zou ook (als negatief beoordeeld) in de maatlat kunnen meegenomen worden.

6. Uitbreiding van de beoordeling op niveau 3: Op niveau 3 stellen we voor om ook een analyse te doen van de soorten die verantwoordelijk zijn voor mogelijke verschillen in densiteit, biomassa en soortensamenstelling tussen de referentie en de huidige toestand. Deze informatie kan het inzicht in de mogelijk opgetreden veranderingen vergroten en de onderliggende drukken verduidelijken.. Dit zal in 2009 in de BEQI en BEQI-software geïmplementeerd worden.

1. Opzet van de BEQI maatlat

De Kaderrichtlijn Water (KRW) van de Europese Unie heeft als doel waterlichamen te beschermen en de ecologische en chemische toestand ervan waar nodig te verbeteren. Hiertoe wordt een kader geboden voor het vaststellen van doelen, monitoren van de kwaliteit en nemen van maatregelen. Het doel is om voor alle wateren een 'goede toestand' te bereiken en er is een resultaatverplichting verbonden aan het bereiken van de doelen. De doelstellingen moeten in 2015 zijn bereikt en worden voor het eerst vastgelegd en getoetst in het Stroomgebiedbeheersplan in 2009.

De goede toestand is onderverdeeld in een goede chemische en een goede ecologische toestand. De goede ecologische toestand is weer onderverdeeld in een goede biologische toestand en eisen ten aanzien van hydromorfologie en algemene fysisch-chemische waterkwaliteit. De biologische toestand wordt getoetst aan de hand van vier kwaliteitselementen: fytoplankton, overige waterflora, macrofauna en vissen. De basis voor beoordeling van biologische kwaliteitselementen is de zogenaamde ecologische kwaliteitsratio (EKR). De EKR is de waargenomen biologische waarde gedeeld door de referentie biologische waarde. De verkregen ratio moet in principe tussen 0 en 1 liggen, waarbij een waarde in de buurt van 1 de zeer goede toestand weerspiegelt. De toetsing vindt dus plaats ten opzichte van de referentietoestand en met behulp van een maatlat die een score geeft die de mate van afwijking ten opzichte van die referentietoestand weergeeft. Aan de hand van deze score wordt weergegeven of het waterlichaam zich in zeer goede, goede, matige, ontoereikende of slechte toestand bevindt. Dit rapport geeft de aanpak weer voor de benthische macrofauna van de Nederlandse kust- en overgangswateren.

In de BEQI maatlat staat de ecosysteembenadering centraal. De analyse gebeurt op het niveau van het ecosysteem (niveau 1), van de leefgebieden daarbinnen (niveau 2) en van de macrofaunagemeenschappen in die leefgebieden (niveau 3). Het ecosysteem wordt gedefinieerd als het waterlichaam waarvoor de analyse wordt uitgevoerd (bijvoorbeeld de Westerschelde, de Waddenzee etc). Een ecosysteem is opgebouwd uit een reeks van leefgebieden, waarbij elk leefgebied wordt gekarakteriseerd door een set van abiotische factoren. Binnen een leefgebied kunnen meerdere ecotopen voorkomen; maar een leefgebied kan ook een enkel eco-element aanduiden. Elk van deze leefgebieden herbergt een of meerdere typische macrofaunagemeenschappen, gekenmerkt door een bepaalde soortensamenstelling, diversiteit, dichtheid en biomassa.

1.1 Opzet van de BEQI maatlat en andere Europese maatlaten

De KRW heeft ertoe geleid dat de lidstaten gestart zijn met het ontwikkelen van verschillende multimetrische maatlaten om de toestand van zoute wateren in te schatten. Binnen de NEA-GIG (NEA = 'North-East Atlantic' region) hebben de meeste lidstaten een eigen maatlat ontwikkeld (optie 3 binnen het intercalibratieproces). In Nederland zijn in het verleden een aantal initiatieven geweest om invulling te geven aan een maatlat. Door Ysebaert en Herman (2003, 2004) is een kader geschetst waaraan een dergelijke maatlat zou moeten voldoen en is een voorstel uitgewerkt voor een multilevel benadering die rekening houdt met de intrinsieke karakteristieken van estuaria (natuurlijke variabiliteit en diversiteit van de fysisch-chemische en geomorfologische condities, alsook de variabiliteit in ruimte en tijd van de biologische gemeenschappen). De achterliggende

gedachte hierbij is dat er gestreefd wordt naar een situatie met een hydro-morfologisch en fysisch-chemisch regime dat een gezond functionerend ecosysteem met een natuurlijke biodiversiteit toelaat (zie ook Steyaert en Ollivier 2007). De benadering beoogt tevens integratie met andere EC-richtlijnen, zoals de Vogel- en Habitatrichtlijn. Een eerste uitwerking hiervan is door Escaravage et al. (2004) gedaan voor het overgangswater Westerschelde. Een verdere ontwikkeling van de maatlat is uitgevoerd door Van Hoey et al. (2007) en toegepast op alle Nederlandse kust- en overgangswateren. Dit heeft uiteindelijk geleid tot de BEQI (Benthic Ecosystem Quality Index), die zowel in Nederland als België is aanvaard als benthische maatlat voor de beoordeling van kust- en overgangswateren binnen de KRW. Duitsland overweegt de BEQI te gaan toepassen voor overgangswateren.

De BEQI-methode

De BEQI is een multimetrische index. Daarbij hanteert de BEQI een benadering op verschillende niveaus, door het ecosysteem op het niveau van het volledige waterlichaam en de daarbij horende leefgebieden (arealen) te beoordelen, en door de benthosgemeenschappen op het niveau van het leefgebied of ecotoop te toetsen (door individuele monsters samen te voegen tot een aanvaardbare steekproef (i.e. bemonsteringsoppervlakte) die representatief is voor dat bepaalde leefgebied of ecotoop). Dit laatste verschilt van andere Europese maatlaten die een beoordeling doen op het niveau van individuele stations (zie verder).

In de praktijk hanteert de BEQI op het niveau van het volledige ecosysteem (niveau 1, het waterlichaam) een relatie tussen de gemiddelde primaire productie van het systeem (fytoplankten en fyto-benthos) en de daaraan gekoppelde macrobenthische biomassa. Op het niveau van de leefgebieden (niveau 2) wordt het areaal van (verschillende) leefgebieden geëvalueerd. Tot slot wordt de biologische kwaliteit van de onderscheiden leefgebieden of ecotopen op basis van de macrobenthische fauna geëvalueerd (niveau 3). Binnen dit niveau worden verschillende parameters geanalyseerd (multimetrische benadering met diversiteit, dichtheid, biomassa en veranderingen in soortensamenstelling) die elk gevoelig zijn voor verschillende soorten van drukken.

Andere maatlaten (interkalibratie)

In de andere Europese benthische maatlaten wordt (nog) niet nader ingegaan op het niveau van het volledige ecosysteem en op het niveau van de leefgebieden (niveau 1 en 2 van de BEQI methode); de focus ligt op de gemeenschappen (niveau 3 van BEQI). Deze maatlaten bepalen de ecologische status op het niveau van de individuele monsterlocaties. Het zijn multimetrische benaderingen, meestal gebruik makend van de AMBI (AZTI Marine Biotic Index; Borja et al., 2000). De AMBI deelt organismen op in vijf ecologische groepen op basis van hun gevoeligheid/tolerantie voor drukken. Naast de AMBI worden in de maatlaten een of meerdere diversiteitsmaten (aantal soorten, Simpson Index, Shannon-Wiener Index, ES_{50} , SN Index) en in sommige gevallen aantallen individuen in de analyse meegenomen. In de Zweedse maatlat wordt de Hurlbert Index opgenomen als maat voor de gevoeligheid van soorten voor verstoring (Rosenberg et al. 2004).

In tabel 1.1 wordt een overzicht gegeven van de maatlaten die zijn aanvaard door de verschillende Europese lidstaten en de parameters die erin zijn opgenomen (Carletti & Heiskanen, 2008).

Tabel 1.1: De aanvaarde maatlatten in de verschillende Europese lidstaten met de parameters die erin zijn opgenomen (Carletti & Heiskanen, 2008). Voor de berekening van de maatlatten, zie oa. Borja et al. (2007)

Lidstaat	Index/maatlat	Parameters opgenomen in de index			
		Gevoeligheid	Diversiteit		Dichtheid
Spanje Duitsland Frankrijk	m-AMBI	AMBI	Shannon-Wiener Index	Aantal soorten	
Verenigd Koninkrijk	IQI	AMBI	Simpson Index	Aantal taxa	Aantal individuen
Denemarken	DKI	AMBI	Shannon-Wiener Index	Aantal soorten	Aantal individuen
Noorwegen	NQI	AMBI	Shannon-Wiener Index	SN Index	Aantal individuen
Portugal	P-BAT	AMBI	Margalef Index	Aantal soorten	
Zweden	BQI		ES (50)	Aantal soorten	Aantal individuen

AMBI: AZTI Marine Biotic Index; m-AMBI: multivariate AMBI; IQI: Infaunal Quality Index; DKI: Danish Quality Index; NQI: Norwegian Quality Index; P-BAT: Portugese Benthic Assessment Tool; BQI: Benthic Quality Index.

BEQI ten opzichte van de andere Europese methodes: mogelijkheden, beperkingen en interkalibratie

In vergelijking met de andere Europese maatlatten heeft de BEQI-methode van in het begin geopteerd voor een veel completere benadering, uitgaande van een ecosysteembenadering. Niet alleen gemeenschapsveranderingen in het macrobenthos worden gevolgd, maar ook het functioneren van het ecosysteem en veranderingen in arealen van leefgebieden. De BEQI laat hierdoor toe een groot aantal drukken op te sporen. Naast eutrofiëring en organische verrijking, kunnen ook fysische verstoring of de impact van invasieve soorten (exoten) worden aangetoond (Van Hoey et al. 2007; zie ook verder). De BEQI maatlat geeft in eerste instantie weer of er veranderingen in het ecosysteem zijn opgetreden ten opzichte van een bepaalde referentiesituatie.

De rapportering binnen de BEQI methode biedt een grote transparantie. Bij verschuivingen in de EKR voor het gehele systeem kan makkelijk worden achterhaald op welk niveau van de BEQI de veranderingen zijn opgetreden, en indien van toepassing, bij welke parameter van het gemeenschapsniveau. M.a.w., de methode toont op doorzichtige wijze aan welke parameter goed of niet goed scoort. Op basis hiervan kan dan indien nodig besloten worden tot het treffen van bepaalde maatregelen, of kan besloten worden dat aanvullende (onderzoeks)monitoring nodig is. Bij andere methoden wordt slechts één score gerapporteerd en wordt de mogelijkheid niet geboden om het niveau waarop de veranderingen zijn gebeurd (vb soortendiversiteit, verschuiving in de gevoelige soorten, etc) eenvoudig te achterhalen. De BEQI is ook bedoeld als een 'dynamische' maatlat die, op basis van nieuwe inzichten, kan aangepast worden.

De toepassing van BEQI vereist vrij veel informatie over de verschillende aspecten van het ecosysteem. Op dit moment zijn niet steeds de noodzakelijke gegevens beschikbaar om alle BEQI parameterscores te berekenen. Dit vraagt om een aanpassing, en voor bepaalde waterlichamen een uitbreiding van de macrofaunamonitoring in het

MWTL. Ook zijn data gebruikt voor het bepalen van de referentie vaak beperkt en niet ideaal (Carletti & Heiskanen, 2008), hetgeen gevolgen heeft voor de inschatting van de natuurlijke referentiesituatie.

De Kaderrichtlijn Water schrijft voor dat normen voor de biologische toestand voor oppervlaktewateren vergelijkbaar zijn in de Europese lidstaten. De 'goede toestand' voor bijvoorbeeld macrofauna in Nederland moet ongeveer overeenkomen met de 'goede toestand' in een vergelijkbaar water in Duitsland of Frankrijk. Hiervoor is een interkalibratieproces opgezet tussen de lidstaten. In het geval landen verschillende maatlatten ontwikkeld hebben, moet gekeken worden of eenzelfde oordeel volgt uit het toepassen van deze verschillende maatlatten op eenzelfde dataset. Doordat de maatlatten uit de andere Europese landen nog niet zijn uitgewerkt op het ecosysteemniveau, is de interkalibratie enkel gebeurd op het niveau van de gemeenschappen (niveau 3 van BEQI) voor kustwateren (type K1/K3). Daaruit is gebleken dat de BEQI de ecologische toestand van de zoute kustwateren gemiddeld een klasse strenger beoordeelt dan de andere maatlatten (Carletti & Heiskanen, 2008). Hierbij dient wel opgemerkt dat enkel het derde niveau van BEQI hierin werd meegenomen, en dat slechts één type leefgebied of ecotoop is geanalyseerd. De verschillen in de resultaten waren meestal te wijten aan een verhoogde biomassa in de huidige toestand in vergelijking met de referentiesituatie, een parameter die enkel door BEQI in rekening wordt genomen. Zo'n verhoging wordt door BEQI als negatief beoordeeld. Verder bleken veranderingen in de soortsaamenstelling vaak tot een lagere BEQI-score te leiden dan berekend met de andere maatlatten. Verschuivingen op het niveau van de soorten (zoals berekend in de BEQI) is gevoeliger dan verschuivingen op het niveau van ecologische groepen (zoals berekend in bijv. de AMBI). Toch kan net deze verschuiving op soortniveau nuttige informatie over het ecosysteem verschaffen, zeker in het kader van de problematiek rond exoten.

Door Carletti & Heiskanen (2008) worden een aantal prioriteiten voor de tweede ronde van de interkalibratie gesteld. De volgende fase van het interkalibratie proces wordt in eerste instantie toegespitst op een evaluatie van de overgangswateren. Verder moet ook aandacht worden besteed aan de evaluatie op het niveau van het volledige waterlichaam. Dit is reeds ontwikkeld binnen BEQI, maar is nog niet opgenomen in andere maatlatten. Verder is het ook aangewezen de evaluatie van hydromorfologische drukken in de interkalibratie mee te nemen.

1.2 Ontwikkeling van de BEQI maatlat

1.2.1 Niveau 1: Functioneren van het ecosysteem

Een gezond ecosysteem verkeert in een (dynamisch) evenwicht. Een verstoring van dit evenwicht kan een bedreiging vormen voor alle levensgemeenschappen die ze omvat. In de BEQI wordt het functioneren van het ecosysteem geëvalueerd op basis van de relatie tussen de biomassa van het macrobenthos en de primaire productie van fytoplankton en het microfytobenthos. Eerder onderzoek toonde aan dat de biomassa van de macrofauna (g asvrijdrooggewicht per m²) in een evenwichtig systeem ongeveer 10% bedraagt van de primaire productie (pelagisch + bentisch) in het waterlichaam (Herman et al. 1999). Een afwijking van deze ratio kan wijzen op een verstoring van het ecosysteem, zoals aangetoond door Escaravage et al. (2004). Toename van filterfeeders – dit zijn bodemdieren (bijv. mosselen, kokkels, oesters) die hun voedsel (met name algen) uit het

bovenstaande water filteren –, bijvoorbeeld door de invasie van een goed gedijende exoot, kan leiden tot een uitputting van het fytoplankton en dus het voedsel voor andere macrobenthische soorten en zooplankton (vb. introductie van *Potamocorbula amurensis* in San Francisco Bay, Nichols et al. 1990, Alpine & Cloern 1992). Dit resulteert in een verhoging van de ratio. Anderzijds kan sterke eutrofiëring leiden tot een verhoogde primaire productie, die slechts gedeeltelijk kan worden begraasd. Dit kan nog worden versterkt wanneer door sedimentatie van een teveel aan organisch materiaal, de bodem zuurstofloos wordt, en het macrobenthos afsterft. Dit kan voorkomen in wateren met weinig dynamiek, zoals zoute meren. Een sterk verhoogde primaire productie resulteert in een lage ratio. Ook fysische ingrepen die leiden tot een afname of het totaal verdwijnen van bepaalde (bodemdierrijke) habitats kunnen leiden tot een verstoring van de ratio (vb. Seine).

De ecosystemen bezitten over het algemeen een zekere 'weerbaarheid' tegen een verstoring in de primaire productie. Vaak zal een toename van de primaire productie gepaard gaan met een toename in biomassa van het macrobenthos, als een reactie op de grotere hoeveelheid beschikbaar voedsel. Het ecosysteem bereikt zo een nieuw evenwicht, en de verhouding tussen beide blijft rond de 10%. Enkel bij een sterke verstoring zal deze verhouding worden verstoord en komt het ecosysteem in een onevenwicht terecht.

1.2.2 Niveau 2: Leefgebied

Elk waterlichaam is opgebouwd uit een aantal leefgebieden die worden gekenmerkt door specifieke abiotische kenmerken en ruimte bieden aan bepaalde dieren en planten (leefgemeenschappen). Het verlies van een leefgebied in een waterlichaam gaat dan ook samen met een verlies aan soorten die erin voorkomen. Het behoud van de leefgebieden is een eerste vereiste om de soortendiversiteit in een waterlichaam te behouden. Ook eco-elementen – dit zijn karakteristieke levensgemeenschappen, vaak gedomineerd door één bepaalde soort met structurerende eigenschappen (bijv. mosselbanken, oesterriffen) – herbergen een specifieke geassocieerde fauna en hun arealen worden binnen BEQI mee geëvalueerd op het niveau van de leefgebieden. Het verdwijnen van leefgebieden kan ook gevolgen hebben voor het functioneren van het systeem, wanneer bepaalde dominante soorten verdwijnen en hierdoor hun functionele rol niet meer kunnen vervullen (zie niveau 1).

Estuaria (i.e. overgangswateren) en beschutte kustwateren zijn, als overgangsgebieden tussen zee en rivier, rijk aan gradiënten in processen en milieufactoren, en daarmee samenhangend gradiënten in en een grote variatie aan leefgebieden, ecotopen en levensgemeenschappen. Kenmerkende gradiënten zijn:

- de overgang van het zoete rivierwater naar het zoute zeewater;
- door de getijdynamiek ontstaat een gradiënt van permanent onder water (sublitoraal) naar bij eb droogvallende delen (het litorale gebied of intergetijdengebied).
- de overgang in hydrologische en morfologische dynamiek, van rivierdynamiek naar zeedynamiek;
- een landschappelijke gradiënt. Aan de zeezijde heeft het gebied een open karakter, met brede stroomgeulen, omzoomd door strand en duinen aan de kust en door brede slikken en schorren meer landinwaarts. Stroomopwaarts verschijnt in toenemende mate opgaande begroeiing langs de oevers. Dit zet zich verder door tot in het rivierlandschap van oobossen in het bovenrivierengebied.

Afhankelijk van de geomorfologische en hydrologische omstandigheden verwachten we een zekere verdeling en areaal aan leefgebieden en ecotopen. Voor estuaria wordt een onderscheid gemaakt op basis van de getijdedynamiek en waterdiepte: geulen, ondiepwatergebieden, litoraal gebied (platen en slikken), eventueel aangevuld met de aanwezigheid van eco-elementen (bijv. mosselbanken). Hiervoor kan een verwachtingspatroon worden opgesteld, bijv. aan de hand van een historische referentie of op basis van geomorfologische theorie. Een dergelijke norm kan worden gebruikt om te testen of er een significant onevenwicht in de morfologie van het overgangswater of beschut kustwater bestaat, bv. als gevolg van infrastructurele ingrepen (baggeren, constructie van een stormvloedkering, inpoldering etc.).

De open kustwateren worden gekenmerkt door een sterke hydrodynamiek. De natuurlijke sedimenttransporten hebben er een grote invloed op de leefgebieden. De leefgebieden binnen de Nederlands kustzone zijn typisch voor ondiepe kustwateren van gematigde zeeën die aan getijdenwerking onderhevig zijn. De sedimenten zijn hoofdzakelijk zandig. Op dit moment is weinig (historische) informatie beschikbaar over de arealen van de verschillende leefgebieden waartegen de huidige situatie kan worden afgewogen. Niveau 2 wordt dan ook niet verder uitgewerkt voor dit watertype. In deze wateren kunnen eco-elementen mee geëvalueerd worden, zoals het voorkomen van sublitorale mosselbanken en banken van schelpkokerwormen, maar hiervoor is momenteel onvoldoende informatie beschikbaar. Dit vereist een gerichte monitoring.

In zoute meren worden de leefgebieden gedefinieerd op basis van hun diepteligging. Langs de dieptegradiënt verandert immers de sedimentsamenstelling met vaak meer slibrijke sedimenten in de diepere delen. Ook kan stratificatie optreden in deze meren, wat juist in de diepere delen kan leiden tot ongunstige (anoxische) condities. Door het gesloten karakter van deze waterlichamen worden geen veranderingen in de oppervlakte van de leefgebieden verwacht en kan het niveau 2 uit de BEQI evaluatie worden weggelaten. Eco-elementen kunnen echter wel veranderingen ondergaan (bijvoorbeeld afsterven van oesterbanken door zuurstofloosheid) en zouden in de analyse alsnog kunnen worden opgenomen indien de informatie beschikbaar is. Wanneer maatregelen genomen worden tot herstel van estuariene dynamiek en/of zout-zoet overgangen in deze zoute meren, kunnen leefgebieden gedefinieerd worden op dezelfde manier als gedaan is voor overgangswateren.

Leefgebieden versus ecotopen

Leefgebieden zoals hier gehanteerd zijn grotere geografische eenheden binnen overgangs- en kustwateren (zie boven) die op relatief eenvoudige manier kunnen afgeleid worden van dieptekaarten en/of luchtfoto's. Betere hydrodynamische modellen, meer gedetailleerde luchtfoto's en nieuwe remote sensing technieken, tezamen met een grotere kennis van het functioneren van mariene ecosystemen, hebben er toe geleid dat de laatste jaren instrumenten zijn ontwikkeld om estuaria en kustgebieden meer in detail te gaan karakteriseren op basis van relevante abiotische parameters. Een voorbeeld hiervan is het Zoute Ecotopen Stelsel (ZES, Bouma et al. 2005) dat toelaat om op basis van een hiërarchische classificatie (met als abiotische parameters zoutgehalte, hydrodynamiek, diepte (overspoelingsduur) en sedimentsamenstelling synoptische ecotopenkaarten te maken van een bepaald systeem. Als definitie voor ecotoop wordt aangehouden "een geografische eenheid die binnen bepaalde grenzen homogeen is wat betreft de belangrijkste hydrologische, morfologische en fysisch-chemische

omgevingsfactoren die relevant zijn voor de biota". Fysische randvoorwaarden bepalen immers in belangrijke mate welke bodemdieren op een bepaalde plek voorkomen.

Ecotopen zijn dus min of meer homogene eenheden op de schaal van het landschap. In de praktijk betekent dit dus dat leefgebieden nog verder worden opgesplitst in ecotopen. Het voordeel van het gebruik van ecotopen binnen de KRW is drieërlei:

1. Arealen van ecotopen kunnen gebruikt worden om fysische veranderingen in het watersysteem in de tijd op te volgen (niveau 2 van de BEQI). Dit kunnen veranderingen zijn die op het niveau van het leefgebied niet zichtbaar worden. Een voorbeeld hiervan is de toename van hoogdynamisch litoraal gebied ten koste van laagdynamisch litoraal gebied in de Westerschelde; hierbij verandert dus niet zozeer het totaal areaal litoraal gebied, maar binnen dit areaal vindt er wel een wijziging plaats. Ecotopenkaarten kunnen op een gestandaardiseerde en synoptische wijze gemaakt worden en in de tijd vergeleken worden. Momenteel zijn we echter niet in staat om ecotopenkaarten te maken voor een historische referentietoestand. Daarom wordt op niveau 2 nog gewerkt met leefgebieden.
2. Door op niveau 3 de bodemdiergemeenschap per ecotoop te evalueren wordt een groot deel van de natuurlijke variatie die ontstaat door monsters van verschillende abiotische omstandigheden random te vergelijken weggelaten (zie verder niveau 3). Een hoogdynamische zandplaat met zandgolven zal een totaal verschillende bodemfaunagemeenschap herbergen dan een laagdynamisch, slibrijk slik, hoewel beide onder hetzelfde litorale leefgebied vallen.
3. Ecotopen worden binnen de BEQI momenteel enkel gebruikt op niveau 3. In de toekomst is het aangewezen om ook het areaal van de verschillende ecotopen mee te nemen in de beoordeling, m.a.w. ecotopen ook op niveau 2 mee te nemen. Door op niveau 2 en niveau 3 dezelfde indeling te hanteren, kunnen beide niveaus beter op elkaar worden afgestemd en kunnen betere voorspellingen gemaakt worden over hoe veranderingen doorwerken in het volledige watersysteem. Een verandering in bodemdiersamenstelling van een bepaald ecotoop kan aan de hand van de oppervlakte van dat areaal doorvertaald worden naar de mogelijke impact op andere parameters (bijv. effect op aantallen foeragerende vogels), net zoals dit ook met het verlies van areaal van een bepaald ecotoop kan gebeuren. Hiermee kan ook een duidelijke link gelegd worden naar de Vogel- en Habitatrichtlijn.

1.2.3 Niveau 3: Macrobenthos gemeenschap (binnen het leefgebied of ecotoop)

Op niveau 3 van de BEQI methode wordt de toestand van de macrobenthosgemeenschap geanalyseerd per ecotoop. Indien de informatie over het voorkomen van ecotopen niet voorhanden is, kan op een niveau hoger (i.e. leefgebied) gekeken worden naar de macrobenthosgemeenschap. Door voldoende monsters, gespreid in ruimte en tijd, samen te voegen wordt een beeld geschetst van de macrobenthosgemeenschap van een bepaald ecotoop, en de natuurlijke variabiliteit in rekening gebracht.

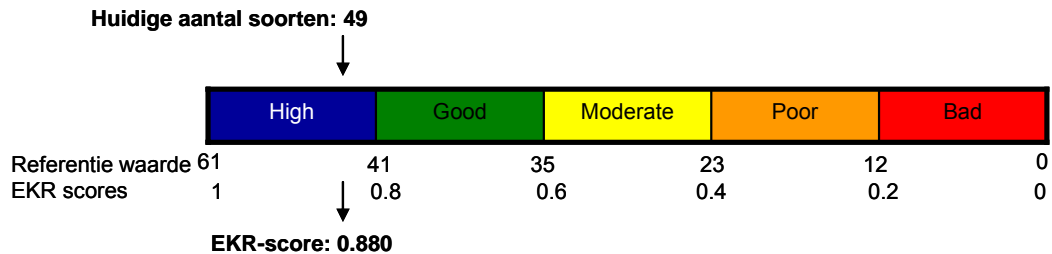
Ecotopen worden in principe gekenmerkt door een karakteristieke bodemdiergemeenschap die zich onderscheidt van een bodemdiergemeenschap in een ander ecotoop. Deze gemeenschappen zullen zich niet alleen onderscheiden in soortensamenstelling, maar ook het totaal aantal individuen en de totale biomassa zal

verschillen naar gelang de abiotische omstandigheden. Daarmee zal ook de biotische respons op veranderingen in het ecosysteem verschillen van ecotoop tot ecotoop. De analyse van de benthosgemeenschap gebeurt binnen de BEQI op basis van vier verschillende parameters: aantal soorten, dichtheid, biomassa en veranderingen in soortensamenstelling. Elk van deze parameters is gevoelig voor bepaalde drukken. De vereisten die aan de maatlat worden gesteld door de KRW worden in rekening genomen. In de BEQI methode is ook een 'biomassa' parameter opgenomen. Die is niet expliciet opgenomen in de vereisten van de KRW, maar wegens de relevantie als maat voor productie in kust en estuariene wateren is deze in de BEQI-maatlat meegenomen. Het is een relevante parameter om te koppelen aan de hogere trofische niveaus. Meer bepaald kan de parameter gebruikt worden om de draagkracht van een systeem te bepalen voor bijvoorbeeld vogels. Deze parameter is daarmee relevant voor de Natura 2000 wetgeving. Het zijn meestal ook andere soorten (behorende tot een andere functionele groep) die bijdragen aan de biomassa in vergelijking tot de dichtheid. In overgangs- en kustwateren wordt de dichtheid vaak gedomineerd door deposit feeders – dit zijn bodemdieren (bijv. nonnetje, wadpier) die zich voeden met organisch materiaal dat zich op of in de bodem bevindt – (meestal wormen), terwijl de biomassa vaak gedomineerd wordt door filterfeeders (meestal schelpdieren zoals de kokkel, mossel) (Herman et al. 1999). Beide parameters kunnen dan ook anders reageren op menselijke drukken. De 'proportie van verstoringsgevoelige soorten' is niet in de letterlijke zin overgenomen uit de KRW. In de BEQI methode worden de soorten niet opgedeeld in categorieën, op basis van gevoeligheid voor verstoring, maar er wordt gekeken naar de verandering in soortensamenstelling ten opzichte van een referentiesituatie. Hiertoe wordt de similariteit berekend tussen de referentiesituatie en de huidige situatie; hoe groter de similariteit, hoe sterker beide situaties op mekaar gelijken, bij kleiner wordende similariteiten verschillen beide situaties steeds sterker van mekaar. Dit laat toe een verschuiving van dominante soorten, en het verdwijnen en verschijnen van soorten (bijv. exoten) binnen de gemeenschap op te sporen. Een voordeel van deze methodiek is dat niet a priori keuzes/aannames hoeven te worden gemaakt over de mate van gevoeligheid van individuele soorten. Deze gevoeligheidsinformatie is vaak ook niet beschikbaar of slechts voor één bepaalde druk. Verder blijkt deze similariteitsindex veranderingen van de soortensamenstelling relatief gevoelig te kunnen aantonen in vergelijking met veranderingen in 'soortgroepen' zoals bijvoorbeeld gebruikt in de AMBI. Binnen de BEQI zal tevens een methode worden ontwikkeld om op eenvoudige manier na te gaan welke soorten voor de grootste veranderingen in densiteit, biomassa en similariteit verantwoordelijk zijn (appendix 4).

1.3 Uitwerking en berekening van BEQI

Voor elk niveau en elke parameter van de BEQI wordt een Ecologische Kwaliteitsratio (EKR) bepaald op basis van de ecologische data. De ratio varieert van 0 (ondergrens slechte toestand) tot 1 (bovengrens zeer goede toestand). De grenzen tussen de klassen zeer goed, goed, matig, ontoereikend en slecht zijn gesteld op respectievelijk 0,8, 0,6, 0,4 en 0,2 (figuur 1.1). De waarden van de parameters die bij deze klassengrenzen horen zijn berekend op basis van de referentiegegevens (zie verder). De EKR-score en ecologische status voor de

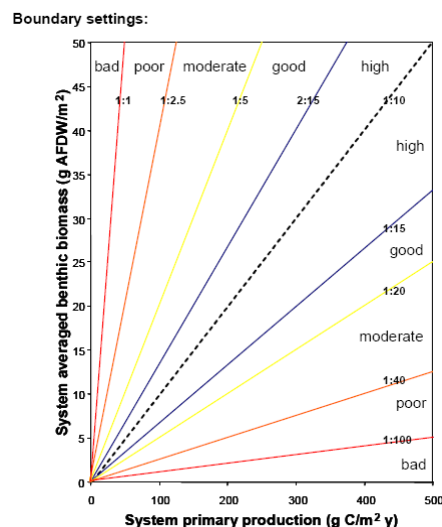
huidige toestand kan, na projectie van de waarde van de parameter op de referentie-as, worden afgelezen van de lineaire EKR-schaal (figuur 1.1).



Figuur 1.1: aflezen van de EKR-score en -status, geïllustreerd aan de hand van het aantal soorten in het ecotoop zout, laagdynamisch, midden-litoraal, slibrijk in de Westerschelde (niveau 3). De toekenning van de score gebeurt op dezelfde manier voor alle niveaus en alle parameters. Op niveau 2 is de schaal van de referentiewaardes equidistant, op niveau 3 is dit niet zo en wordt bepaald door de statistische verdeling van de meetwaarden (zie voorbeeld). De afstand van de EKR is steeds equidistant.

1.3.1 Niveau 1: Functioneren van het ecosysteem

Een ecosysteem in evenwicht heeft een verhouding tussen de biomassa van het macrobenthos en de primaire productie van 1/10 (Escaravage et al. 2004). Extreme verhoudingen tussen de biomassa van de grazers en de primaire productie zijn in de maatlat vastgelegd op basis van veldobservaties, gemodelleerde waarden (Herman & Scholten, 1990) en experimentele resultaten (Prins et al., 1995). De verhoudingen 1/1 en 1/100 worden gezien als de grenzen tussen slecht en ontoereikend (figuur 1.2). De gemodelleerde resultaten wijzen op een kritische verstoreng van het evenwicht tussen producenten en grazers wanneer de ratio afwijkt tot 1/2.5 enerzijds en 1/40 anderzijds (Herman & Scholten, 1990). Hier worden de grenzen gelegd tussen de ontoereikende en matige toestand. Een goede balans wordt bereikt als de ratio varieert tussen 1/5 en 1/20. De grens tussen de zeer goede en goede toestand is vastgelegd op 1/15 en 2/15, halverwege tussen het zeer goede evenwicht (1/10) en de verhoudingen voor de ondergrens voor het goede functioneren (figuur 1.2).



Figuur 1.2: De verhouding tussen macrobenthos biomassa en de primaire productie, met aanduiding van de klassengrenzen

1.3.2 Niveau 2: Leefgebied

Bij elk waterlichaam horen een aantal leefgebieden die in een natuurlijk systeem in een bepaalde verhouding (in termen van areaal) voorkomen. Deze verhouding wordt bepaald door de heersende geomorfologische en hydrodynamische condities. Veel waterlichamen zijn sterk veranderd door menselijke ingrepen, zoals bijvoorbeeld door de Deltawerken in zuidelijk Nederland. Dit bemoeilijkt de keuze van referentiearealen voor leefgebieden waartegen de huidige toestand kan worden afgewogen (zie ook verder). De KRW bepaalt dat de referentiewaarden overeenkomen met de waarden die normaal waren voor het waterlichaam in onverstoorde toestand met geen of slechts zeer geringe tekenen van (menselijke) verstoring. Wateren in een 'onverstoorde toestand' worden in Nederland echter niet meer aangetroffen. Bij de huidige beschrijving van referentiecondities is zoveel mogelijk gebruik gemaakt van historische gegevens, maar er is geen vaststaande periode of jaartal gekozen (van der Molen en Pot 2007).

Sinds de publicatie van het rapport van Van Hoey et al. (2007) zijn de areaalschattingen voor de referentiesituaties verder geoptimaliseerd (Ysebaert, 2007; Twisk, 2007), zodat nu voor de meeste waterlichamen klassengrenzen zijn gedefinieerd waartegen de huidige waarden kunnen worden afgewogen (van der Molen & Pot, 2007).

In overgangswateren en beschutte kustwateren worden meerdere leefgebieden beoordeeld binnen één waterlichaam, en wordt de eindbeoordeling voor niveau 2 gevormd door het gemiddelde van de individuele scores. Momenteel wordt nog geen beoordeling van niveau 2 gedaan voor de open kustwateren en zoute meren.

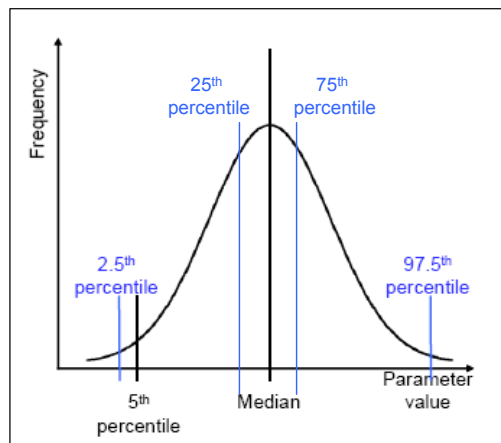
1.3.3 Niveau 3: Macrobenthos gemeenschap

De EKR op niveau 3 wordt bepaald op basis van vier benthische parameters: totale dichtheid, totale biomassa, aantal soorten en verschuivingen in gemeenschapssamenstelling per ecotoop. Elk van deze parameters wordt beïnvloed door de bemonsteringsintensiteit en bijgevolg de bemonsterde oppervlakte. Zo kan men gemakkelijk begrijpen dat hoe groter het oppervlakte is dat wordt bemonsterd, hoe groter het aantal soorten is dat men aantreft. Dit wordt vaak voorgesteld aan de hand van een 'species-area' curve, waarin het aantal soorten wordt uitgezet t.o.v. de bemonsterde oppervlakte of t.o.v. het aantal monsters (zie bijv. fig. 1.4). De BEQI corrigeert voor de invloed van de bemonsterde oppervlakte. Tevens wordt de bemonsterde oppervlakte meegenomen als een kwaliteitsindicatie van de berekende score om te kunnen bepalen of de bemonsterde oppervlakte van een bepaald ecotoop voldoende is om een gegronde uitspraak over de biologische toestand te kunnen doen.

Berekenen van de klassengrenzen

Op basis van een referentiedataset – die voldoende groot is zodat ruimtelijke en temporele variabiliteit zijn meegenomen – worden de referentiewaarden berekend aan de hand van een permutatietest, de zogenaamde bootstrap methode. Globaal komt deze erop neer dat we bekijken hoeveel onze resultaten fluctueren wanneer we de gegevens in onze steekproef willekeurig vervangen door andere gegevens uit onze steekproef (met teruglegging). De fluctuaties die we dan aantreffen vormen een statistische verdeling op grond waarvan we

betrouwbaarheidsintervallen (in de vorm van percentielranges) kunnen bepalen. In de BEQI wordt daar volgende procedure voor gebruikt. Uit de referentiedataset worden willekeurig monsters samengevoegd tot een fictief monster van een bepaalde oppervlakte. In totaal worden per oppervlakte 2000 permutaties uitgevoerd. De procedure begint bij de kleinst mogelijke oppervlakte (d.i. één monster) en wordt herhaald met toenemende oppervlaktes totdat een oppervlakte wordt bereikt die gelijk is aan de cumulatieve referentie oppervlakte. De similariteitsindices worden telkens, voor elke fictief monster, berekend ten opzichte van de gemeenschapssamenstelling in de volledige (cumulatieve) dataset. Per monsteroppervlak kan de verdeling van de waarden van deze parameters worden uitgezet en de mediaan en percentielen berekend (figuur 1.3). De 5^e percentiel wordt gezien als de grens tussen goede en matige toestand. Dit is een algemeen statistisch aanvaarde grens (5 % kans op een fout besluit).



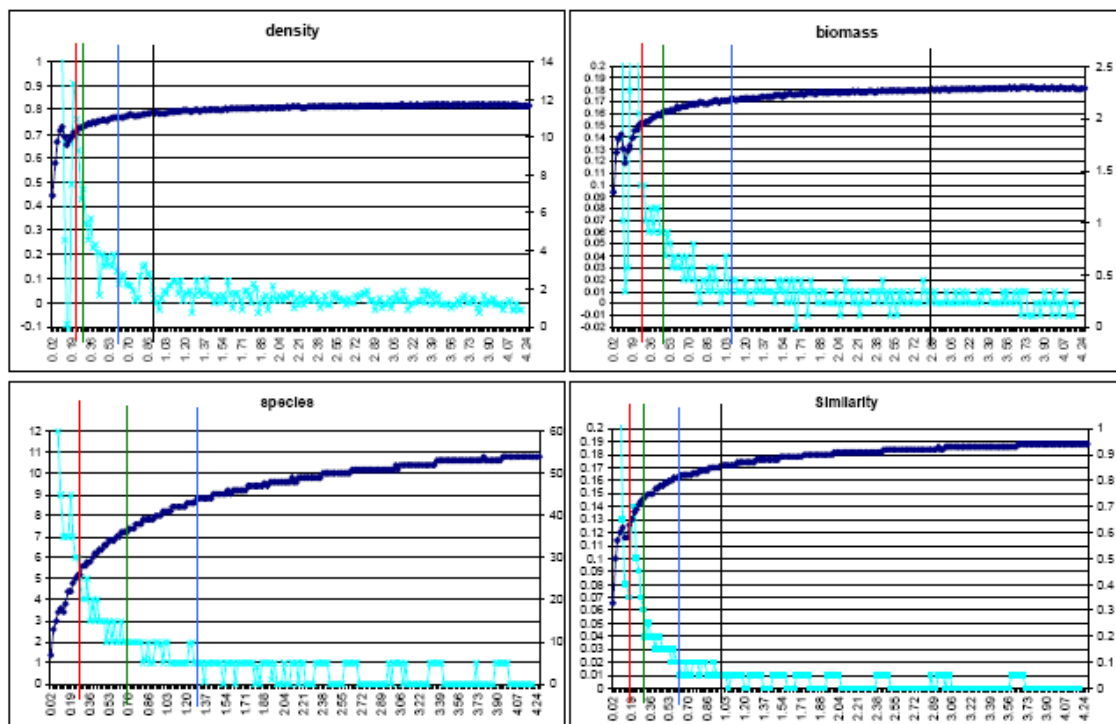
Figuur 1.3: Verdeling van de waarden voor een bepaalde parameter, per oppervlakte, na randomisatie, met aanduiding van de grenswaarden voor de eenzijdige (zwart; similariteit en aantal soorten) en tweezijdige (blauw; dichtheid en biomassa) verdeling

Dit is een belangrijke grens voor het beleid omdat ze het verschil uitmaakt tussen ondernemen van actie of niet. Wanneer een ecosysteem in matige status verkeert, moet ingegrepen worden om de toestand te verbeteren. Voor het aantal soorten en de similariteit houdt dit in dat 5% van de laagste waarden worden gezien als afwijkend van de referentiesituatie (eenzijdige benadering). De mediaan geeft de grens tussen zeer goed en goed weer. Voor dichtheid en biomassa geldt dat niet enkel de laagste waarden, maar ook de hoogste waarden als afwijkend moeten worden gezien. Een hoge dichtheid kan bijv. wijzen op organische verrijking van het systeem, een hogere biomassa kan bijv. optreden wanneer een bepaalde exoot dominant wordt (bijv. *Ensis*, zie verder). De BEQI wil op niveau 3 in eerste instantie een signaal geven wanneer een verandering van de bentische macrofauna optreedt. De daarop volgende beoordeling moet uitmaken of het signaal als negatief (schadelijk voor het ecosysteem) beschouwd moet worden. Voor dichtheid en biomassa wordt een tweezijdige benadering toegepast, waarbij 2.5% van respectievelijk de hoogste en van de laagste waarden (en dus samen 5% van de meest extreme waarden) worden gezien als afwijkend. Hier wordt de grens gelegd tussen goed en matig. De grens tussen zeer goed en goed ligt bij de tweezijdige benadering op de 25^e en 75^e percentiel. Voor alle parameters wordt de grens tussen matig/ontoereikend en ontoereikend/slecht proportioneel gekozen respectievelijk op 2/3 en 1/3 van de goed/matig waarde.

Nauwkeurigheid van de beoordeling

De nauwkeurigheid van de methode, en dus de betrouwbaarheid van de berekende score, hangt af van de totale bemonsterde oppervlakte in de referentie en assessment dataset, en de heterogeniteit van de dataset. Daarom worden eisen gesteld aan enerzijds de referentiedata, en anderzijds aan de data op basis waarvan de huidige toestand van het ecosysteem wordt berekend. Op basis van een *a posteriori* evaluatie van de species-area curves is de minimum oppervlakte van de referentiedataset vastgelegd op 1m². Wanneer het totale bemonsterde oppervlak in de referentiesituatie voor een bepaald leefgebied kleiner is dan 1m², kan hiervoor geen referentiewaarde worden bepaald en bijgevolg geen assessment worden uitgevoerd.

Wanneer aan bovenstaande vereiste is voldaan, kan een score worden berekend. De betrouwbaarheid van deze score hangt af van de grootte van het bemonsterde oppervlak waarop de analyse is gebaseerd. Hoe groter de bemonsterde oppervlakte, hoe nauwkeuriger de schatting van de parameters. Dit verband is echter niet lineair. Bij kleinere oppervlaktes zal een extra monster (dus een extra oppervlakte) een grotere bijdrage leveren aan de nauwkeurigheid dan bij een grotere oppervlakte. Bij een bepaalde oppervlakte zal extra bemonstering te weinig aan de nauwkeurigheid van de in te schatten parameters kunnen toevoegen, waardoor het weinig zinvol is uitgebreider te bemonsteren. In figuur 1.4 wordt de ondergrens van de status 'goed' (5^e percentiel uit de



Figuur 1.4: 5^e percentiel van elk van de parameters (donkerblauw) ten opzichte van de oppervlakte en de richtingscoëfficiënt van de rechte in dat punt (lichtblauw). De verticale lijnen geven de grenzen tussen de verschillende nauwkeurigheidsklassen (rood: onaanvaardbaar/minimaal; groen: minimaal/aanvaardbaar; blauw: aanvaardbaar/zeer goed; zwart: zeer goed/maximaal). Geïllustreerd a.d.h.v. een ecotoop in de Westerschelde.

randomisering) uitgeplot ten opzichte van de bemonsteringsoppervlakte (donkerblauw in figuur 1.4). Bij elke oppervlakte kan een richtingscoëfficiënt worden berekend van een rechte die door de punten respectievelijk drie

oppervlakte-eenheden voor en na de betreffende oppervlakte gaat. Voor elke oppervlakte zijn de richtingscoëfficiënten geplot (lichtblauw in figuur 1.4). Deze geven weer in welke mate een parameter bij een bepaalde oppervlakte verandert: bij een hoge richtingscoëfficiënt verandert de waarde van de parameter sterk indien een grotere oppervlakte wordt bemonsterd. Een dergelijke oppervlakte volstaat bijgevolg niet om een betrouwbare inschatting te maken van de parameter. Wanneer de richtingscoëfficiënt laag is, kan worden aangenomen dat de parameter met voldoende betrouwbaarheid kan worden geschat als een dergelijk oppervlak is bemonsterd. Het is gemakkelijk in te zien dat deze bereikt wordt wanneer de donkerblauwe lijn in figuur 1.4 begint af te vlakken. Voor elke parameter van niveau 3 (biomassa, dichtheid, diversiteit, similariteit) is bepaald bij welke richtingscoëfficiënten een bemonsterd oppervlak respectievelijk onaanvaardbaar, ontoereikend, aanvaardbaar, zeer goed en maximaal is (tabel 1.2). Binnen een leefgebied zal de minimale oppervlakte voor elke parameter verschillen. De grootste van deze oppervlaktes wordt aangenomen als het minimaal te bemonsteren oppervlak binnen dit leefgebied om een betrouwbare score te bekomen. Enkel de leefgebieden waar de assessment oppervlakte voldoet aan het minimum, worden in de analyse meegenomen. Voor de statistische onderbouwing van de minimale oppervlaktes wordt verwezen naar Van Hoey et al. (2007) en Appendix 1.

Tabel 1.2: overzicht van de richtingscoëfficiënten uit figuur 1.4

Assessment precision class	Richtingscoëfficiënt Biomassa	Richtingscoëfficiënt Dichtheid	Richtingscoëfficiënt diversiteit	Richtingscoëfficiënt similariteit
Onaanvaardbaar	Erg variabel	Erg variable	> + 6	
Ontoereikend	> + 0.06	> + 0.6	> + 2	> + 0.06
Aanvaardbaar	+0.06 <> +0.02	+0.6 <> +0.2	+1 <> +2	+0.06<>+0.02
Zeer goed	+0.02 <> +0.01	+0.2 <> +0.1	< +1	+0.02<>0.01
maximaal	< +0.01	< +0.1		<+0.01

Berekening van de totaalscore en interpretatie van de resultaten op niveau 3

De uiteindelijke EKR op niveau 3 wordt berekend door de scores van de vier parameters (dichtheid, biomassa, diversiteit, similariteit) uit te middelen. Een goede algemene EKR en een goede status van de verschillende parameters op het niveau van de gemeenschappen kan geïnterpreteerd worden als een status quo in de ecologische kwaliteitsstatus in vergelijking met de referentiesituatie. Een goede algemene EKR score en één of meerdere matige, ontoereikende of slechte scores voor de individuele parameters moet worden gezien als een eerste waarschuwing van mogelijke veranderingen ten opzichte van de referentiesituatie. In deze situatie is het aan te raden een gepaste monitoring of onderzoek op te starten om de veranderingen in deze parameter verder te onderzoeken. Een matige of slechte algemene EKR-score wijst op een sterke verandering in vergelijking met de referentie en vereist actie van de overheid in samenwerking met wetenschappers zodat het probleem nader kan worden onderzocht en gepaste maatregelen kunnen worden genomen.

1.3.4 Eindscore voor een watersysteem

Uiteindelijk moet een beeld worden verkregen van de ecologische status van het volledige ecosysteem. Hiervoor moeten de drie niveaus van de BEQI worden geïntegreerd. Elk van de niveaus heeft een andere gevoeligheid voor veranderingen in het ecosysteem. Daarom is het niet aangewezen elk niveau even zwaar te laten meewegen in de eindscore. De EKR op het niveau van het ecosysteem omvat een groot aantal interactieve processen. Deze processen zijn in staat veranderingen binnen het ecosysteem te bufferen, waardoor de parameter behoorlijk robuust is. Een verstoring moet de buffercapaciteit van het systeem overschrijden om te worden opgemerkt. Door een lichtere weging zal deze parameter minder bijdragen tot de eindscore dan de parameters op en binnen het leefgebied niveau. Belangrijk om op te merken is wel dat een plotse omslag van het ecosysteem altijd voorafgegaan wordt door geleidelijke doch aanhoudende veranderingen. Mensen “wennen” aan deze kleine veranderingen tot plots de veerkracht van het ecosysteem is “verbruikt” en er een nieuwe evenwichtsituatie ontstaat met een andere soortensamenstelling. Dit onderstreept wel het belang van deze parameter.

De parameters op het niveau van leefgebied kunnen worden geïnterpreteerd als parameters die gevoelig zijn voor verstoring gerelateerd aan bijv. habitatverlies en hydro- en morfodynamische veranderingen (bijv. door baggeren, visserij, zie hoofdstuk 1.4). De parameters op het niveau van de macrobenthosgemeenschap zijn meer gevoelig voor veranderingen in water- en sedimentkwaliteit. Door deze grotere gevoeligheid voor veranderingen, krijgen deze parameters meer gewicht dan de parameter op het ecosysteem niveau. Concreet worden aan zowel de parameters op het niveau van het leefgebied en de gemeenschap een gewicht 2 toegekend, terwijl de parameter op het niveau van het ecosysteem een gewicht 1 krijgt.

$$EKR_{\text{totaal}} = \frac{(1 * EKR_{\text{ecosysteem}} + (2 * EKR_{\text{habitat}}) + (2 * EKR_{\text{gemeenschap}}))}{5}$$

1.3.5 Huidige uitwerking binnen Nederland

De BEQI-methode zoals die oorspronkelijk is ontwikkeld en hierboven is uitgewerkt, wordt in detail beschreven en toegepast op de Nederlandse kust- en overgangswateren door Van Hoey et al. (2007). In de praktijk is het op dit moment niet steeds mogelijk de BEQI-maatlat volledig toe te passen. Vaak ontbreekt een geschikte referentiedataset waartegen de huidige situatie kan worden afgewogen, of zijn niet genoeg gegevens beschikbaar voor de huidige situatie waardoor geen score kan berekend worden. In deze gevallen wordt ofwel een score toegekend op basis van expert judgement (vaak toegepast op niveau 1) of wordt geen score berekend. Tevens geven Van Hoey et al. (2007) aanbevelingen voor toekomstige monitoring die voldoet aan de BEQI benadering.

De BEQI is door Nederland aanvaard als benthische maatlat voor de beoordeling van Nederlandse kust- en overgangswateren. In het rapport van van der Molen & Pot (2007), dat invulling geeft aan de referenties en maatlaten voor natuurlijke watertypen binnen Nederland, is echter een eigen interpretatie doorgevoerd bij de berekeningswijze van een aantal BEQI-scores (van der Molen & Pot, 2007): (1) Binnen niveau 3 wordt de benthosgemeenschap van slechts één ecotoop of leefgebied geëvalueerd, in de meeste gevallen gaat het om

een ecotoop met hoge biomassa en/of waarvoor de meeste informatie voorhanden is. Bij deze keuze is destijds al afgesproken, dat in de toekomst een inhoudelijk weloverwogen en qua monitoring uitvoerbare keuze voor meerdere essentiële ecotopen kan gaan worden gemaakt. In het korte tijdsbestek van de afronding van de zoute macrofauna-maatlatten in najaar 2007 kom deze keuze niet goed onderbouwd worden (van Loon, pers. med. 2008); (2) er is een aanpassing doorgevoerd bij het berekenen van de EKR op niveau 3, waarbij minder gewicht wordt toegekend aan de parameter similariteit, maar een duidelijke reden hiervoor wordt in van der Molen & Poet (2007) niet gegeven. Volgens van Loon (pers. med. 2008) is hiervoor door RWS geopteerd omdat de similariteitsindex in de loop der jaren per definitie lager zal worden door veranderingen in de soortensamenstelling, terwijl dit in veel gevallen geen verslechtering van het functioneren van het (benthische) ecosysteem hoeft te betekenen; (3) Van der Molen & Pot (2007) streven naar een referentie en bijhorende maatlat per watertype, maar momenteel is bij de toepassing de BEQI waar mogelijk uitgewerkt op het niveau van watertypes, en waar nodig op het niveau van waterlichamen (zie verder). Alle niveau 2 deelmaatlaten zijn waterlichaam-specifiek. Voor de watertypen K1 en K3 is geopteerd voor een watertype-specifieke beoordeling op niveau 3 te ontwerpen, omdat hier hoofdzakelijk het zogenaamde Q1-ecotoop voorkomt. Voor K2 is erkend dat de Waddenzee en de Oosterschelde kwalitatief teveel verschillen, en daarom is gekozen voor een waterlichaam-specifieke beoordeling op niveau 3. Voor de zoute meren (M32) is een watertype-specifieke maatlat opgesteld

Daar waar de BEQI-methode is ontworpen om de effecten van veel verschillende typen menselijke drukken op het voorkomen en functioneren van de bodemfauna vast te kunnen stellen, leiden deze aanpassingen tot een minder volledige beoordeling, en wel om volgende redenen:

1. Door de beperking tot slechts één leefgebied of ecotoop, en niet meerdere leefgebieden of ecotopen op niveau 3 bij de analyse te betrekken, gaat een deel van de kracht van de BEQI methode verloren. De achterliggende idee van de BEQI-benadering is juist dat gemeenschappen in verschillende leefgebieden/ecotopen verschillend kunnen reageren op een vorm van verstoring; door zich te beperken tot één kan de impact van een bepaalde druk worden gemist. Dit blijkt ook uit het rapport van Van Hoey et al. (2007) waar verschillende gemeenschappen binnen één waterlichaam sterk uiteenlopende scores kunnen hebben.
2. Het wegen van parameters is vaak een arbitraire keuze en door Van Hoey et al. (2007) worden de vier parameters op het derde niveau als evenwaardig beschouwd, omdat ze alle vier gevoelig zijn voor specifieke drukken. De similariteit hoeft niet per definitie lager te worden in de loop der jaren; dit zal enkel tot uiting komen wanneer de soortensamenstelling en/of dominantie verandert. Zo lijkt het binnen de huidige problematiek van exoten juist aangewezen om veranderingen in de gemeenschapssamenstelling zo snel en eenduidig mogelijk op te sporen, en hun aanwezigheid voldoende te laten doorwegen in de totaalscore op het niveau van de gemeenschappen.
3. Door Van Hoey et al. (2007) is steeds geopteerd voor een referentie per waterlichaam. Door de intrinsieke verschillen binnen de waterlichamen, en vaak ook de grote ruimtelijke spreiding, is het erg moeilijk om relevante referentiewaarden te bepalen. Dezelfde niches, of leefgebieden, kunnen in verschillende waterlichamen door andere soorten worden ingenomen. Waaraan deze verschillen te wijten zijn, vereist nader onderzoek. Ook zijn er vaak grote verschillen in de morfologie van de waterlichamen, waardoor het aantal leefgebieden of ecotopen

kunnen verschillen. Zo komen in de Zeeuwse en Noordelijke Deltakust leefgebieden voor die langs de Hollandse Kust niet voorkomen. De uiteindelijke selectie van essentiële ecotopen kan ook verschillen tussen waterlichamen (zie appendix 2). Ook word je geconfronteerd met verschillen in monitoringsinspanning en bemonsteringsopzet, alsmede taxonomische problemen. Niet in alle waterlichamen zijn alle taxonomische groepen uitgewerkt tot op soortniveau. De analyse wordt beperkt tot het minst nauwkeurige taxonomische niveau, waardoor het detailniveau sterk afneemt. Deze aanpassing leidt bijgevolg tot een afzwakking van het detectieniveau van de BEQI-maatlat. In de toekomst is het heel duidelijk van belang dat de Nederlandse zoute macrofauna-monitoringsmethoden worden gestandaardiseerd (zie appendix 1).

In de toekomst wordt dan ook aangeraden om de BEQI-methode op een zo volledig mogelijke wijze – op basis van alle beschikbare informatie – toe te passen.

Op het tweede niveau is sinds Van Hoey et al. (2007) extra informatie verzameld over de arealen van een aantal leefgebieden en eco-elementen (Ysebaert, 2007; Twisk, 2007). Deze zijn in de scoreberekening in hoofdstuk 2 meegenomen.

1.4 Impact van drukken op de verschillende niveaus van de BEQI

Voor de KRW is het van belang om de effecten van menselijke activiteiten op bodemdieren te kennen en na te gaan hoe potentiële maatregelen daarop inwerken. Dit hoofdstuk geeft een kort overzicht van hoe de verschillende niveaus en onderliggende parameters van de BEQI reageren op bepaalde menselijke drukken. Dit hoofdstuk beoogt geen volledig overzicht te geven van alle menselijke drukken aanwezig in de Nederlandse kust- en overgangswateren, maar geeft aan hoe bepaalde drukken tot uiting kunnen komen bij toepassing van de BEQI. De mate waarin een bepaalde druk opgepikt wordt door de BEQI hangt uiteraard sterk af van de grootte en omvang (zowel in ruimte als in tijd) van de desbetreffende druk.

Meer gedetailleerde informatie over de gevolgen van menselijke effecten die via hydromorfologische en fysische interacties op het macrobenthos inwerken is te vinden in van Moorsel (2005). In het rapport over 'Bodemfauna en Beleid' gaat Essink (2005) ook in op het effect van menselijke drukken op bodemfauna. Voor de Noordzee gaan Knoben et al. (2003) en Lindeboom et al. (2005) nader in op het gebruik van de Nederlandse kustwateren en NCP en het effect van menselijke drukken op oa. benthische macrofauna.

1.4.1 Visserij

1.4.1.1 Schelpdiervisserij

De effecten van schelpdiervisserij op de bodemgemeenschap zijn nog niet geheel duidelijk. In de Waddenzee is een sterke impact op de zaadval van kokkels en op de infauna gemeenschap vastgesteld na kokkelvisserij (Piersma et al., 2001) terwijl in de Oosterschelde dergelijke effecten niet zijn aangetoond (Wijnhoven & Escaravage, 2008). Effectonderzoek naar kokkelvisserij in de Voordelta toonde ook geen substantiële effecten

op bodemdieren aan (Craeymeersch & Hummel 2004). De veranderingen zoals beschreven door Piersma et al. (2001) zullen tot uiting komen in de BEQI-maatlat. De visserij op *Spisula* en *Ensis* komt lokaal neer op een sterke verstoring van de bodem, verwijdering van de schelpdieren, en daarmee gepaard gaand ook de verwijdering van een groot deel van het benthos (van Moorsel 2005).

Het verdwijnen van schelpdieren, en andere infauna die gevoelig is voor deze vorm van verstoring, en de mogelijke verschijning van opportunistische soorten, kan zichtbaar worden op **niveau 3** door een verschuiving in soortsaamenstelling, en mogelijk ook in dichtheid en biomassa. Schelpdieren zoals kokkels en mosselen zijn filterfeeders die zich voeden met fytoplankton uit de waterkolom. Een sterke afname van schelpdierbiomassa's kan bijgevolg ook invloed hebben op **niveau 1** van de BEQI-maatlat. Dit zal echter enkel bij sterke verstoring zichtbaar worden gezien deze deelmaatlat behoorlijk robuust is.

Door schelpdierbanken herhaaldelijk te bevissen, bestaat het risico dat ze uiteindelijk verdwijnen (Ens et al. 2004). Schelpdierbanken zijn eco-elementen die worden geëvalueerd op **niveau 2**.

1.4.1.2 Bodemberoerende visserij

De ecologische effecten van boomkorvisserij worden behandeld in Lindeboom & De Groot (1998). Bodemberoerende visserij heeft volgens Rijnsdorp et al. (2006) een sterke impact op het macrobenthos. De biomassaproductie en de soortdiversiteit zouden negatief worden beïnvloed. Voor de Nederlandse kustzone is geschat dat de benthosbiomassa 10-20% gereduceerd wordt door boomkorvisserij. De impact van garnalenvisserij zou veel kleiner zijn en leiden tot een reductie van minder dan 3% (Rijnsdorp et al., 2006). Ook de functionele structuur van het macrobenthos kan worden beïnvloed door verstoring door boomkorvisserij. Sterke bevissing leidt tot een relatief hogere biomassa van mobiele organismen en endobenthische en aasetende invertebraten, terwijl relatief ongestoorde gebieden worden gedomineerd door filterfeeders en grotere dieren (Tillin et al., 2006). De effecten zullen bijgevolg tot uiting komen bij één of meerdere parameters op **niveau 3** van de BEQI-methode. Verder kan de verschuiving van filterfeeders naar aaseters zich uiten in een verandering van de $P_{grazers}/B_{primair}$ op **niveau 1**. Een overzicht van het effect van bodemberoerende visserij op het ecologisch functioneren van bodemleefgemeenschappen en de implicaties hiervan voor mariene biodiversiteit wordt gegeven door Thrush & Dayton (2002).

1.4.2 Baggeren en storten / zandwinning

Baggeren vormt een grote druk in heel wat estuariene systemen zoals bijvoorbeeld de Westerschelde. Vaargeulen moeten worden vrijgehouden zodat havens bereikbaar blijven. Het verdiepen en verbreden van de vaargeul heeft gevolgen voor de hydromorfologie van het estuarium. In de Westerschelde hebben ondiepe leefgebieden plaats gemaakt voor diepe geulen en de oppervlakte laagdynamisch gebied neemt af en wordt vervangen door hoogdynamisch leefgebied. Deze areaalveranderingen van de leefgebieden komen naar voor op **niveau 2** van de BEQI maatlat.

Zowel baggeren als zandwinning leiden tot het verwijderen van bodemmateriaal. Het storten van baggerspecie en (zand)suppleties leiden dan weer tot het dumpen van sediment, al dan niet met een andere korrelgrootte. In het eerste geval zullen bodemdieren verwijderd worden, in het tweede geval worden ze begraven, maar in beide gevallen treedt meestal sterfte op. Herkolonistatie en herstel van de bodemfauna is een complex gebeuren en hangt van heel wat zaken af (van Moorsel 2005 en referenties daarin). Deze gemeenschapsveranderingen zullen worden opgepikt op **niveau 3**. Verder kan massale sterfte ook gevolgen hebben voor de $P_{\text{grazer}}/B_{\text{primair}}$ ratio, wat zal blijken op **niveau 1**.

1.4.3 Eutrofiëring

Tot het midden van de tachtiger jaren is de beschikbaarheid van de nutriënten stikstof en fosfaat sterk toegenomen ten opzichte van het begin van deze eeuw. Dit heeft geleid tot verschillende milieuproblemen die samen worden aangeduid als eutrofiëring. Verhoogde toevoer van nutriënten in zoute wateren leidt vaak tot een verhoogde primaire productie. Tot op zekere hoogte kan hierdoor ook de biomassa van het macrobenthos toenemen (in balans blijven). De verhoging van de macrobenthosbiomassa zal blijken op **niveau 3** waar deze parameter laag zal scoren.

Een toename van primaire productie kan andere ongunstige gevolgen. Hoge algenconcentraties in het water gaan gepaard met hoge concentraties detritus: dood organisch materiaal van bijvoorbeeld afgestorven algen. Wanneer dit materiaal gaat afbreken wordt veel zuurstof verbruikt, waardoor zuurstofloosheid van het water of het sediment kan optreden. Dit probleem doet zich voor wanneer de aanvoer van zuurstof niet voldoende is om aan de zuurstofvraag van afbrekend detritus te voldoen. In goed gemengde systemen zal dit probleem klein zijn, maar in systemen waar stratificatie kan ontstaan (bijv. stagnante zoute meren zoals Veerse meer, Grevelingen) kan dit probleem groot zijn en zichtbaar worden op niveau 3 van de BEQI maatlat. Bij zeer sterke eutrofiëring zal het evenwicht tussen de primaire productie en het macrobenthos worden verstoord, waardoor een lage EKR-score zal worden bekomen op **niveau 1**.

Recent zijn er ook aanwijzingen dat veranderingen in de toevoer van voedingsstoffen kan leiden tot veranderingen in de soortensamenstelling van het fytoplankton, gevolgd door soortveranderingen in de bodemdieren ((Philippart et al., 2007) Dit laatste wordt zichtbaar in de parameters op **niveau 3** van de BEQI-maatlat, en bij grote veranderingen ook op **niveau 1**.

Tevens kan een toenemende algenbiomassa ertoe leiden dat ook de concentraties aan ongewenste en toxische algensoorten (zoals bijvoorbeeld *Phaeocystis*) toenemen, waarmee ook de problemen die verbonden zijn aan die soorten toenemen.

1.4.4 Exoten

De introductie van exoten in de Nederlandse kustwateren gebeurt veelal onopzettelijk, onder andere met schepen, als fouling organisme of in het ballastwater, of via schelpdiertransporten (Wolff, 2005). De impact van een exoot op de ecologische toestand van een waterlichaam hangt sterk af van zijn ecologische eigenschappen.

Elke goed gedijende exoot zal een invloed hebben op de soortensamenstelling van een leefgemeenschap, wat tot uiting zal komen in de parameter 'similariteit' op **niveau 3** van de BEQI-maatlat (er komt immers een nieuwe soort bij die in de referentie niet voorkomt). Indien de soort ook nog een invloed heeft op andere soorten (bijv. door competitie voor voedsel), zal dit effect nog groter worden. Zo vermoeden onderzoekers dat de worm *Marenzelleria* een concurrent is van de inheemse zagersoort *Nereis diversicolor* (Essink 2005).

Wel zien we dat exoten vaak op korte tijd zeer dominant kunnen worden in een bepaald leefgebied, maar vervolgens toch weer sterk afnemen. Dit patroon van snel groeiende en weer instortende populaties is karakteristiek voor veel exoten die in een voor hen nieuwe omgeving terechtkomen (Reise et al., 2006).

Sommige exoten kunnen een veel grotere impact hebben op het watersysteem. Een goed voorbeeld hiervan is de Japanse oester (*Crassostrea gigas*). Deze exoot is erg succesvol en vormt in vrijwel alle Nederlandse zoute wateren riffen, o.a. ook op plaatsen waar vroeger inheemse schelpdiersoorten voorkwamen. Enerzijds verdwijnen hierdoor waardevolle eco-elementen uit het waterlichaam, wat leidt tot een lage EKR-score op **niveau 2**. Anderzijds heeft dit, naast de soortensamenstelling, gevolgen voor de biomassa en mogelijk ook de dichtheid en diversiteit, van de macrobenthosgemeenschap. Elk van deze veranderingen komt tot uiting op **niveau 3**. De Japanse oester treedt in competitie met andere tweekleppigen door voedsel, en mogelijk ook hun larven, uit het water te filteren. Japanse oesters worden ook gezien als zogenaamde 'ecosystem engineers' en zijn in staat de primaire productie van het waterlichaam top-down te controleren. Dit kan worden gesignaleerd op **niveau 1**. Een bijkomend ecologisch nadeel van de Japanse Oester is dat hij vrijwel niet als voedsel voor vogels kan dienen, omdat de harde schelp door de meeste vogels (met name steltlopers) niet kan worden opengeboren.

Een andere tweekleppige die massaal in de Nederlandse mariene wateren voorkomt is *Ensis directus*. Naast de open kustwateren wordt de soort ook in toenemende mate waargenomen in de Waddenzee en de Oosterschelde, en recent ook in de Westerschelde. Deze soort leeft dieper in het sediment en kan hoge dichtheden bereiken. Ze hebben een invloed op de parameter 'similariteit', 'biomassa' en 'dichtheid' op **niveau 3** en mogelijk ook op 'aantal soorten'. De combinatie van hoge dichtheid en hun filtervoedende levenswijze kan het evenwicht tussen $P_{grazers}/B_{primair}$ verstoren op **niveau 1**. Van *Ensis directus* is wel bekend dat deze kan worden gegeten door zwarte zee-eenden en eidereenden (Wijsman et al. 2006).

1.4.5 Zandhonger

Zandhonger is een typisch probleem van de Oosterschelde. Na het uitvoeren van de Deltawerken is de hydrodynamiek van het systeem drastisch veranderd. Het debiet is afgenomen, waardoor de geulen te breed zijn voor de hoeveelheid water die de Oosterschelde binnenvloeit. De stroomsnelheden liggen een stuk lager dan voor de constructie van de stormvloedkering. Het systeem streeft naar een nieuw hydromorfologisch evenwicht. Dit uit zich in het opvullen van de geulen. Er wordt te weinig zand vanuit de Noordzee aangevoerd om aan deze 'zandhonger' te voldoen, waardoor het aanwezige zand van de Oosterschelde herverdeeld wordt en van intergetijdenplaten, slikken en schorren getransporteerd wordt naar de geulen. Hierdoor verdwijnen op termijn grote arealen aan intergetijdengebied en neemt de oppervlakte ondiep subtidaal toe. Ook bepaalde eco-

elementen, zoals litorale mosselbanken, kunnen ten onder gaan aan deze verstoring. Deze effecten worden gesignaleerd op **niveau 2** van de BEQI-maatlat. Op lange termijn heeft dit mogelijk invloed op **niveau 1**.

1.4.6 Verdwijnen zoet-zout overgangen

Het verdwijnen van zoet-zout overgangen wordt in eerste instantie duidelijk op **niveau 2** van de BEQI-maatlat door het verdwijnen van het areaal brakwaterleefgebied. Ook de leefgemeenschappen zullen veranderen, wat zal blijken op **niveau 3**. Er wordt een toename van de dichtheid en biomassa verwacht en een verschuiving in de soortensamenstelling. Ook biodiversiteit zal veranderen. Lokaal kan een toename van soorten worden verwacht, maar op grotere schaal eerder een afname door het verdwijnen van typische brakwatersoorten.

Herstel van zoet-zout overgangen of estuariene dynamiek vereist een specifieke monitoring waarbij op niveau 2 en niveau 3 referenties gebruikt worden die horen bij het nieuw gecreëerde overgangswater.

1.4.7 Zware metalen en organische microverontreiniging (tekst aangeleverd door Fred Twisk)

Deze drukfactor omvat een groot aantal stoffen die potentieel van invloed zijn op de macrofauna. Omdat ze in het veld bovendien veelal in verschillende combinaties naast elkaar voorkomen, is het vaststellen van effecten op bijvoorbeeld de bodemfauna erg lastig. Hiscock *et al.* (2004) hebben informatie verzameld over de respons van verschillende estuariene en mariene soorten op deze drukfactoren. Daaruit blijkt dat het zelden voorkomt dat een waargenomen verband tussen het voorkomen van een bepaalde soort of soortgroep en een bepaalde drukfactor in meer dan één of twee studies wordt beschreven. Bovendien betreffen veel studies een eenmalige blootstelling, wat het trekken van conclusies over de effecten van herhaalde of langdurige blootstelling bemoeilijkt. Tenslotte heeft de studie slechts voor enkele soorten per habitatype bruikbare responsinformatie opgeleverd. De beschreven respons op de verstoringfactor 'synthetische chemische stoffen' is voor alle beschouwde soorten negatief (afname van dichtheden). Voor de verstoringfactor 'zware metalen' worden, naast duidelijk negatieve responsen, ook licht negatieve responsen, tolerantie voor en in een aantal gevallen zelfs een positieve respons (toename van dichtheden) op de verstoring beschreven.

Zware metalen worden niet afgebroken en blijven dus in principe in het zeemilieu aanwezig. Als organismen ze na opname niet kunnen uitscheiden treedt bioaccumulatie op. De mate waarin opname en uitscheiding kunnen worden gereguleerd verschilt van soort tot soort. Zo zijn schelpdieren in vergelijking met krabben slecht in staat tot regulatie. Door processen als detoxificatie van de opgenomen metalen en adaptatie aan hoge concentraties kunnen effecten op het niveau van populaties en gemeenschappen achterwege blijven. In zwaar vervuilde wateren echter is een significante afname van dichtheden en soorten diversiteit waargenomen (Clark, 2005). Beide aspecten worden in de BEQI-maatlat op **niveau 3** bepaald.

Ook organische microverontreinigingen zijn niet of slecht biologisch afbreekbaar. Net als bij zware metalen is de ophoping ervan in organismen sterk afhankelijk van de soort en binnen de soort, van bijvoorbeeld de leeftijd en het habitat. Door de tijdelijke opslag in vetreserves kan een negatieve invloed zich pas doen gelden wanneer die

reserves worden aangesproken in magere tijden. Ook dat bemoeilijkt het vaststellen van effectrelaties tussen de stoffen en populaties of gemeenschappen in het veld (Clark, 2005). Ofschoon in verschillende studies een verband gelegd wordt tussen verontreiniging en de afname van dichtheden en/of diversiteit van de bodemfauna (in de BEQI-maatlat bepaald op **niveau 3**), blijkt de invloed van dit type stoffen soms slecht te onderscheiden van die van andere factoren zoals organische belasting en (natuurlijke) fysisch/chemische verstoring (Pinto *et al.* 2008).

Een opvallende uitzondering op deze regel zijn de effecten van tributyltin (TBT, gebruikt in aangroeiwerende middelen), dat bij verschillende mariene slakkensoorten afwijkingen aan de geslachtsorganen teweegbrengt. Naast een duidelijk verband tussen de afstand tot de vervuilingbron (m.n. havens) en de mate waarin deze afwijkingen voorkomen, is ook beïnvloeding van populatiedichtheden waargenomen. Zo is, na de aanvankelijke achteruitgang van de purperslakkenpopulatie in met name het Deltagebied, en het verbod op gebruik van TBT, de laatste tijd weer herstel zichtbaar (Gmelig Meyling *et al.* 2006). De slakken die dit effect duidelijk laten zien, komen vooral op harde ondergronden zoals steenbestortingen voor en vallen daarmee buiten het type habitat (zachte substraten) waarvoor de BEQI-maatlat ontwikkeld is. Ook internationaal zijn organismen van harde substraten nog niet meegenomen in de KRW-beoordelingen. Voor de integrale risicobeoordeling van deze stof wordt een specifiek monitoringprogramma ontwikkeld (Schipper *et al.* 2008).

1.4.8 Klimaatverandering/seizoenstemperatuurvariaties

Onder invloed van klimaatveranderingen neemt het risico op vestiging van exoten toe. Afhankelijk van de karakteristieken van de exoot kan het effect zich uiten op **niveau 1, 2 en/of 3** (zie 1.4.4.).

In weinig dynamische milieus neemt de kans op thermische stratificatie toe, wat leidt tot anoxia in de onderste waterlagen waardoor de fauna in de bodem afsterft. Dit fenomeen treedt nu reeds op in het Grevelingenmeer en heeft in een aantal jaren geleid tot massale oestersterfte. Het verdwijnen van grote hoeveelheden filterfeeders kan de verhouding $P_{grazers}/B_{primair}$ grondig verstoren, wat zich uit in een lage score op **niveau 1**. Deze grondige verstoring in de macrofauna zal ook door de verschillende parameters op **niveau 3** worden gesignaleerd.

2. Uitwerking van de BEQI voor de Nederlandse kust- en overgangswateren en grote brakke tot zoute meren

Estuarium met matig getijverschil (O2)

2.1 Westerschelde

De Westerschelde is het Nederlandse deel van het Schelde estuarium bestaande uit de poly-/mesohaliene zone. De meso/oligohaliene zone en het zoetwatergedeelte van het estuarium bevindt zich in België en wordt hier niet beoordeeld.

De Westerschelde is een meso-tidaal estuarium, gelegen in Zuid-West Nederland, met een saliniteit tussen zout aan de monding en brak ter hoogte van de Belgische grens. Het systeem wordt gekarakteriseerd door een complex netwerk van getijgeulen en intergetijdenplaten. De Westerschelde is ongeveer 55 km lang, en heeft een oppervlakte van 310 km². Het is één van de grootste estuaria in NW-Europa. Na de Deltawerken is de Westerschelde het enige waterlichaam van de zuidwestelijke Delta met nog een volledig open verbinding met de Noordzee.

Het Schelde-estuarium staat onder grote menselijke druk, waardoor een conflict ontstaat met de biologische waarde van het ecosysteem. Belangrijkste drukken op het Westerschelde ecosysteem zijn verlies aan leefgebied, fysische verstoring door baggeren en storten, eutrofiëring en verontreiniging. De waterkwaliteit is echter de laatste 10-20 jaar sterk verbeterd (Van Damme et al. 2005, Soetaert et al. 2006).

2.1.1 Niveau 1: Ecosysteem

2.1.1.1 Referentiewaarde

De bepaling voor de referentiewaardes op niveau 1 is onafhankelijk van het watertype en wordt beschreven in 1.3.1.

2.1.1.2 Score van de huidige toestand

Met de beschikbare gegevens is het niet mogelijk een goede schatting te maken van de primaire productie in de Westerschelde, waardoor de verhouding $B_{\text{grazers}}/P_{\text{primair}}$ niet kan worden berekend. De status voor dit niveau wordt ingeschat als 'goed' en krijgt een EKR van 0.7.

2.1.2 Niveau 2: Leefgebied

2.1.2.1 Referentiewaarde

De Westerschelde is een waterlichaam dat al eeuwen onder menselijke druk staat. Een aantal ingrepen op het einde van de 19^e eeuw (bedijkingen en inpolderingen) heeft geleid tot de huidige geometrie van het estuarium. De situatie in 1900 kan bijgevolg worden gezien als aanvaardbare 'natuurlijke' referentie. Een overzicht van de referentiewaarden wordt gegeven in tabel 2.1 (van der Molen & Pot, 2007). Schorren worden in deze bespreking niet meegenomen, gezien ze binnen de KRW deel uitmaken van een ander kwaliteitselement. De beoordeling gebeurt voor de leefgebieden slikken, platen en ondiep water, omdat deze leefgebieden in de Westerschelde onder druk zijn komen te staan door inpoldering, havenuitbreiding en verdieping/verbreding van de vaargeul. Voor deze drie leefgebieden geldt dat de referentiewaarde uit 1900 gelijkgesteld is aan een EKR-score 1. De andere klassengrenzen worden uitgezet als constant interval tussen de referentiewaarde (zeer goed) en 0 (slecht).

Ook het eco-element mosselbanken wordt in de evaluatie meegenomen. Er zijn geen historische data beschikbaar met betrekking tot het areaal mosselbanken, maar binnen de WSV (WaterSysteem Verkenning) is een inschatting gemaakt van potentieel 200ha mosselbanken in de Westerschelde (Baptist & Jagtman 1997, maar zie opmerking hierover in Craeymeersch et al. 2008). De inschatting van 200 ha is aangenomen als referentiewaarde (EKR-score=1) (Ysebaert, 2007). De klassengrenzen worden ook hier uitgezet als constant interval.

De classificatie van de leefgebieden is op dit niveau minder fijn dan op niveau 3, omdat geen geschikte historische areaalschattingen beschikbaar zijn voor de gedetailleerde leefgebieden (ecotopen) zoals die worden besproken op het niveau van de leefgemeenschappen (zie verder).

Tabel 2.1: Referentieoppervlak (ha en %) en huidige arealen (ha) van de leefgebieden in de Westerschelde

Indicator	Slikken	Platen	Ondiep water	Litorale mosselbanken
Referentie (ha(%))	7350 (20%)	4050 (11%)	7350 (20%)	200 (0.55%)
Huidig (ha)	2864	4536	2978	0
EKR-score	0.39	1	0.41	0

2.1.2.2 Score van de huidige toestand

De berekening van de EKR score voor de leefgebieden is gebaseerd op data van 2004 (tabel 2.1). De score wordt bekomen door het huidige areaal van een bepaald leefgebied (in ha) te delen door het referentieareaal (in ha). Slikken en ondiepe wateren krijgen daardoor de status 'matig' (EKR-score respectievelijk 0.39 en 0.41), terwijl de platen de 'zeer goede' status bereiken (EKR-score = 1). De status van de mosselbanken wordt geëvalueerd als 'slecht' aangezien ze niet meer voorkomen (EKR-score = 0). De algemene EKR score op het niveau 2 bedraagt 0.45 en komt overeen met een 'matige' status.

2.1.3 Niveau 3: gemeenschappen

2.1.3.1 Referentiewaarde

Voor de analyse op het niveau van de gemeenschappen in de Westerschelde zijn kwantitatieve data aanwezig uit de periode 1979-2005. De jaren vóór 1997 zijn gekozen als referentieperiode omdat:

- Het is de algemene strategie om het eerste derde van de jaren van de beschikbare tijdsreeks als referentie te gebruiken. De periode die hiermee overeenkomt (1979-1987) is echter uitgebreid omdat
 - o er maar een klein aantal monsters beschikbaar is tot 1987
 - o de ruimtelijke en temporele variabiliteit in het estuarium niet voldoende gedekt wordt in deze subset
- De tweede verruiming en verdieping van de vaargeulen is begonnen in 1997, waardoor grote geomorfologische veranderingen zijn opgetreden. Het is daarom niet aan te raden latere jaren aan de referentiedataset toe te voegen. Er wordt bijgevolg vanuit gegaan dat de druk 'baggeren en storten' lager was in de referentieperiode dan in de periode erna.
- Een nadeel van deze selectie is mogelijk dat de waterkwaliteit in deze periode slechter was dan in de huidige situatie. Er wordt vanuit gegaan dat eutrofiëring niet meer de voornaamste druk is in de Westerschelde. Deze druk kan niet uit de referentie data worden gehaald.
- De referentiedataset geeft een goed overzicht van de ruimtelijke en temporele variabiliteit in het Westerschelde estuarium.

Op niveau 3 worden ecotopen onderscheiden op basis van het Zoute wateren Ecotopen Stelsel (ZES), ontwikkeld voor het Nederlandse kust- en overgangswateren door RIKZ (Bouma et al., 2003). Deze opdeling in ecotopen is veel gedetailleerder dan de leefgebieden van niveau 2. Door gebrek aan historische informatie over oppervlaktes van ecotopen, is het niet mogelijk deze op te nemen in niveau 2 (zie ook eerder).

In de Westerschelde worden op basis van het ZES 22 ecotopen onderscheiden. Voor 10 ecotopen zijn door Van Hoey et al. (2007) referentiecondities opgesteld op basis van de referentiedataset (1979-1997). In elk ecotoop zijn de referentiewaarden en klassengrenzen berekend voor elk van de vier parameters (biodiversiteit, dichtheid, biomassa en similariteit) in relatie tot de monsteroppervlakte en is de minimale oppervlakte per ecotoop nodig voor het berekenen van een betrouwbare score vastgelegd. Van der Molen & Pot (2007) hebben het ecotoop 'Zout, laagdynamisch, midden-litoraal, slibrijk' geselecteerd voor hun analyse omdat dit één van de gebieden is met de hoogste macrofauna biomassa, waardoor het tevens een belangrijk voedselgebied is voor vogels en vissen. De referentiewaarden voor dit ecotoop die overeenkomen met het oppervlak waarop de evaluatie is gebeurd (0.59 m²; zie verder) worden weergegeven in tabel 2.3.

2.1.3.2 Score van de huidige toestand

De evaluatiedataset is opgebouwd uit de gegevens van de jaren 2003-2005. Vijf van de tien ecotopen waarvoor referentiewaarden zijn opgesteld, waren voldoende bemonsterd om in de evaluatie van Van Hoey et al (2007) te worden meegenomen (tabel 2.2).

De bemonsterde oppervlakte waarop de analyse is gebaseerd voor het ecotoop 'Zout, laagdynamisch, middenlitoraal, slibrijk', waartoe de analyse van van der Molen & Pot (2007) zich beperkt, bedraagt 0.59 m². Dit is groter dan de minimaal vereiste oppervlakte (0.23 m²). Het resultaat kan bijgevolg als betrouwbaar worden gezien (Van Hoey et al., 2007). Tabel 2.3 geeft een overzicht van de referentiewaardes voor elke parameter voor het geselecteerde ecotoop. De huidige toestand en score zijn ook weergegeven. Voor de parameters biomassa en dichtheid scoort het ecotoop 'goed', voor het aantal soorten 'zeer goed' en voor de verandering in soortensamenstelling 'matig'. De totale score voor niveau 3 op basis van dit ene ecotoop is 0.77 waardoor de toestand als 'goed' wordt beoordeeld door van der Molen & Pot (2007).

Tabel 2.2. Overzicht van de ecotopen waarvoor Van Hoey et al. (2007) een beoordeling hebben uitgevoerd in de Westerschelde, met aanduiding in het vet het ecotoop dat door van der Molen & Pot (2007) is meegenomen in hun analyse.

Ecotoop	EKR-score
Brak, sublitoraal, hoogdynamisch	0.73
Zout, litoraal, hogdynamisch	0.64
Zout, middenlitoraal, laagdynamisch, slibrijk	0.75
Zout, middenlitoraal, laagdynamisch, zandig	0.56
Zout, sublitoraal, hoogdynamisch	0.75

Tabel 2.3: Overzicht van de grenswaarden (0.59 m²), de assessment waarde en de EKR-score voor het ecotoop 'zout, laagdynamisch, middenlitoraal, slibrijk' in de Westerschelde (van der Molen en Pot, 2007). De lichte afwijking van de EKR eindscore t.o.v. de score in Tabel 2.2 is te wijten aan een verschillende weging van de onderliggende parameters (zie 1.3.5).

Indicator	Referentie	Zeer goed	Goed	Matig	Ontoereikend	Slecht	Assessment	Score
Dichtheid (n/m ²)	22153	19653-24728	24728-29540 15126-19652	29540-39387 10084-15126	39387-49233 5042-10084	49233-59000 0-5042	24775	0.80
Biomassa (g AVDG/m ²)	34	29-41	41-63 20-29	63-85 13-20	85-105 7-13	105-126 0-7	47	0.74
Aantal soorten	61	41-61	35-41	23-35	12-23	0-12	49	0.88
Similariteit	1	0.85-1	0.81-0.85	0.54-0.81	0.27-0.54	0-0.27	0.78	0.58
EKR score	1,0	0.8-1.0	0.6-0.8	0.4-0.6	0.2-0.4	0-0.2		0.77

2.1.4 Eindscore voor de Westerschelde

De afzonderlijke scores voor elk van de drie niveaus worden samengebracht in één score die de ecologische toestand van het volledige ecosysteem weergeeft. De totaalscore zoals berekend door van der Molen & Pot (2007) bedraagt 0.63 (met op niveau 3 slechts één ecotoop) en de ecologische status wordt beoordeeld als goed.

2.1.5 Bespreking

Gekozen referentiewaarden

De referentiewaarden voor de Westerschelde komen niet overeen met de natuurlijke situatie zonder menselijke invloed. Door de lange geschiedenis van menselijke impact op het systeem is dit ook niet haalbaar. Ook is het niet haalbaar om referentiegegevens uit andere waterlichamen te gebruiken, omdat twee systemen met eenzelfde abiotiek (geomorfologie, hydrodynamiek) bij overgangswateren moeilijk te vinden zijn. Daarenboven zijn de meeste overgangswateren in NW-Europa sterk beïnvloed door menselijke activiteit, waardoor een onverstoord referentiesysteem zo goed als onvindbaar is.

Evaluatie op niveau 2

Als referentie voor de leefgebieden wordt gekozen voor de situatie van 1900. De aanpassingen die op het einde van de 19^e eeuw gebeurden hebben geleid tot de huidige geometrie van het waterlichaam, waardoor de keuze wordt gerechtvaardigd. Door Escaravage et al. (2004) en overgenomen door Van Hoey et al. (2007) zijn de arealen uit 1900 aangepast naar wat maximaal haalbaar is in de huidige toestand van de Westerschelde (vanuit een sterk veranderd waterlichaam perspectief met daarbij horende MEP). Het is waarschijnlijk niet mogelijk om terug te evolueren naar de situatie uit 1900, doordat een aantal ingrepen die sindsdien zijn gebeurd niet meer ongedaan kunnen/zullen worden gemaakt. De uiteindelijke uitkomst op het niveau 2 blijkt in dit geval niet sterk beïnvloed door de keuze van het referentiekader. Telkens wordt de status 'matig' bekomen.

Evaluatie op niveau 3

Door van der Molen & Pot (2007) is slechts één ecotoop in de analyse op niveau 3 meegenomen. Bij de oorspronkelijk opzet van BEQI is voorzien dat alle, of zo veel mogelijk, van de ecotopen die in een waterlichaam voorkomen worden geanalyseerd. Uit Van Hoey et al. (2007) blijkt dat voor vijf ecotopen voldoende gegevens beschikbaar zijn voor een evaluatie. Hiervan scoren vier ecotopen goed en één ecotoop scoort matig. Het door van der Molen & Pot (2007) geselecteerde leefgebied 'Zout, laagdynamisch, midden-litoraal, slibrijk', krijgt, samen met de het ecotoop 'zout, sublitoraal, hoogdynamisch' de hoogste score. De eindscore, zowel op niveau 3 als voor de volledige BEQI-maatlat, ligt in hun rapport bijgevolg hoger dan bij Van Hoey et al. (2007). Daar waar de score van Van Hoey et al. (2007) op mogelijke veranderingen in het ecosysteem wijst, met een score op de grens van matig en goed, krijgt het waterlichaam bij van der Molen & Pot (2007) een goede beoordeling. Dit wijst op het belang van een zo correct en volledig mogelijke toepassing van de BEQI-maatlat. Het is aangewezen om, daar waar de data beschikbaar zijn, deze ook in de maatlat op te nemen. De transparantie in de BEQI-methode laat toe te achterhalen binnen welk ecotoop veranderingen zijn opgetreden. Op basis hiervan kan worden beoordeeld of maatregelen al dan niet gewenst zijn.

Biologische monitoring

Voor de Westerschelde is een tamelijk volledige toepassing van de BEQI-maatlat mogelijk door de grote hoeveelheid beschikbare benthosdata. De enige tekortkoming van de huidige dataset is dat de monsters niet evenredig verdeeld zijn over de verschillende ecotopen. Een aangepast monitoringsprogramma waarbij meerdere ecotopen op voldoende wijze worden bemonsterd, is dan ook aangewezen. Als test worden momenteel reeds een aantal gerichte bemonsteringen in vooraf gekozen ecotopen uitgevoerd. Verder is ook een betere inschatting

van de primaire productie noodzakelijk om een score te kunnen berekenen op niveau 1. Momenteel wordt op dat niveau een score toegekend op basis van expert-judgement.

Evaluatie

De voornaamste huidige druk in de Westerschelde is het baggeren en storten t.b.v. het op diepte houden van de vaargeul voor de scheepvaart, en de hiermee gepaard gaande hydrodynamische en morfologische veranderingen. De gevolgen hiervan op het ecosysteem worden opgemeten in niveau 2, maar komen niet zozeer tot uiting in niveau 3. Dit kan te wijten zijn aan een aantal factoren: (1) de druk was ook reeds aanwezig in de referentieperiode, (2) de monitoring is niet gesitueerd in de baggergebieden, waardoor het moeilijk is directe effecten van baggeren en dumpen op te sporen of (3) het benthos in de Westerschelde is aangepast aan deze druk.

2.2 Eems-Dollard

De Eems-Dollard is een sterk veranderd waterlichaam dat zich zowel op Duits als Nederlands grondgebied bevindt. Deze beoordeling slaat enkel op het Nederlandse deel. Het is de enige rivier die nog overblijft met een natuurlijke afvoer van zoetwater in de Nederlandse Waddenzee. Het is een belangrijk gebied voor zowel residentiële als migrerende vogels. De belangrijkste druk op het ecosysteem is baggeren.

2.2.1 Niveau 1: Ecosysteem

2.2.1.1 Referentiewaarde

De bepaling voor de referentiewaardes op niveau 1 is onafhankelijk van het watertype en wordt beschreven in 1.3.1.

2.2.1.2 Score van de huidige toestand

Voor het niveau 1 kan geen EKR score worden bepaald. Voor recente jaren zijn de gegevens over primaire productie erg beperkt. Ze zijn slechts bekend voor één locatie in de Dollard, maar deze zijn niet representatief voor het volledige systeem. Ook een betere inschatting van de totale macrobenthische biomassa is noodzakelijk. Door gebrek aan gegevens is ook geen score toegekend op basis van expert-judgement.

2.2.2 Leefgebied

2.2.2.1 Referentiewaarde

De referentie arealen voor de verschillende leefgebieden zijn afgeleid op basis van gegevens uit 1950 (tabel 2.4) (Twisk 2007). Voor het eco-element 'litorale mosselbanken' is het referentieareaal op basis van expert judgement

op 250 ha gezet, maar dit dient verder te worden onderzocht (Ysebaert, 2007). Deze referentiewaardes zijn gelijkgesteld aan een EKR-score van 1.

Tabel 2.4: referentieoppervlaktes (ha en %) en huidige arealen (ha) van de leefgebieden in de Eems-Dollard

indicator	Intergetijdengebied	Ondiep water	Litorale mosselbanken
Referentie (ha (%))	8400 (48%)	2000 (11%)	250 (1.4%)
Huidige (ha)	8600	2200	170
EKR-score	1	1	068

2.2.2.2 Score van de huidige toestand

De EKR-score voor het intergetijdengebied en het ondiep water wordt bepaald op basis van data uit 2000, het areaal mosselbanken op basis van 2007. Het areaal aan ondiep water is door het dichtslibben van de bocht van Watum hoger dan de referentiesituatie en krijgt bijgevolg een score 1. De status van het intergetijdengebied en de mosselbanken zijn respectievelijk zeer goed en goed (tabel 2.4). De totaalscore op niveau 2 wordt hiermee 0.89, wat neer komt op een zeer goede ecologische status.

2.2.3 Niveau 3: Leefgemeenschappen

2.2.3.1 Referentiesituatie

Net als bij de Westerschelde is ook voor de Eems-Dollard de opsplitsing in ecotopen veel gedetailleerder voor niveau 3 dan de leefgebieden in niveau 2. Het ZES classificatiesysteem voor de Eems-Dollard onderscheidt 14 ecotopen. In het kader van de watertype benadering is het ecotoop 'zout, laagdynamisch, midden-litoraal, slibrijk' geselecteerd voor de evaluatie (van der Molen & Pot 2007), zoals dat ook is gebeurd voor de Westerschelde, en zijn de referentiewaardes die werden berekend voor de Westerschelde voor dit ecotoop ook gebruikt voor de Eems-Dollard.

2.2.3.2 Score van de huidige toestand

De evaluatie gebeurt op basis van gegevens uit de periode 2004-2006. Uit het rapport van Van Hoey et al. (2007) blijkt dat voor slechts één ecotoop voldoende data voorhanden zijn voor het opstellen van referentiewaardes, te weten het 'brak, laagdynamisch, middenlitoraal' (EKR-score = 0.78). Er zijn voor de Eems-Dollard geen data beschikbaar voor het ecotoop dat is geselecteerd door van der Molen & Pot (2007) (zout, laagdynamisch, midden-litoraal, slibrijk), en bijgevolg is in hun rapport geen score berekend voor niveau 3.

2.2.4 Eindscore voor de Eems-Dollard

Omdat de scores op niveau 1 en 3 ontbreken is door van der Molen & Pot (2007) geen eindscore voor dit waterlichaam berekend.

2.2.5 Bespreking

Op niveau 2 wordt een referentietoestand uit 1950 gebruikt. Geschikt kaartmateriaal van een eerdere periode is momenteel niet beschikbaar, maar Twisk (2007) geeft aan dat heel wat veranderingen – met name habitatverlies – zijn opgetreden in de eerste helft van de vorige eeuw. Wanneer deze veranderingen in rekening gebracht worden, is de huidige toestand minder goed. Een referentie van rond 1900, zoals gebruikt in de Westerschelde, is daarom beter geschikt om de opgetreden veranderingen in de Eems-Dollard te evalueren. Nader onderzoek is hiervoor nodig.

Uit het rapport van Van Hoey et al. (2007) blijkt dat slechts voor één ecotoop voldoende informatie beschikbaar is voor een analyse op niveau 3 (brak, laagdynamisch, midden litoraal). Dit wijst op een tekort aan monitoringsgegevens in de Eems-Dollard. Door de keuze voor het ecotoop 'zout, laagdynamisch, midden-litoraal, slibrijk' door van der Molen & Pot (2007), analoog met de Westerschelde, is het voor hen niet mogelijk een score te berekenen op niveau 3. Door deze benadering wordt de beschikbare informatie niet optimaal gebruikt en is een beoordeling van het waterlichaam op dit moment niet mogelijk. Ook hier wordt gepleit om de beschikbare informatie in de evaluatie op te nemen, en een waterlichaam-specifieke referentie te gebruiken. Dit is analoog aan de situatie voor de Waddenzee en de Oosterschelde, waar wel voor waterlichaam-specifieke referenties is geopteerd.

Kustwater, open en polyhalien (K1) en euhalien (K3)

De KRW definieert kustwateren als de zone tussen het strand en 1 zeemijl zeewaarts (Van Splunder et al., 2006). Over deze zone is echter weinig informatie voorhanden (AquaSense, 2003). De kustzone wordt hier dan ook uitgebreid tot 6 zeemijl zeewaarts, waar de monitoringspunten van BIOMON zijn gelegen. Verder houdt de definitie binnen de KRW in dat het strand en de surfzone niet in de evaluatie worden meegenomen. Deze zones worden echter gekarakteriseerd door een typische macrobenthosgemeenschap en kennen specifieke drukken (bijvoorbeeld strandsuppletie).

2.3 Noordelijke Deltakust en Zeeuwse kust

2.3.1 Niveau 1: Ecosysteem

2.3.1.1 Referentiewaarde

De bepaling voor de referentiewaardes op niveau 1 is onafhankelijk van het watertype en wordt beschreven in 1.3.1.

2.3.1.2 Score huidige toestand

Schattingen voor de primaire productie zijn enkel beschikbaar voor Belgische kustwateren grenzend aan de Zeeuwse kust en niet voor de Zeeuwse kustwateren zelf. Ze vertonen echter grote jaarlijkse verschillen. De EKR-score op niveau 1 wordt voorlopig vastgelegd op 0.7 (goed).

2.3.2 Niveau 2: Leefgebied

Door het open en dynamische karakter van de kustgebieden (type K1 en K3) worden de leefgebieden sterk beïnvloed door natuurlijke sedimenttransporten. Omdat geen historische data beschikbaar zijn van de arealen van de verschillende kustleefgebieden en omdat het moeilijk is met de huidige kennis veranderingen in leefgebieden toe te schrijven aan menselijke activiteiten dan wel natuurlijke processen, wordt op het niveau van het leefgebied geen evaluatie uitgevoerd voor de open polyhaliene en euhaliene kustwateren.

2.3.3 Niveau 3: Leefgemeenschappen

2.3.3.1 Referentiewaarde

Data uit de periode voor 1990 zijn gebruikt als referentiedataset, omdat:

- Het de algemene strategie is om ongeveer het eerste derde van de jaren van de beschikbare dataset als referentiedata te gebruiken
- De temporele en ruimtelijke spreiding van de dataset groot is

Het nadeel van de gekozen referentieperiode is dat deze gekenmerkt wordt door eutrofiëring.

Zowat alle beschikbare data zijn verzameld in slibhoudend fijn zand. De score op niveau 3 wordt dan ook berekend voor dit leefgebied door zowel Van Hoey et al. (2007) als van der Molen & Pot (2007). Op basis van de referentie dataset zijn referentiewaarden voor dichtheid, biomassa, diversiteit en soortensamenstelling berekend in relatie tot de bemonsterde oppervlakte. De referentiewaarden die overeenkomen met een bemonsterde oppervlakte van 10 m² worden weergegeven in tabel 2.5.

2.3.3.2 Score huidige toestand

De oppervlakte bemonsterd in zowel de Zeeuwse kust als de Deltakust in de evaluatieperiode 2002-2004 is onvoldoende om de deelmaatlat op niveau 3 toe te passen. Er kan bijgevolg geen betrouwbare score worden berekend voor niveau 3. Er wordt geopteerd om de score van een vergelijkbaar, aangrenzend waterlichaam over te nemen, met name van de Hollandse Kust, tot een betere evaluatie kan worden uitgevoerd (Van Hoey et al., 2007; van der Molen & Pot, 2007). De score van niveau 3 bedraagt zodoende 0.45 wat overeenkomt met een matige toestand (zie verder).

Tabel 2.5: Overzicht van de grenswaarden (10 m²) voor leefgebied 'slibhoudend fijn zand' in de Noordelijke Deltakust en Zeeuwse kust (van der Molen & Pot, 2007)

Indicator	Referentie	Zeer goed	Goed	Matig	Ontoereikend	Slecht
Dichtheid (n/m ²)	4746	4455-5050	5050-5676 3935-4455	5676-7568 2623-3935	7568-9460 1312-2623	9460-11352 0-1312
Biomassa (g AVDG/m ²)	23	20.6-25.6	25.6-31 16.6-20.6	31-41.3 11.1-16.6	41.3-51.7 5.5-11.1	51.7-62 0-5.5
Aantal soorten	115	103-115	97-103	65-97	32-65	0-32
Similariteit	1	0.9-1	0.880.9	0.59-0.88	0.29-0.59	0-0.29
EKR score	1,0	0.8-1.0	0.6-0.8	0.4-0.6	0.2-0.4	0-0.2

2.3.4 Eindscore voor de Noordelijke Deltakust en de Zeeuwse kust

De eindscore voor deze kustwateren, berekend op basis van de scores van niveau 1 en 3, bedraagt 0.54 waarmee de toestand als matig wordt beoordeeld (Van Hoey et al., 2007; van der Molen & Pot, 2007).

2.3.5 Bespreking

De referentiewaarden voor de Zeeuwse kust en Deltakust gaan niet terug tot een periode die vrij is van menselijk handelen, zoals de KRW voorschrijft. In de periode 1983-1990 stond de kustzone al onder druk van visserij, eutrofiering, verontreiniging en de Delta werken. De keuze voor de referentiewaarden is dan ook op basis van de vroegste beschikbaarheid van betrouwbare monitoringdata. De data hebben wel een goede ruimtelijke en temporele spreiding.

De evaluatie gebeurt op basis van de BIOMON data. De beperkingen van de BIOMON dataset komen hier naar voor: de monsterpunten liggen in een beperkt aantal leefgebieden, en voor zowel de Zeeuwse kust als de Noordelijke Deltakust zijn onvoldoende gegevens voorhanden voor een analyse (respectievelijk twee en één bemonsteringslocatie(s) worden jaarlijks bemonsterd in deze waterlichamen). Er is bijgevolg een grotere ruimtelijke inspanning nodig op het gebied van monitoring om de ecologische status van de kustwateren te bepalen. Hierbij moet voldoende aandacht besteed worden aan het voorkomen van invasieve soorten. Dit kan een aangepaste monitoring vereisen, bijv. het gebruik van de benthische schaaft voor bepaalde schelpdiersoorten. Ook het evalueren van het voorkomen van bepaalde eco-elementen, zoals schelpkokerwormen, vereist een gerichte, aangepaste monitoring.

Verder blijkt ook een groot tekort aan gegevens omtrent de primaire productie. De ecologische toestand op niveau 1 wordt voorlopig als goed beschouwd, maar meer onderzoek is nodig hoe veranderende nutriëntenconcentraties en -verhoudingen en de toename van benthische biomassa (vnl. exoten) een mogelijke impact hebben op de relatie tussen primaire productie en secundaire consumenten (zooplankton, macrobenthos).

2.4 Hollandse kust, Waddenkust en Eems-Dollardkust

2.4.1 Niveau 1: Ecosysteem

2.4.1.1 Referentiewaarde

De bepaling voor de referentiewaardes op niveau 1 is onafhankelijk van het watertype en wordt beschreven in 1.3.1.

2.4.1.2 Score voor de huidige situatie

De verhouding tussen de biomassa van het macrobenthos en de primaire productie bedraagt 1:4.25 voor de Hollandse kust en 1:5.75 voor de Waddenkust. De waterlichamen krijgen bijgevolg respectievelijk een beoordeling 'matig' en 'goed' voor niveau 1. Deze berekening is echter gebaseerd op gegevens uit verschillende jaren. De primaire productie is gebaseerd op modelberekeningen voor het jaar 1998, terwijl de bepaling van de biomassa van het macrobenthos is gebeurd voor de jaren 2002-2004. Er is besloten om voor beide waterlichamen voorlopig een EKR-score 0.7 (goed) toe te kennen voor niveau 1 (maar zie 2.4.5). Omdat voor de Eems-Dollardkust gegevens ontbreken voor de primaire productie, en onvoldoende data beschikbaar zijn voor de inschatting van de biomassa van het macrobenthos, is de score overgenomen die is vastgelegd voor de Waddenkust, namelijk 0.7 (goed).

2.4.2 Niveau 2: leefgebied

Niveau 2 wordt niet uitgewerkt voor het watertype 'Open, polyhaliene en euhaliene kustwateren' (zie eerder).

2.4.3. Niveau 3: leefgemeenschap

2.4.3.1 Referentiewaarde

Net als bij de Zeeuwse Kust en de noordelijke Deltakust, zijn ook hier enkel gegevens beschikbaar voor het leefgebied 'slibrijk fijn zand' en is de beoordeling, ook bij Van Hoey et al. (2007), beperkt tot dit leefgebied.

In van der Molen & Pot (2007) is, conform het streven van de KRW, gekozen voor 1 gelijke referentie voor niveau 3 voor de K1 en K3 kustwateren. De referentie die het best hiervoor in aanmerking komt is de referentie voor de Zeeuwse en Noordelijke Deltakust, omwille van een betere ruimtelijke en temporele spreiding (Ysebaert 2007).

De referentiewaarden voor de verschillende parameters voor het leefgebied 'slibhoudend fijn zand' binnen niveau 3 die horen bij een oppervlakte van 10 m² worden gegeven in 2.3.3.1 (tabel 2.5). Bij de uitwerking van de maatlat hebben van der Molen & Pot (2007) echter de scores overgenomen uit het rapport van Van Hoey et al. (2007). Deze zijn bijgevolg gebaseerd op de referentiewaardes van de Hollandse kust.

2.4.3.2. Score voor de huidige toestand

Voor de Waddenkust en de Hollandse kust zijn de oppervlaktes van de evaluatiedataset voldoende voor een minimale betrouwbaarheid (beiden 1.02m²) (Van Hoey et al., 2007). Voor de Eems-Dollard kust is de oppervlakte onvoldoende en kan dan ook geen evaluatie worden uitgevoerd. De scores voor dichtheid, biomassa, aantal soorten en soortsaamenstelling voor de Hollandse kust bedragen respectievelijk 0.35, 0.22, 0.81 en 0.42. Dit brengt de totaalscore op niveau 3 op 0.45 (matig) (Van Hoey et al., 2007; van der Molen & Pot, 2007). De totaalscore voor de Waddenkust op niveau 3 bedraagt 0.39 (ontoereikend) (biomassa: 0.00, dichtheid: 0.62, soortsaamenstelling: 0.43 en aantal soorten: 0.53) (Van Hoey et al., 2007; van der Molen & Pot, 2007). In beide waterlichamen zijn de lage scores voornamelijk toe te schrijven aan veranderingen in soortsaamenstelling en verhoging in biomassa. Dit kan op beide plaatsen worden gelinkt aan het verschijnen van de Amerikaanse zwaardschede (*Ensis directus*).

Voor de Eems-Dollard kust is de bemonsterde oppervlakte te klein en kan geen evaluatie worden uitgevoerd. Net als voor niveau 1 wordt ook hier de score van de Waddenkust overgenomen (EKR-score: 0.39) (Van Hoey et al., 2007; van der Molen & Pot, 2007).

2.4.4 Eindscore voor de Hollandse Kust, Noordelijke Deltakust en Eems-Dollard Kust

Op basis van de BEQI-maatlat wordt de noordelijke Deltakust en de Hollandse kust beoordeelt als matig, met beide een EKR-score van 0.54 (Van Hoey et al., 2007; van der Molen & Pot, 2007). De Eems-Dollard kust krijgt dezelfde score als de Waddenkust (zie verder), namelijk 0.49. Ook van dit waterlichaam wordt bijgevolg de toestand als matig beoordeeld.

2.4.5 Bespreking

Evaluatie

De matige score voor de Hollandse kust en de slechte score voor de Waddenkust op niveau 3 wijzen op grote veranderingen binnen deze ecosystemen. De veranderingen kunnen vermoedelijk worden toegeschreven aan de invasie en dominantie van de Amerikaanse zwaardschede (*Ensis directus*), waardoor een verschuiving in de soortsaamenstelling optreedt. Mogelijk heeft deze soort ook een invloed op het voorkomen van andere soorten, en kan ze dus ook op deze manier de soortsaamenstelling verder beïnvloeden. De veranderingen in soortsaamenstelling gaan samen met een sterke biomassa toename van het benthos. Het valt dus te verwachten dat ook het ecologisch functioneren van de benthische gemeenschap is veranderd. Dit verdient nader onderzoek. Aangezien de waargenomen veranderingen vermoedelijk te wijten zijn aan het voorkomen van één dominante soort, zou de keuze van een andere referentiedataset, uit een periode waar geen menselijke impact aanwezig was, niet tot andere resultaten hebben geleid (zie 2.3.5.). De toename van *E. directus* zou ten opzichte van een dergelijke 'onverstoorde' referentiedataset even groot zijn geweest.

De resultaten van de BEQI wijzen in ieder geval op veranderingen in het ecosysteem die nader dienen onderzocht te worden. Zo dient met hogere ruimtelijke resolutie bemonsterd te worden, zodat kan worden nagegaan of de hoge aantallen *Ensis* representatief zijn voor de volledige Hollandse kustzone en Waddenkust. Verder moeten ook de gevolgen voor de rest van het ecosysteem worden onderzocht. *Ensis* lijkt de plaats van de vroegere *Spisula* banken te hebben ingenomen. *Spisula* was een belangrijke voedselbron voor vogels, maar ook *Ensis* wordt door bijv. zwarte zee-eenden en eidereenden gegeten. Tot slot moet worden onderzocht of de invasie en vestiging van deze exoot beïnvloed wordt door het beheer. Het is belangrijk te weten of menselijke drukken (visserij, baggerwerken, veranderde nutriëntenhuishouding) de vestiging van de nieuwe soort hebben beïnvloed. Als dit laatste niet het geval is, en de nieuwe soort heeft geen negatieve impact op het functioneren van het ecosysteem, kan worden overwogen om *Ensis* in de referentiewaarden op te nemen. In het andere geval moeten de nodige beheersmaatregelen genomen worden om de situatie terug te brengen naar de situatie van voor de invasie.

Hierbij is het belangrijk op te merken dat BEQI de veranderingen die zijn opgetreden in het ecosysteem heeft aangetoond en een goede basis vormt voor verder onderzoek dat naar een aangepast management kan leiden.

Voor de Eems-Dollardkust is duidelijk dat de huidige bemonsteringsintensiteit niet volstaat voor het uitvoeren van een BEQI-analyse. Maar ook de inspanning in de overige kustwateren moet verhoogd worden. Hierbij moet voldoende aandacht besteed worden aan het voorkomen van invasieve soorten. Dit kan een aangepaste monitoring vereisen, bijv. het gebruik van de benthische schaaaf voor bepaalde schelpdiersoorten. Ook het evalueren van het voorkomen van bepaalde eco-elementen, zoals schelpkokerwormen, vereist een gerichte, aangepaste monitoring,

Verder blijkt ook een tekort aan gegevens omtrent de primaire productie, wat de evaluatie op niveau 1 bemoeilijkt. De ecologische toestand op niveau 1 wordt voorlopig als goed beschouwd, maar meer onderzoek is nodig hoe veranderende nutriëntenconcentraties en –verhoudingen en de toename van benthische biomassa (vnl. exoten) een mogelijke impact hebben op de relatie tussen primaire productie en secundaire consumenten (zooplankton, macrobenthos).

Kustwater, beschut en polyhalien (K2)

2.6 Oosterschelde

De Oosterschelde is een sterk veranderd waterlichaam. In het kader van het Delta-plan zijn achtereenvolgens het Veerse Meer (1960), de Grevelingen (1960-1964) en het Volkerak van de Oosterschelde afgescheiden. In 1986 is de stormvloedkering gebouwd die kan worden afgesloten wanneer de waterstand kritisch dreigt te worden en anders open staat waardoor het getij kan binnendringen. Om het volume van de Oosterschelde te beperken en om het getij maximaal te houden zijn tot slot ook de Oesterdam (1986) en de Phillipsdam (1987) gebouwd. Dit alles heeft sterke gevolgen gehad voor de hydrodynamiek in het systeem.

De Oosterschelde is een nationaal park en wordt beschermd onder de EU Vogel- en Habitatrichtlijn en de Conventie van Ramsar.

De voornaamste drukken in het gebied zijn de zandhonger ten gevolge van de gewijzigde hydrodynamiek en morfologie, de invasie van de exoot *Crassostrea gigas* (Japanse Oester), en in mindere mate kokkelvisserij.

2.6.1 Niveau 1: Ecosysteem

2.6.1.1 Referentiewaarde

De bepaling voor de referentiewaardes op niveau 1 is onafhankelijk van het watertype en wordt beschreven in 1.3.1.

2.6.1.2 Score voor de huidige situatie

Op basis van de meest recente schattingen voor de primaire productie (2003) en gegevens over de macrofauna-biomassa (2003-2005) is een verhouding van 1:6 berekend voor niveau 1. Dit komt overeen met de status 'goed' (EKR-score = 0.69).

2.6.2 Niveau 2: Leefgebieden

2.6.2.1 Referentiewaarde

De referentiewaarden op niveau 2 voor de Oosterschelde zijn afgeleid van de arealen in 1983, de periode voor de constructie van de stormvloedkering, maar na de uitvoering van de overige Deltawerken, wanneer de totale oppervlakte nog groter was dan de huidige (452 km² ten opzichte van 351 km²). De referentiewaarden, die overeenkomen met een EKR-score 1, voor de verschillende leefgebieden worden gegeven in tabel 2.6.

Tabel 2.6: referentieoppervlaktes (ha en %) en huidige arealen (ha) van de leefgebieden in de Oosterschelde

Indicator	Intergetijdengebied	Ondiep water	Litorale mosselbank
Referentie (ha)	18300 (40%)	10383 (23%)	500 (1.1%)
Huidig (ha)	9906	9733	0
EKR-score	0.54	0.94	0

2.6.2.2 Score voor de huidige situatie

De huidige arealen en bijhorende EKR-scores van de drie onderscheiden leefgebieden in de Oosterschelde worden weergegeven in tabel 2.6. De toestand van het intergetijdengebied, het ondiep water en de litorale mosselbanken worden respectievelijk beoordeeld als matig, zeer goed en slecht. De gemiddelde score bedraagt 0.49 (matig).

2.6.3 Niveau 3: Leefgemeenschappen

2.6.3.1 Referentiewaarde

Wegens de grote hydrodynamische verschillen tussen de Waddenzee en de Oosterschelde, zijn door van der Molen & Pot (2007) afzonderlijke referentiekaders overgenomen uit Van Hoey et al. (2007) voor beide waterlichamen die behoren tot het watertype 'kustwater, beschermt en polyhalien'. Dit komt ten goede aan de gevoeligheid van de maatlat.

Op niveau 3 worden voor de Oosterschelde ecotopen onderscheiden op basis van het Zoute wateren Ecotopen Stelsel (ZES), ontwikkeld voor het Nederlandse kust- en overgangswateren door RIKZ (Bouma et al., 2003). Deze opdeling in ecotopen is veel gedetailleerder dan de indeling in leefgebieden op niveau 2. Door gebrek aan historische informatie over oppervlaktes van dergelijke ecotopen, is het niet mogelijk deze op te nemen in niveau 2 (zie ook eerder).

Voor deze analyse zijn data beschikbaar uit de periode 1990-2005. De volledige datareeks is met andere woorden verzameld na de bouw van de stormvloedkering, waardoor ze niet kunnen worden gezien als vrij van antropogene druk. De periode 1990-1994 wordt echter toch als referentieperiode beschouwd omdat:

- dit overeenkomt met de algemene strategie om het eerste derde van de dataset als referentie te beschouwen
- deze dataset een goede ruimtelijk spreiding heeft, wat noodzakelijk is om als referentie te kunnen dienen
- de hydro- en geomorfologie en de troebelheid van de Oosterschelde verandert nog steeds. Ook wordt een toename van de invasieve soort *Crassostrea gigas* (Japanse oester) waargenomen. De referentiedata uit de begin jaren '90 kunnen gebruikt worden om veranderingen in het benthos ten gevolge van deze drukken op te sporen.

Van Hoey et al. (2007) hadden voldoende gegevens van drie ecotopen om referentiewaarden te berekenen.

Op niveau 3 is voor de Oosterschelde door van der Molen & Pot (2007) enkel het ecotoop 'midden-litoraal, laagdynamisch' in de beoordeling meegenomen. Dit is één van de belangrijkste voedselgebieden, waarvoor tevens de meeste gegevens beschikbaar zijn (van der Molen & Pot, 2007). De referentiewaarden voor dit habitat die overeenkomen met een oppervlakte van 0.91 m² (zie verder) worden weergegeven in tabel 2.7.

Tabel 2.7: Overzicht van de grenswaarden, de assessment waarde en de EKR score voor het ecotoop 'midden-litoraal, laagdynamisch' in de Oosterschelde horen bij een oppervlakte van 0.91 m² (van der Molen en Pot, 2007). De lichte afwijking van de EKR eindscore t.o.v. de score in Tabel 2.8 is te wijten aan een verschillende weging van de onderliggende parameters (zie 1.3.5).

Indicator	Referentie	Zeer goed	Goed	Matig	Ontoereikend	Slecht	Assessment	Score
Dichtheid (n/m ²)	7656	6190-9375	9375-13256 4096-6190	13256-17674 2730-4096	17674-22092 1365-2730	22092-26510 0-1365	16874	0.43
Biomassa (g AVDG/m ²)	26	21-32	32-42 12-21	42-56 8-12	56-70 4-8	70-84 0-4	23	0.87
Aantal soorten	67	47-67	37-47	25-37	12-25	0-12	53	0.86
Similariteit	1	1-0.83	0.75-0.83	0.50-0.75	0.25-0.50	0-0.25	0.73	0.58
EKR score	1	0.8-1	0.6-0.8	0.4-0.6	0.2-0.4	0-0.2		0.7

2.6.3.2 Score voor de huidige situatie

De scores voor niveau 3 zijn berekend op basis van gegevens uit 2003-2005. Er zijn voldoende gegevens beschikbaar voor de Oosterschelde om een evaluatie uit te voeren op basis van drie ecotopen (tabel 2.8) (Van Hoey et al., 2007). Voor het ecotoop 'midden-litoraal, laagdynamisch' dat door van der Molen & Pot (2007) is geselecteerd voor de analyse worden de evaluatiewaardes en de scores gegeven in tabel 2.7. De parameters dichtheid, biomassa, aantal soorten en similariteit scores voor dit habitat respectievelijk matig, zeer goed, zeer goed en matig. Op basis van deze scores wordt een gemiddelde beoordeling 'goed' bekomen op niveau 3 (EKR-score van 0.7) door van der Molen & Pot (2007).

Tabel 2.8: Overzicht van de ecotopen in de Oosterschelde waarvoor referentiewaardes zijn berekend en een beoordeling kon worden uitgevoerd (Van Hoey et al., 2007), met aanduiding (vet) van het ecotoop dat door van der Molen & Pot (2007) in hun analyse is meegenomen.

Ecotoop	EKR-score
Sublitoraal, laagdynamische geul	0.72
Middenlitoraal, laagdynamisch	0.69
Sublitoraal, laagdynamisch, ondiep	0.80

2.6.4 Eindscore voor de Oosterschelde

Uitmiddeling van de scores op de drie niveaus geeft bij de beoordeling door van der Molen & Pot (2007) een eindscore van 0.62. De ecologische toestand van de macrofauna wordt zodoende als goed beoordeeld.

2.6.5 Bespreking

De evaluatie voor de Oosterschelde kan worden uitgevoerd voor de drie niveaus. Een verdere verbetering van de inschatting van de primaire productie en van de macrofauna biomassa is nodig om op niveau 1 een nauwkeuriger inschatting van de score te kunnen maken. Verder zijn er aanwijzingen dat het vleesgewicht van (consumptie)mosselen en kokkels is afgenomen (pers. Med. A. Smaal), wat kan wijzen op mogelijke draagkrachtproblemen. In hoeverre de grote toename van Japanse Oesters hierin een rol spelen moet nader onderzocht worden.

Door de problematiek van de zandhonger neemt het areaal aan intergetijdengebied af in de Oosterschelde ten voordele van het ondiep water. Dit wordt gesignaleerd op niveau 2, waar het intergetijdengebied een matige score krijgt (0.54). De maatlat zoals ze nu is ontwikkeld laat nog niet toe een ongewenste toename van een bepaald leefgebied te signaleren. Eens een leefgebied de referentiewaarde overschrijdt krijgt dit score 1. Toch kan het overheersen van één leefgebied ook een ongunstige ontwikkeling zijn, zoals het geval is voor het toenemende ondiepwater gebied in de Oosterschelde. Dit kan mogelijk gesignaleerd worden door de evaluatie van het areaal leefgebied tweezijdig te benaderen, waarbij de EKR-score afneemt wanneer het huidig areaal het referentieareaal overschrijdt. Echter, op dit moment zou dit geen verschil uitmaken voor de beoordeling van de

Oosterschelde. Het huidige areaal aan ondiep water heeft het referentieareaal nog niet bereikt. Dit komt mede doordat het referentieareaal is gekozen uit de periode dat de totale oppervlakte van de Oosterschelde groter was dan de huidige oppervlakte (i.e. voor de plaatsing van de stormvloedkering).

De Oosterschelde wordt gekenmerkt door een groot aantal soorten, waarvan vele uniek zijn voor de Delta (Schaub et al, 2003). De veranderingen in totale biomassa blijven beperkt, terwijl de dichtheid licht toeneemt. De soortensamenstelling van het benthos lijkt niet stabiel, maar verdere monitoring moet hier uitsluitsel over geven. De kokkeldichtheden nemen af (Geurts van Kessel et al., 2003), terwijl bepaalde invasieve soorten steeds vaker worden gevonden (Schaub et al., 2003). Deze trends worden ook teruggevonden door de BEQI-evaluatie (Van Hoey et al., 2007). In de drie leefgebieden waarvoor voldoende gegevens beschikbaar zijn en worden geanalyseerd door Van Hoey et al. (2007), worden geen grote veranderingen waargenomen voor dichtheid en biomassa. Het aantal soorten is nog steeds hoog en weinig veranderd en krijgt bijgevolg steeds een hoge score. De veranderingen in soortensamenstelling worden gesignaleerd in de parameter 'similariteit' die steeds matig scoort. Om de gevoeligheid en betrouwbaarheid van de maatlat optimaal te houden, wordt ook hier de voorkeur gegeven om meer ecotopen in de analyse op te nemen (Van Hoey et al., 2007), en zich niet te beperken tot één ecotoop zoals uitgewerkt bij van der Molen & Pot (2007).

Een aantal ecotopen kunnen op dit moment niet worden geëvalueerd door gebrek aan data. Een extra inspanning d.m.v. van een meer gebiedsdekkende monitoring is hiervoor nodig. In de toekomst is het nuttig om ook het areaal aan oesterbanken (Japanse Oester) in de evaluatie op te nemen. Hiervoor moet een gestandaardiseerde monitoring opgesteld worden, zowel voor het litoraal als het sublitoraal. Hiervoor komen vooral remote sensing en sonar technieken in aanmerking, aangevuld met veldobservaties.

2.7 Waddenzee

De Waddenzee is een grote ondiepe zee gelegen achter een rij van eilanden. Bij laag tij komt een zeer grote oppervlakte aan intergetijdengebied droog te liggen. De Waddenzee strekt zich uit van Den Helder (NL) tot Esbjerg (DK). Het is een belangrijk doortrek en residentiegebied voor heel wat vogels die zich voornamelijk voeden met benthische invertebraten. Het dient eveneens als kraamkamergebied voor heel wat platvissen uit de Noordzee.

De Nederlandse Waddenzee wordt beschermd onder de Conventie van Ramsar en het is opgenomen als EU Vogel- en Habitatrictlijn gebied. Landwinning, het afsluiten van zeearmen en de bouw van dijken hebben in het verleden een sterke impact gehad op het systeem. Zout-zoet overgangen komen dan ook nog nauwelijks voor.

De voornaamste drukken op de Waddenzee zijn visserij, introductie en vestiging van exotische soorten (o.a. Japanse Oester), een veranderende nutriëntenhuishouding. In de toekomst zullen klimaatverandering en zeespiegelstijging, bij een ongewijzigd beleid, mogelijk leiden tot ingrijpende veranderingen in de Waddenzee.

2.7.1 Niveau 1: Ecosysteem

2.7.1.1 Referentiewaarde

De bepaling voor de referentiewaardes op niveau 1 is onafhankelijk van het watertype en wordt beschreven in 1.3.1.

2.7.1.2 Score voor de huidige situatie

Er is onvoldoende informatie beschikbaar om een betrouwbare verhouding tussen de primaire productie en de benthische biomassa te berekenen. Voorlopig wordt een score 0.7 (goed) toegekend. Door de veranderingen die de laatste jaren optreden in de biomassa en de soortensamenstelling van het macrobenthos is het noodzakelijk dat hier nauwkeurige en bruikbare gegevens worden verzameld zodat een nauwkeuriger inschatting van de score kan worden gemaakt (zie ook 2.7.5).

2.7.2 Niveau 2: Leefgebieden

2.7.2.1 Referentiewaarde

De oudste beschikbare data over arealen in de Waddenzee dateren van 1930 (Twisk, 2007). Het gekarteerde gebied beslaat niet de volledige Waddenzee, maar is beperkt van Den Helder tot de oostpunt van Schiermonnikoog (93% van de eigenlijke Waddenzee). De arealen van de verschillende habitats omstreeks 1930 wordt gegeven in tabel 2.9. Het referentieareaal aan litorale mosselbanken is gebaseerd op data uit 1975 (Twisk, 2007; Ysebaert, 2007; Dijkema, 1989). Sublitorale mosselbanken zijn niet in de maatlat opgenomen omdat geen referentiegegevens beschikbaar zijn. In de toekomst is het nuttig om ook het areaal aan oesterbanken in de evaluatie op te nemen.

Tabel 2.9: referentiearealen (ha en %), huidige arealen (ha) en EKR-scores van de leefgebieden eco-elementen in de Waddenzee

Indicator	Intergetijdengebied	Ondiep water	Litorale mosselbank
Referentie (ha)	911 (42%)	918 (42%)	4200 (1.8%)
Huidig (ha)	730	735	2327
EKR-score	0.80	0.80	0.55

2.7.2.2 Score huidige situatie

De ecologische toestand van het intergetijdengebied, ondiep water en de litorale mosselbanken worden beoordeeld als respectievelijk goed/zeer goed, goed/zeer goed en matig. Dit levert een gemiddelde score op van 0.72 (goed).

2.7.3 Niveau 3: Leefgemeenschappen

2.7.3.1 Referentiewaarde

Zoals eerder vermeld, worden voor de Waddenzee en de Oosterschelde afzonderlijke referentiewaarden opgesteld. Dit is zo beschreven in de oorspronkelijke opzet van de BEQI-methode (Van Hoey et al, 2007) en is ook overgenomen door van de Molen & Pot (2007).

Voor de zes ecotopen die kunnen worden onderscheiden in de Waddenzee zijn referentiewaardes berekend (Van Hoey et al., 2007). De referentiewaarden zijn gebaseerd op vier datasets uit de periode 1969-1982. Dit komt overeen met het eerste derde van de beschikbare dataset. In deze periode was de eutrofiëring nog beperkt. Dit is bovendien ook de enige periode waarin gedetailleerde informatie beschikbaar is over soortensamenstelling en biomassa met een goede ruimtelijke spreiding. Een nadeel van de referentiedataset is dat de subtidale referentie is gebaseerd op individuele datapunten, terwijl de evaluatie is gebeurd op gecombineerde punten langs een transect. Ook het verschil in ruimtelijke spreiding van de referentiedataset en de evaluatiedataset kan de vergelijking tussen beide beïnvloeden.

Van der Molen & Pot (2007) hebben één van de zes ecotopen geselecteerd voor hun beoordeling, met name het 'middenlitoraal, slibrijk zand' omdat dit één van de belangrijkste voedselgebieden waarvan ook de meeste informatie beschikbaar is. De referentiewaardes voor dit ecotoop die horen bij een oppervlakte van 20 m² (zie verder) worden gegeven in tabel 2.10.

Tabel 2.10: referentiewaardes, evaluatiewaardes en EKR-score voor het ecotoop 'middenlitoraal, slibrijk zand' in de Waddenzee (29 m²) (van der Molen en Pot, 2007). De lichte afwijking van de EKR eindscore t.o.v. de score in Tabel 2.11 is te wijten aan een verschillende weging van de onderliggende parameters (zie 1.3.5).

Indicator	Referentie	Zeer goed	Goed	Matig	Ontoereikend	Slecht	Assessment	Score
Dichtheid (n/m ²)	2793	2003-3778	3778-5755 935-2003	5755-7674 623-935	7674-9592 312-623	9592-11509 0-312	2776	1
Biomassa (g AVDG/m ²)	33	30-35	35-40 27-30	40-54 18-27	54-67 9-18	67-79 0-9	49	0.47
Aantal soorten	37	29-37	26-29	17-26	9-17	0-9	44	1
Similariteit	1	0.93-1	0.90-0.93	0.60-0.90	0.30-0.60	0-0.30	0.68	0.45
EKR score	1	0.8-1	0.6-0.8	0.4-0.6	0.2-0.4	0-0.2		0.77

2.7.3.2 Score huidige situatie

De evaluatie op niveau 3 is gebeurd op basis van gegevens uit de periode 2003-2005. Op basis van de beschikbare data hebben Van Hoey et al. (2007) een evaluatie kunnen uitvoeren voor vier van de zes ecotopen (tabel 2.11). De indicatoren dichtheid, biomassa, aantal soorten en similariteit voor het ecotoop 'middenlitoraal, slibrijk zand' dat is uitgewerkt door van der Molen & Pot (2007), krijgen respectievelijk score van zeer goed, matig, zeer goed en matig. Dit levert een gemiddelde score op van 0.77 (goed).

Tabel 2.11: Overzicht van de ecotopen waarvoor Van Hoey et al. (2007) een beoordeling hebben uitgevoerd in de Waddenzee, met de EKR-scores en aanduiding in het vet van het leefgebied dat door van de Molen & Pot (2007) is meegenomen in hun analyse.

Ecotoop	EKR-score
Hoog litoraal, slibrijk	0.56
Midden litoraal, slibrijk zand	0.73
Laag litoraal, zand	0.80
Brak sublitoraal	0.57

2.7.4 Eindscore voor de Waddenzee

De eindscore zoals berekend door van der Molen & Pot (2007) komt op 0.74 waarmee de ecologische toestand voor het macrobenthos van de Waddenzee als 'goed' wordt beoordeeld.

2.7.5 Bespreking

Uit het rapport van Van Hoey et al. (2007) blijkt dat op niveau 3 voor vier leefgebieden voldoende gegevens beschikbaar zijn voor een gegronde analyse. Daarvan scoren 2 leefgebieden 'goed' en twee scoren 'matig'. Door zich te beperken tot één leefgebied dat goed scoort, worden een aantal signalen door van der Molen & Pot (2007) niet opgevangen. Hier wordt nogmaals gewezen op het belang om voldoende verschillende ecotoepen in de beoordeling mee te nemen om zo de gevoeligheid van de BEQI-maatlat niet te ondermijnen.

De soortensamenstelling in de Waddenzee is veranderd gedurende de laatste tientallen jaren. Nieuwe soorten, zoals *Ensis directus* en *Marenzelleria viridis*, hebben zich er gevestigd. Verder nam ook het belang van *Macoma balthica* af, terwijl *Mya arenaria* toeneemt. Deze veranderingen in soortensamenstelling komen tot uiting op niveau 3 van elk van de vier leefgebieden (Van Hoey et al., 2007).

De referentiegegevens voor de arealen ondiep water en intergetijdengebied waren nog niet beschikbaar bij de publicatie van het rapport van Van Hoey et al. (2007) waardoor enkel het areaal aan litorale mosselen, dat een lage score krijgt, in hun analyse is meegenomen. De score die is berekend door van der Molen & Pot (2007) is bijgevolg nauwkeuriger.

De ruimtelijke spreiding van de evaluatiestations is beperkt, vooral in het subtidaal. Het is aangewezen dit via een aangepaste, meer gebiedsdekkende monitoring te ondervangen. De monitoring van eco-elementen (mosselbanken, oesterbanken) moet gehandhaafd blijven.

Verder blijkt ook een tekort aan gegevens omtrent de primaire productie, wat de evaluatie op niveau 1 bemoeilijkt. De ecologische toestand op niveau 1 wordt voorlopig als goed beschouwd, maar meer onderzoek is nodig hoe veranderende nutriëntenconcentraties en -verhoudingen en de toename van benthische biomassa (vnl. exoten) een mogelijke impact hebben op de relatie tussen primaire productie en secundaire consumenten (zooplankton, macrobenthos) (zie bijv. ook Philippart et al. 2007).

Grote brakke tot zoute meren (M32)

In de Nederlandse Delta bevinden zich twee grote, artificiële brakke tot zoute meren die zijn ontstaan na de uitvoering van de Deltawerken: Grevelingenmeer en Veerse Meer.

2.8 Grevelingenmeer

Het Grevelingenmeer is een artificieel meer dat tot stand kwam na de bouw van de Grevelingendam (1965) die de verbinding met de rivieren afsloot en de bouw van de Brouwersdam (1971) aan de zeezijde. Door sluisen in de Brouwersdam is uitwisseling met vers zeewater mogelijk en blijft de saliniteit van het Grevelingenmeer constant. Het Grevelingenmeer wordt dan ook beschouwd als een zout meer. Voor 1990 werden sluisen enkel in de winter geopend, sindsdien gebeurt dit ook in de zomer om de problemen van zuurstofloosheid (zie ook verder) te bestrijden.

De voornaamste drukken voor het Grevelingenmeer zijn zuurstofloosheid ten gevolge van thermische stratificatie en toename van de turbiditeit.

2.8.1 Niveau 1: Ecosysteem

2.8.1.1 Referentiewaarde

De bepaling voor de referentiewaardes op niveau 1 is onafhankelijk van het watertype en wordt beschreven in 1.3.1.

2.8.1.2 Score huidige situatie

Er zijn geen recente gegevens omtrent primaire productie in het Grevelingenmeer beschikbaar. Wegens grote veranderingen in turbiditeit de laatste jaren kunnen oudere gegevens niet worden gebruikt voor de berekening van de verhouding $B_{\text{grazers}}/P_{\text{primair}}$. Daarom wordt de ratio op basis van expert-judgement vastgelegd op 0.7 (goed).

2.8.2. Niveau 2: leefgebieden

Voor het watertype grote brakke tot zoute meren worden geen veranderingen in arealen leefgebied geanalyseerd. Door de lage hydrodynamiek wordt weinig veranderingen op dit niveau verwacht. Wel is het relevant om veranderingen in areaal eco-elementen te volgen. Op dit moment zijn echter geen betrouwbare kwantitatieve gegevens beschikbaar over de omvang van sublitorale mosselbanken. Niveau 2 wordt bijgevolg niet geanalyseerd voor het Grevelingenmeer.

2.9.3 Niveau 3: leefgemeenschappen

2.9.3.1 Referentiewaarde

De voornaamste druk in het Grevelingenmeer is zuurstofloosheid nabij de bodem. Dit effect komt tot uiting in de BIOMON data. Het aantal 'lege' monsters, hetgeen wijst op zuurstofloosheid in de bodem, beneden de 6m dieptelijn neemt toe over de laatste 15 jaar, met de hoogste aantallen in de periode 1999-2002. Voor 1995 is het aantal 'lege' monsters het laagst. In de andere leefgebieden, waaronder het -2 tot -6 m NAP leefgebied, komen 'lege' monsters enkel voor na 1999.

Deze problemen maken het moeilijk om een natuurlijk referentieperiode te selecteren, vrij van menselijke impact. Daarenboven zijn enkel data sinds 1990 beschikbaar. Er wordt voor gekozen de periode 1990-1994 als referentie te gebruiken omdat:

- dit overeenkomt met de algemene strategie om ongeveer het eerste derde van de dataset als referentie te gebruiken
- deze periode minder beïnvloed lijkt door zuurstoftekorten en veranderingen in de turbiditeit van het water dan de jaren daarna
- deze dataset een goede ruimtelijke spreiding bezit

Binnen het Grevelingenmeer zijn drie leefgebieden onderscheiden op basis van de diepte. Voor elk van deze leefgebieden zijn voldoende data beschikbaar voor het berekenen van referentiewaarden (Van Hoey et al., 2007). De referentiewaarden zijn telkens berekend voor elk van de vier parameters (biomassa, dichtheid, similariteit en aantal soorten) in relatie tot de oppervlakte. Van der Molen & Pot (2007) hebben de maatlat op niveau 3 uitgewerkt voor slechts één van deze leefgebieden, namelijk dat begrensd door de 2 en 6 meter dieptelijnen (tov NAP) omdat hier de hoogste biomassa en het grootst aantal soorten is gevonden. De referentiewaarden voor dit leefgebied die overeenkomen met een oppervlakte van 0.885 m² (zie verder) worden weergegeven in tabel 2.12.

Tabel 2.12: Referentiewaardes (0.885 m²), evaluatiewaardes en EKR-scores voor het Grevelingenmeer voor het habitat -2m tot -6m NAP (van der Molen en Pot, 2007). De lichte afwijking van de EKR eindscore t.o.v. de score in Tabel 2.13 is te wijten aan een verschillende weging van de onderliggende parameters (zie 1.3.5).

Indicator	Referentie	Zeer goed	Goed	Matig	Ontoereikend	Slecht	Assessment	Score
Dichtheid (n/m ²)	9111	8388-9920	9920-11609 7102-8388	11609-15478 4734-7102	15478-19347 2367-4734	19347-23216 0-2367	5661	0.49
Biomassa (g AVDG/m ²)	98	88-112	112-137 67-88	137-182 45-67	182-228 22-45	228-275 0-22	61	0.56
Aantal soorten	80	64-80	59-64	39-59	20-39	0-20	72	0.9
Similariteit	1	0.91-1	0.88-0.91	0.59-0.88	0.29-0.59	0-0.29	0.64	0.44
EKR score	1	0.8-1	0.6-0.8	0.4-0.6	0.2-0.4	0-0.2		0.62

2.9.3.2 Scores huidige toestand

De scores worden berekend op basis van gegevens van de jaren 2003-2005. Voor elk van de drie leefgebieden kon door Van Hoey et al. (2007) een betrouwbare evaluatie worden uitgevoerd (tabel 2.13). De parameters

dichtheid, biomassa, aantal soorten en similariteit voor het leefgebied '(-2 tot -6 m NAP' (van der Molen & Pot, 2007) scoren respectievelijk matig, matig, zeer goed en matig. De eindscore bij van der Molen & Pot (2007) voor niveau 3 is 0.62 (goed).

Tabel 2.13: Overzicht van de leefgebieden in het Grevelingenmeer waarvoor referentiewaardes zijn berekend en een evaluatie kon worden uitgevoerd (Van Hoey et al., 2007), met aanduiding (vet) van het ecotoop dat door van der Molen & Pot (2007) in hun analyse is meegenomen

leefgebied	EKR-score
> -2m NAP	0.61
-2 tot -6m NAP	0.59
< -6m NAP	0.75

2.9.4 Eindscore voor het Grevelingenmeer

Het Grevelingenmeer krijgt bij van der Molen & Pot (2007) een EKR-score van 0.62, wat overeenkomt met een goede toestand.

2.9.5 Bespreking

De referentiegegevens zijn niet volledig vrij van menselijke druk. Er zijn geen historische data beschikbaar en er zijn geen vergelijkbare systemen aanwezig in buurlanden op basis waarvan de referentiegegevens kunnen worden aangepast. De referentiedata bestaan dan ook uit de best beschikbare gegevens.

Er zijn metingen van de primaire productiviteit nodig om het niveau 1 te kunnen uitwerken. Deze gegevens ontbreken voor recente jaren. Verder is het ook aan te raden om eco-elementen in de analyse op niveau 2 mee te nemen. Dit houdt ook in dat de monitoring erop moet aangepast zijn dat areaalschattingen mogelijk zijn.

Niettegenstaande de goede algemene beoordeling voor het Grevelingenmeer (Van Hoey et al., 2007; van der Molen & Pot, 2007) signaleert BEQI op niveau 3 veranderingen in dichtheid, biomassa en soortensamenstelling. De grootste veranderingen komen voor op het gebied van soortensamenstelling. In elk van drie leefgebieden (Van Hoey et al., 2007) scoort dit matig. Biomassa en dichtheid lijken te zijn afgenomen ten opzichte van de referentieperiode. Dit verdient nadere aandacht. Het aantal soorten scoort goed in elk van de leefgebieden. Ook hier verdient het aanbeveling de beoordeling te baseren op alle leefgebieden i.p.v. op één.

2.9 Veerse Meer

Het Veerse Meer maakte voor de uitvoering van de Deltawerken deel uit van het Oosterschelde estuarium. Het meer ontstond na de bouw van de Zandkreekdam ter hoogte van de verbinding met de Oosterschelde (1960) en de Veerse gatdam die de verbinding met de Noordzee afsluit (1961).

Het waterniveau in het Veerse Meer wordt kunstmatig op een onnatuurlijk peil gehouden. De waterstand is hoger in de zomer dan in de winter. Door de kunstmatige lage waterstand in de winter kan het water van de omliggende polders hierin afvloeien. Het waterpeil in de zomer wordt hoog gehouden ten voordele van de recreatie.

De voornaamste drukken voor het Veerse Meer zijn eutrofiering (nutriëntenbelasting) en zuurstofloosheid ten gevolge van thermische stratificatie. Een doorlaatmiddel naar de Oosterschelde, in gebruik genomen in 2004, moet zorgen voor een betere verversing met Oosterschelde water waardoor vernoemde drukken moeten gaan afnemen in de toekomst.

2.8.1 Niveau 1: Ecosysteem

2.9.1.1 Referentiewaarde

De bepaling voor de referentiewaardes op niveau 1 is onafhankelijk van het watertype en wordt beschreven in 1.3.1.

2.9.1.2 Score huidige situatie

Wegens een gebrek aan bruikbare data voor de berekening van de ratio tussen macrofauna biomassa en primaire productie, wordt de score op basis van expert-judgement vastgelegd op 0.7 (goed).

2.9.2 Niveau 2: leefgebieden

Niveau wordt niet geanalyseerd voor het watertype 'grote brakke tot zoute meren' (zie ook 2.8.2.).

2.9.3 Niveau 3: leefgemeenschappen

2.9.3.1 Referentiewaarde

Van Hoey et al. (2007) hebben een referentiekader voor het Veerse Meer opgesteld op basis van gegevens die er werden verzameld in de periode 1990-1994. Deze waarden zijn niet overgenomen door van der Molen & Pot (2007). Zij kiezen hier voor de 'watertype benadering' en leiden de referentiewaarden voor het watertype 'grote brakke tot zoute meren' af van het Grevelingenmeer (zie 2.8.3.1.). Ook hier wordt enkel het leefgebied '(-2 tot -6 m NAP)' in hun beoordeling meegenomen.

2.9.3.2 Score huidige toestand

De score van de huidige toestand is voor het Veerse Meer berekend op basis van gegevens van de jaren 2003-2005. Er zijn voldoende gegevens beschikbaar voor een beoordeling van de drie onderscheiden leefgebieden (tabel 2.14). Het geselecteerde habitat van Van der Molen & Pot (2007) (-2 tot -6 m NAP) scoort voor de

parameters dichtheid, biomassa, aantal soorten en similariteit respectievelijk goed, ontoereikend, goed en ontoereikend/goed. Hun eindbeoordeling op niveau 3 is matig (EKR-score: 0.57).

Tabel 2.14: Overzicht van de leefgebieden in het Veerse Meer waarvoor referentiewaardes zijn berekend en een evaluatie kon worden uitgevoerd, met bijhorende EKR-scores (Van Hoey et al., 2007) en aanduiding (vet) van het leefgebied dat door van der Molen & Pot (2007) in hun analyse is meegenomen

Leefgebied	EKR-score
> -2m NAP	0.57
-2 tot -6m NAP	0.54
< -6m tov NAP	0.21

2.9.4 Eindscore voor het Veerse Meer

De eindbeoordeling van het Veerse Meer door van der Molen & Pot (2007) is goed (EKR-score = 0.61).

2.9.5 Bespreking

Het Veerse meer kent grote problemen ten gevolge van stratificatie en eutrofiering, waardoor zuurstofloosheid ontstaat in grote delen van het meer. Een verhoging van wateruitwisseling met de Oosterschelde heeft de eutrofiering en de periodes van anoxia teruggeschoefd. De zuurstofloosheid had grote gevolgen voor de bodemdieren (Escaravage & Hummel, 2003): het macrobenthos van de diepere delen stierf soms volledig af en soorten verdwenen uit de ondiepere delen. Een BEQI-analyse op niveau 3 voor de periode 1995-2004 toont een afname van de EKR-status met toenemende zuurstofloosheid (Van Hoey et al., 2007). Ook zie je een eerste lichte verbetering van de EKR nadat het probleem van de zuurstofloosheid en eutrofiering werd aangepakt door de constructie van het doorlaatmiddel met de Oosterschelde in 2004. Dit wijst erop dat BEQI in staat is de gevolgen van veranderende drukken op het Veerse Meer te signaleren.

De zuurstofloosheid in het Veerse Meer heeft de grootste gevolgen in de diepere delen waar het tot massale sterfte heeft geleid. Dit blijkt ook uit de BEQI-analyse van Van Hoey et al. (2007). Op niveau 3 scoort het leefgebied beneden 6m (tav NAP) slecht (EKR-score = 0.21). Uitmiddeling van de subscores van de drie leefgebieden leidt tot een matige eindscore op niveau 3 (EKR-score = 0.44). Ook hier blijkt weer dat de gevoeligheid van de BEQI-maatlat sterk afneemt wanneer de analyse wordt beperkt tot één habitat. Het resultaat blijkt in eerste instantie af te hangen van de keuze van het leefgebied dat in de analyse wordt meegenomen. Indien van der Molen & Pot (2007) hun analyse hadden gebaseerd op het leefgebied beneden 6m (t.o.v. NAP), waren ze tot andere conclusies gekomen over de toestand van het Veerse Meer. De eindscore voor het volledige waterlichaam zou dan 0.37 bedragen, wat overeenkomt met een slechte toestand. Dit pleit opnieuw voor het zo volledig toepassen van de BEQI maatlat met een beoordeling op basis van meerdere ecotopen of leefgebieden, omdat bepaalde leefgebieden of ecotopen 'gevoeliger' zijn voor bepaalde drukken dan andere. In het geval van het Veerse Meer is het diepere leefgebied veel gevoeliger voor de druk 'eutrofiëring' wegens de zuurstofloze condities die hier kunnen optreden. Door alle beschikbare informatie in de analyse te betrekken, en bij de monitoring te streven naar een zo breed mogelijke bemonstering van alle leefgebieden of ecotopen, kan een

betrouwbare en gefundeerde uitspraak worden gedaan over de toestand van een waterlichaam. Tevens moet aandacht besteed worden aan het voorkomen van eco-elementen. Met name de mogelijke toename van de Japanse Oester door de verbinding met de Oosterschelde te herstellen kan een impact hebben op het Veerse Meer.

De keuze van het Grevelingenmeer als referentie lijkt gerechtvaardigd met vooruitzicht dat (delen van) het Veerse Meer gaat evolueren naar een marien systeem na de constructie van het doorlaatmiddel in de Katse Heule. Toch lijkt het aangewezen de vergelijkbaarheid tussen beide systemen verder te onderzoeken vooraleer volledig op dit referentiekader terug te vallen.

Er is een tekort aan gegevens over de primaire productie waardoor het moeilijk is de gevolgen voor het functioneren van het Veerse Meer in te schatten. Er zou een inspanning moeten worden geleverd om deze parameter nauwkeuriger in te schatten.

Referenties

- Alpine AE, & Cloern JE (1992) Trophic interactions and direct physical effects control phytoplankton biomass and production in an estuary. *Limnology and Oceanography* 37: 946-955
- Baptist HJM, Jagtman E (1997) De AMOEBES van de zoute wateren. Watersysteemverkenningen 1996. Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Kust en Zee/RIKZ, Den Haag. Rapport RIKZ_97.027. 149 pp.
- Borja A, Franco J, Victoriano V, Bald J, Muxika I, Belzunce MJ, Solaun O (2007) Implementation of the European Water Framework Directive from the Basque country (northern Spain): a methodological approach. *Mar Poll Bull* 48: 209-218
- 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
- Bouma H, de Jong DJ, Twisk F, Wolfstein K (2005) Zoute wateren EcotopenStelsel (ZES.1): voor het in kaart brengen van het potentiële voorkomen van levensgemeenschappen in zoute en brakke rijkswateren. *Rapport RIKZ*, 2005.024. Middelburg, the Netherlands. 156 pp.
- Carletti A, Heiskanen A-S (2008) Water Framework Directive intercalibration technical report. Part 3: Coastal and Transitional waters. JRC Scientific and Technical Reports. Draft 29 August 2008.
- Clark RB (2005) Marine pollution. Oxford University Press, Oxford. 237 pp.
- Craeymeersch JA & Hummel H (2004) Effectonderzoek kokkelvisserij Voordelta. Nederlands Instituut voor Visserijonderzoek, Ijmuiden. RIVO Rapport nr. C012/04. 26 pp.
- Craeymeersch JA, I De Mesel, PC Goudswaard, HJL Heessen, R Henkens, RH Jongbloed, NHBM Kaag (2008) Gezondheidsindicatoren voor het Schelde-estuarium: Een inventarisatie en evaluatie van biologische graadmeters voorgesteld in nationale en internationale kaders, toegepast op het Nederlandse deel van het Schelde-estuarium. IMARES Rapport C020/08.
- Escaravage V, Ysebaert Tet al, Herman P. (2004) Description of the maximal and good ecological potentials (MEP/GEP) for the benthic macrofauna for the European water framework directive (WFD), the Westerschelde. NIOO_CEME rapport 2004-04
- Dijkema KS, van Tienen G, Beek JJ (1989) Habitats of the Netherlands, German and Danish Wadden Sea 1 :100000. Research Institute for Nature management 73 : 165-181
- Ens BJ, AC Smaal & J de Vlas (2004) The effects of shellfish fishing on the ecosystems of the Dutch Wadden Sea and Oosterschelde; Final rep. of the 2nd phase of the scientific evaluation of the Dutch shellfish fishery policy (EVA II). Alterra rapp. 1011, Wageningen.
- Essink K (2005) Bodemfauna en beleid. Een overzicht van 35 jaar bodemfauna onderzoek en monitoring in Waddenzee en Noordzee. Rapport RIKZ/2005.028 154 pp.

- Fey F, Dankers N, Meijboom A, Jong, M de, Leeuwen P-W van, Dijkman E, Cremer j et al. (2007) De ontwikkeling van de japanse oester in de Nederlandse Waddenzee : situatie 2006. IMARES rapport 07.003
- Gmelig Meyling, A.W., Willemsen, J. & R.H. de Bruyne. 2006. Verspreiding en trends in Nederland van de Purperslak *Nucella lapillus*. ANEMOON rapport nr. 2006-14, Stichting ANEMOON, Hillegom.
- Geurts van Kessel AJM, kater BJ, Prins TC (2003) Veranderende draagkracht van de Oosterschelde voor kokkels. Rapport RIKZ/2003.043
- Hiscock, K., Langmead, O. & Warwick, R. 2004. Identification of seabed indicator species from time-series and other studies to support implementation of the EU Habitats and Water Framework Directives. Report to the Joint Nature Conservation Committee and the Environment Agency from the Marine Biological Association. Plymouth: Marine Biological Association. 109 pp.
- Herman PMJ, Middelburg JJ, Van de Koppel J, Heip CHR (1999) Ecology of estuarine macrobenthos. *Advances in Ecological Research* 29 : 195-240
- Herman PMJ, Scholten H (1990) Can suspension-feeders stabilise estuarine ecosystems ? In : Gison RN (Ed) *Trophic relationships in the marine environment*. Aberdeen University Press, Aberdeen, 104-116
- Knoben RAE, Limbeek MCE, Ietswaart T, van der Vegte (2003) Belasting en effecten van menselijke activiteiten in de Nederlandse kustwateren. Rayal Haskoning, 9M5402/R00004, Rotterdam.
- Lindeboom HJ & SJ de Groot (1998) The effects of different types of fisheries on the North Sea and Irish Sea benthic ecosystems. NIOZ rep. 1998-1 / RIVO-DLO Rep. C003/98.
- Lindeboom HJ, Geurts van Kessel AJM & Berkenbosch A (2005) Gebieden met bijzondere ecologische waarden op het Nederlands Continentaal Plat - Rapport RIKZ/2005.008 - Alterra Rapport nr. 1109.
- Nichols FH, Thompson JK, Schemel LE (1990), Remarkable invasion of San Francisco Bay (California, USA) by the Asian Calm *Potamocorbula amurensis*. 2. Displacement of a former community. *Marine Ecology Progress Series* 66 : 95-101
- Philippart CJM, Beukema JJ, Cadée GC, Dekker R, Goedhart PW, Iperen JM van, Leopold MF, Herman PJ (2007) Impacts of nutrient reduction on coastal communities. *Ecosystems* 10: 95-118
- Piersma T, Koolhaas A, Dekinga A, Beukema JJ, Dekker R, Essink K (2001) Long-term indirect effects of mechanical cockle-dredging on intertidal bivalve stocks in the Wadden Sea. *Journal of Applied Ecology* 38: 976-990.
- Pinto R, Patricio J, Baeta A, Fath BD, Neto JM & Marques JC (2008) Review and evaluation of estuarine biotic indices to assess benthic condition. *Ecological Indicators* 9: 1-25.
- Reise K, Olenin S, Thielges DW (2006) Are aliens threatening European aquatic coastal ecosystems? *Helgol Mar Res* 60: 77-83

- Prins TC, Escaravage V, Smaal AC, Peeters JCH (1995) The effects of top-down control on nutrient-phytoplankton relations: results from mesocosm experiments. Nutrient cycling and phytoplankton dynamics in relation to mussel grazing in a mesocosm experiment. *Ophelia* 41, 289-315.
- Rosenberg R, Blomqvist M, Nilsson HC, Cederwall H, Dimming A (2004) Marine quality assessment by use of benthic species abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Marine pollution Bulletin* 49: 728-739
- Schaub B, Ysebaert T, Hummel H (2003) Macrobenthos dynamiek gekoppeld aan veranderingen in de omgevingsvariabelen van de Oosterschelde (periode 1992-2001)
- Schipper CA, Smit MGD, Kaag NHBM & Vethaak AD (2008) A weight-of-evidence approach to assessing the ecological impact of organotin pollution in Dutch marine and brackish water: combining risk prognosis and field monitoring using common periwinkles (*Littorina littorea*). *Marine Environmental Research* 66: 231-239.
- Soetaert K, Middelburg JJM Heip C, Meire Pm Van Damme S, Maris T (2006) Long-term change in dissolved inorganic nutrients in the heterotrophic Scheldt estuary (Belgium, the Netherlands). *Limnology and Oceanography* 51: 409-423
- Steyaert P, G Ollivier (2007) The European Water Framework Directive: how ecological assumptions frame technical and social change. *Ecology and Society* 12 (1): 25. URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss1/art25/>
- Thrush SF, Dayton PK (2002) Disturbance to marine benthic habitats by trawling and dredging: Implications for marine biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 33: 449-473.
- Twisk F (2007) Bepaling arealen intergetijdengebied en ondiep water in Eems-Dollard en Waddenzee (KRW referentie & maatlat macrofauna). Werkdocument RWS.
- Van Damme S, Struyf E, Maris T, Ysebaert T, Dehairs F, Tackx M, Heip C, Meire P (2005) Spatial and temporal patterns of water quality along the estuarine salinity gradient of the Scheldt estuary (Belgium and The Netherlands): results of an integrated monitoring approach. *Hydrobiologia* 540: 29-45
- Van der Molen DT, Pot P (2007) Referenties en maatlaten voor natuurlijke watertypen voor de kaderrichtlijn water. STOW rapport 2007-32
- Van der Wal D, Herman PMJ (2007) Regression-based synergy of optical, shortwave infrared and microwave remote sensing for monitoring the grain-size of intertidal sediments. *Remote Sensing of Environment* 111 (1): 89-106.
- Van der Wal D, Herman PMJ, Ysebaert T (2004) Space-borne Synthetic Aperture Radar of intertidal flat surfaces as a basis for predicting benthic macrofauna distribution. *EARSel eProceedings* 3 (1): 69-80.

- van der Wal D, Herman PMJ, Forster RM, Ysebaert T, Rossi F, Knaeps E, Plancke YMG, Ides SJ (2008) Distribution and dynamics of intertidal macrobenthos predicted from remote sensing: response to microphytobenthos and environment. *Marine Ecology Progress Series* 367: 57-72
- Van Hoey G, Drent J, Ysebaert T, Herman P et al. (2007) The Benthic Ecosystem Quality Index (BEQI), intercalibration and assessment of Dutch coastal and transitional waters for the Water Framework Directive. NIOO rapport 2007-02
- Van Moorsel GWNM (2005) Macrofauna en hydromorfologie van zoute wateren. *Ecosub*, Doorn, pp. 74
- Van Wesenbeeck, B (2007) Verkenning naar validatiemethoden voor het Zoute wateren EcotopenStelsel (ZES.1) in de Westerschelde. Rapport Z4383.00
- Wijnhoven S, van Hoey G, Sistermans W, Escaravage V (et al., 2006); Validatie ecotopenstelsel Westerschelde. NIOO Rapport 2006-08
- Wijsman JWM (2003); Verkennende studie voor de validatie van het Zoute wateren Ecotopenstelsel (ZES) aan de hand van bodemdiergegevens. Rapport Z3670.00
- Wijsman JWM, JJ Kesteloo, JA Craeymeersch (2006) Ecologie, visserij en monitoring van mesheften in de Voordelta. Rapport IMARES C009/006.
- Wolff WJ (2005) Non-indigenous marine and estuarine species in The Netherlands. *Zool. Med. Leiden* 79: 1-116
- Ysebaert T, Herman PMJ (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.
- Ysebaert T, Herman PMJ (2004) The assessment of the ecological status of coastal and transitional waters based on benthic macroinvertebrates: classification and intercalibration within the Water Framework Directive. Report No. NIOO-CEME Report 2004.1, NIOO-CEME Report 2004.1
- Ysebaert T (2007) Nota: Referenties en maatlatten voor macrobenthos van overgangs- en kustwateren: aanvullende informatie tbv RWS-rapportage. IMARES rapport C110/07

Appendix 1. Bepalen van de soortdiversiteit in de Nederlandse zoute wateren

Bij het verzamelen en compileren van bestaande (monitoring)data van het macrobenthos van de Nederlandse kust- en overgangswateren, werd door Van Hoey et al. (2007) vastgesteld dat er verschillen waren in de soortenlijsten en het determinatieniveau tussen verschillende waterlichamen en tussen jaren binnen eenzelfde waterlichaam. Dit kent verschillende oorzaken, maar is in belangrijke mate te wijten aan het gebrek aan een gestandaardiseerde protocollen. Tevens zijn in het kader van de KRW de huidige vormen van kwaliteitscontrole onvoldoende.

Verschillen in determinatieniveau kunnen in een later stadium oorzaak zijn van bijv. verschillen tussen gebieden, verschillen tussen jaren, etc. Het op mekaar afstemmen van verschillende soortenlijsten leidt steeds tot informatieverlies, omdat bijv. individuen die in het ene geval gedetermineerd zijn tot op soortniveau (bijv. *Corophium volutator* en *Corophium arenarium*), en in het andere geval tot op genus niveau (*Corophium*), enkel kunnen samengevoegd worden door alle individuen tot hetzelfde genus te rekenen (*Corophium*). Het minst gedetailleerde niveau wordt behouden.

Gestandaardiseerde protocollen moeten opgesteld worden in samenspraak met alle instanties, instellingen en instituten die instaan voor de bemonstering en uitwerking van bodemdier monsters. Het monstereen, bewaren, uitzoeken en identificeren van een bodemdier monster moet zoveel als mogelijk en zinvol is gestandaardiseerd worden voor alle zoute waterlichamen. Het moet ook worden onderzocht in hoeverre afstemming met de zoete macroinvertebraten mogelijk en zinvol is. Er zal een systeem moeten worden opgezet waarbij wordt gewerkt met interne en externe audits om de kwaliteit te waarborgen. Het organiseren en deelnemen aan ringtesten is hierbij noodzakelijk. Kwaliteit kan verder gewaarborgd worden door het organiseren van taxonomische workshops, het sturen van moeilijk te determineren exemplaren aan specialisten en het bijhouden van een referentiecollectie.

Appendix 2: Karakteriseringsmethodiek voor de ecotopen

Het Zoute Wateren Ecotopen Stelsel (ZES)

Ecotopen worden gekarakteriseerd door een set abiotische variabelen. Ze zijn bedoeld om de abiotische randvoorwaarden van biologische eenheden (gemeenschappen) af te bakenen. Dat doel wordt enkel bereikt wanneer de voor de beschouwde organismen relevante fysische kenmerken worden meegenomen in de definitie van de ecotopen. Bij de ontwikkeling van het ecotopenstelsel voor zoute wateren (ZES) zijn de ecotopen onderscheiden op basis van zoutgehalte, substraat (hard *versus* zacht substraat), diepte, hydrodynamiek, droogvalduur en sedimentsamenstelling. Daarnaast zijn ook eco-elementen aan de classificatie toegevoegd: bijv. mosselbank, oesterbank, zeegrasveld. Het ZES is hiërarchisch opgebouwd, waardoor in een waterlichaam, als alle abiotische factoren worden meegenomen, veel verschillende ecotopen kunnen worden onderscheiden. Onderzoek naar de validiteit van het stelsel, die bepaald wordt door de mate waarin verschillende ecotopen daadwerkelijk verschillende gemeenschappen herbergen, is o.a. gedaan in de Westerschelde (Wijsman, 2003; Wijnhoven et al., 2006; van Wesenbeeck, 2007) en de Oosterschelde (Wijsman, 2003), maar bijkomend onderzoek blijft noodzakelijk om tot een betere validatie te komen met eventuele aanpassing van de klassegrenzen.

In de meeste studies worden zoutgehalte en hoogteligging (of droogvalduur) aangeduid als belangrijke structurerende factoren voor de macrofauna. Het ecotopenstelsel maakt allereerst een onderscheid in brakke en zoute gebieden. Op basis van de diepte en de droogvalduur worden in het ecotopenstelsel respectievelijk het intertidaal (litoraal) en het subtidaal (sublitoraal) verder onderverdeeld in elk drie klassen. Tussen de drie klassen in het intertidaal worden verschillen gevonden in de fauna, in het subtidaal is dit niet altijd het geval. Dit laatste kan te wijten zijn aan het lage aantal monsters in de verschillende zones van het subtidaal (van Wesenbeeck, 2007 en referenties hierin). Het slibgehalte blijkt een weinig onderscheidend vermogen te hebben op het gemeenschapsniveau. In sommige studies blijken slibrijke sedimenten een groter biomassa en diversiteit te herbergen dan zandige gebieden, maar deze trends zijn vaak niet erg sterk en spelen slechts op kleine schaal een rol (van Wesenbeeck, 2007; Wijsman, 2003). Wijsman (2003) wijst erop dat het ontbreken van een duidelijke link niet wil zeggen dat de relatie niet bestaat. Bij een betere definitie van slibrijk en slibarm in het ecotopenstelsel en een meer gerichte bemonsteringsstrategie komt deze link wellicht wel naar boven (Wijsman, 2003). Uit sommige studies blijkt een effect van hydrodynamiek, met een hogere biomassa en soortenrijkdom in laagdynamische gebieden (Wijsman, 2003) maar in andere studies wordt dit effect niet terug gevonden (Wijnhoven et al., 2006). Het probleem bij het kenmerk dynamiek, is de moeilijkheid om een goede variabele te definiëren (van Wesenbeeck, 2007). Het onderscheid tussen hoog- en laagdynamisch wordt in het stelsel gemaakt op basis van lineaire stroomsnelheid, orbitaalsnelheid en strijklengte. De lineaire stroomsnelheid wordt meestal bepaald aan de hand van modellen, maar vaak zijn deze onnauwkeurig. Verder zijn het aantal *in situ* metingen meestal te laag om een goede inschatting te kunnen maken. Als alternatief voor gegevens over de hydrodynamiek worden daarom ook wel luchtfoto's gebruikt voor o.a. de kartering van megaribbels, die een maat zijn voor de krachten op de bodem.

Toekomstige monitoring

Uit de verschillende validaties van ZES die zijn gebeurd in de Ooster- en Westerschelde komt naar voor dat goed gekende parameters, zoals zoutgehalte en droogvalduur, te linken zijn met het voorkomen van gemeenschappen. Parameters die moeilijk zijn te definiëren (dynamiek, slibarm/slibrijk) of waarvan onvoldoende data beschikbaar zijn (slibgehalte) blijken daarentegen weinig beschrijvend, terwijl eerder (fundamenteel) onderzoek heeft aangetoond dat ze belangrijk kunnen zijn voor het voorkomen van gemeenschappen, zeker in het geval van slibgehalte (oa. Ysebaert et al., 2003). Verder onderzoek naar de relatie tussen bodemdieren en hun omgeving is nodig om de keuze van de klassegrenzen nader te onderbouwen en te valideren. Daarom is het aangewezen de hierboven vernoemde parameters, met name zoutgehalte, diepte/droogvalduur, sedimentsamenstelling, en hydrodynamiek, met voldoende hoge resolutie en op gepaste manier te monitoren.

De klassegrens tussen zout en brak water is vastgelegd op 18 ppt. Op basis van de huidige modellen kan een voldoende nauwkeurige inschatting van het zoutgehalte worden gemaakt.

Nauwkeurige dieptemetingen (sublitoraal) en hoogteliggingen (litoraal) zijn tegenwoordig beschikbaar dankzij vaklodingen met single en multibeam. Voor het litoraal zijn meer en meer ook hoogteliggingen beschikbaar via remote sensing (laseraltimetrie via bijv. LIDAR). Deze data kunnen op eenvoudige manier gekoppeld worden aan de bemonstersingslocaties. Vereiste is wel dat deze data op regelmatige wijze (bijv. jaarlijks) verzameld worden.

Voor de bepaling van sedimentsamenstelling is het aangewezen tijdens faunabemonsteringen standaard een sedimentmonster te verzamelen. Naast korrelgrootte kan ook chl a worden bepaald, als maat voor (benthische) primaire productie. Chl a is niet enkel van toegevoegde waarde bij de beschrijving van de ecotopen, het is ook een parameter die kan gebruikt worden bij de berekening van niveau 1 van BEQI.

De bepaling van de hydrodynamiek gebeurt op basis van onder andere de stroomsnelheid, die wordt berekend aan de hand van modellen. Deze modellen zijn echter vaak onnauwkeurig in het schatten van snelheden in ondiepe delen (van Wesenbeeck, 2007). Er zijn meer *in situ* metingen nodig om de stroomsnelheid in ondiepe en droogvallende gebieden te bepalen en om de modellen voor deze ecotopen te kalibreren en te valideren.

Nieuwe observatie- en verwerkingstechnieken, zoals remote sensing, sonar/multibeam opnames en GIS bieden heel wat mogelijkheden om (1) tot een betere classificatie van ecotopen te komen, en (2) synoptische kaarten te maken van habitats en ecotopen (zie bijv. MESH project www.searchmesh.net). Van der Wal et al. (2004, 2008) en van der Wal & Herman (2007) gebruikten optische remote sensing technieken (oa. CASI, LIDAR) en radarbeelden, aangevuld met veldobservaties, om bodemruweidheidskarakteristieken, sedimentsamenstelling en het voorkomen van microphytobenthos en bodemdieren in het litoraal van de Westerschelde aan mekaar te koppelen. In het subtidaal worden de mogelijkheden van sonar en multibeam technieken onderzocht om habitats te karteren (bijv. oesterriffen en mosselbanken, Fey et al. 2007).

Ecotopen worden binnen de BEQI momenteel enkel gebruikt op niveau 3. In de toekomst is het aangewezen om ook het areaal van de verschillende ecotopen mee te nemen in de beoordeling, m.a.w. ecotopen ook op niveau 2 mee te nemen. Hierdoor ontstaat een koppeling tussen beide niveaus.

Door de hiërarchische structuur van het ecotopenstelsel kunnen in theorie zeer veel ecotopen voorkomen in een waterlichaam. Het monitoren van al deze ecotopen is niet mogelijk en een keuze zal moeten gemaakt worden. Verschillende criteria kunnen hierbij in beschouwing genomen worden:

- areaalgrootte: neem ecotopen mee die een groot areaal vertegenwoordigen in het waterlichaam. Daar tegenover staat dat zeldzame (of zeldzaam geworden) ecotopen hierdoor niet meegenomen worden, net als bepaalde ecotopen die zich typisch op overgangen bevinden en daardoor vaak relatief klein zijn en moeilijk te bemonsteren (bijv. zout-zoet overgangen, supralittoraal). Als vanuit het beleid of omwille van aanwezige drukken (zie volgend punt) deze kleinere ecotopen toch belangrijk zijn moeten ze in de monitoring opgenomen worden.
- Respons op drukken: sommige ecotopen zullen 'gevoeliger' zijn voor bepaalde drukken dan andere. Op basis van de aanwezige drukken in een bepaald waterlichaam kan gekeken worden welke ecotopen het beste deze drukken kunnen detecteren.
- Voedselbeschikbaarheid voor hogere trofische niveaus: sommige ecotopen worden gekenmerkt door een hoge bodemdierbiomassa welke een belangrijke voedselbron is voor heel wat vogels en vissen. Deze ecotopen zijn interessant om op te nemen in de selectie, omdat er een directe link te maken is met de Natura 2000 wetgeving.

Bij de selectie moet men wel rekening houden met het feit dat de uiteindelijke keuze een representatief genoeg beeld geeft van het volledige waterlichaam. Niet alle veranderingen zijn op voorhand bekend, door zich te beperken ontstaat de kans dat toekomstige veranderingen niet gedetecteerd worden.

Voor toepassing binnen de BEQI zullen regelmatig ecotopenkaarten moeten opgesteld worden, dit zowel om bemonsteringslocaties te kunnen toewijzen aan een bepaald ecotoop, als om areaalveranderingen te kunnen bepalen. Een frequentie van om de drie jaren wordt hierbij voorgesteld.

Appendix 3: Aanbeveling optimale bemonsteringsoppervlaktes

Van Hoey et al. (2007) geven op niveau 3 voor elk ecotoop aan wat een minimale en optimale bemonsteringsoppervlakte is om een gegronde uitspraak te kunnen doen (Tabel App3.1). Deze oppervlaktes worden afgeleid op basis van de 'species-area' curves (zie 1.3.3. in dit rapport). Deze optimale oppervlakte is belangrijk om een statistisch voldoende betrouwbare uitspraak te kunnen doen over de ecologische toestand en bepaalt ook de minimale bemonsteringsinspanning die nodig is. Vanaf een bepaald aantal monsters zal een extra monster nog maar weinig bijdragen aan de nauwkeurigheid, en wordt de kost van dit ene monster t.o.v. de extra informatie die dit monster oplevert relatief gezien steeds groter. Met andere woorden de informatie over de optimale oppervlakte kan gebruikt worden om de bemonsteringsinspanning te optimaliseren.

Tabel App3.1: Bemonsteringsoppervlaktes voor de ecotopen die in van der Molen en Pot (2007) besproken worden. Een statistisch voldoende betrouwbare uitspraak kan niet gedaan worden wanneer de bemonsterde oppervlakte kleiner is dan minimaal (zie ook 1.3.3.).

		Minimaal	Aanvaardbaar	Optimaal	
Kustwater, open en polyhalien en euhalien					
	(slibhoudend) fijn zand				
		Zeeuwse kust	0.95	1.50	4.56
		Noordelijke Deltakust	0.952	1.496	4.56
Kustwater, beschut en polyhalien					
	Midden litoraal, slibrijk zand	Waddenzee	0.84	3.98	6.75
	Midden litoraal, laag dynamisch	Oosterschelde	0.453	0.905	2.665
Grote brakke tot zoute meren					
	Leefgebied -2 -6m t.o.v. NAP	Grevelingen	0.08	0.235	-
		Veerse Meer	0.24	0.555	1.17
Estuarium, matig getijverschil					
	Zout, laag-dynamisch, midden litoraal, slibrijk habitat	Westerschelde	0.23	0.65	1.26

Van Hoey et al. (2007) geven aan dat nader onderzoek nodig is om tot een gefundeerde statistische onderbouwing van de vereiste, optimale bemonsteringsoppervlaktes te komen. Dit kan door middel van een power analyse, zoals reeds aangegeven in Van Hoey et al. (2007). Voor het begrip power is het belangrijk om notie te hebben van de type beslissingsfouten die men kan maken bij het vergelijken van twee populaties, of in het geval van de BEQI het vergelijken van een referentie dataset met de dataset om de huidige toestand te beoordelen (de assessment dataset). De grens tussen een goede en matige toestand hebben we gelegd bij het 5^{de} percentiel, welke overeenkomt met het testen van een nulhypothese met een gekozen p-waarde van 0.05. Bij $p < 0.05$, dus m.a.w. wanneer de waarde van de assessment data kleiner is dan het 5^{de} percentiel, verwerpen we de nulhypothese en zeggen we dat de ecologische toestand matig is. Je kan dit ook anders formuleren, en zeggen dat er 5% kans bestaat dat we toch het verkeerde besluit nemen, m.a.w. besluiten dat er een verschil is tussen tussen de twee populaties terwijl dit verschil er niet is. Dit noemen we een type I-fout (genoteerd als α). Daarnaast bestaat er ook nog een type II-fout (genoteerd als β) wat neerkomt op het ten onrechte aanvaarden van de nulhypothese (wanneer er dus wel degelijk een verschil is). Deze fout wordt als minder ernstig beschouwd.

De kans $1 - \beta$, de kans op het terecht verwerpen van de nulhypothese, wordt de kans op onderscheiding of 'power' genoemd. De power is groter bij een grotere α , maar die staat bij de BEQI 'vast' op 0.05. De power is ook groter wanneer de alternatieve hypothese verder van de nulhypothese verwijderd is (dit hangt dus af van de grootte van het verschil dat men minstens wil aantonen). Ook is de power groter bij een grotere steekproef (aantal monsters of bemonsteringsoppervlakte). Wil men dus een geringe kans hebben om een type II-fout te maken, dan moet men de steekproef groot genoeg nemen. Hoe groot men een steekproef moet nemen om een bepaalde power te bereiken (gegeven het verschil dat men minstens wil aantonen) kan men bepalen met zogenaamde power analyse.

De bootstrap methode die de BEQI gebruikt is zeer geschikt voor schatting van de power, met de mogelijkheid om de power verkregen met verschillende schatters en/of steekproefgrootten te vergelijken. Hiermee moet het mogelijk zijn om op basis van de inschatting van de aan te tonen verandering, de standaardafwijking, en de power van het aantal monsters (bemonsteringsoppervlakte) te bepalen dat minimaal nodig is voor een betrouwbare analyse. Hier zou men dan ook nog de kosten van de bemonstering en verwerking van de monsters kunnen toevoegen, waardoor een optimalisatie van de bemonsteringsinspanning kan gebeuren.

Appendix 4: Belangrijkste soorten die bijdragen aan similariteitsindex

Binnen de BEQI-tool zal een methode worden ontwikkeld om na te gaan welke soorten verantwoordelijk zijn voor de verschuiving in de gemeenschapssamenstelling tussen de referentiesituatie en de huidige toestand. Dit dient ter ondersteuning van niveau 3 (gemeenschappen) en brengt nog meer transparantie in de BEQI maatlat. Wanneer een lage similariteit – wat gelijk staat met een hoge dissimilariteit – wordt gevonden tussen de referentie en de evaluatiedataset, kan met deze tool worden onderzocht welke soorten hiervoor verantwoordelijk zijn.

De methode is vergelijkbaar met de SIMPER (Similarity percentages) analyse van PRIMER die hieronder wordt uitgelegd. PRIMER (www.primer-e.com) is een software pakket voor de analyse van multivariate data.

In principe komt het erop neer dat de gemiddelde dissimilariteit ($\bar{\delta}$) tussen alle monsters van groep 1 (i.e. de referentie dataset) en alle monsters van groep 2 (i.e. de evaluatie dataset) wordt berekend en vervolgens de bijdrage wordt berekend van elke soort aan dit gemiddelde door disintegratie van $\bar{\delta}$. Deze bijdrage kan als percentage ten opzichte van de totale dissimilariteit worden uitgedrukt, wat de interpretatie makkelijker maakt.

De analyse is gebaseerd op de Bray-Curtis dissimilariteit δ_{jk} die voor twee monsters j en k wordt gedefinieerd als:

$$\delta_{jk} = 100 \cdot \frac{\sum_{i=1}^p |y_{ij} - y_{ik}|}{\sum_{i=1}^p (y_{ij} + y_{ik})} \quad \text{met } y = \text{dichtheid}$$

De bijdrage van species i tot de Bray-Curtis dissimilariteit ($\delta_{jk}^{(i)}$) is dan:

$$\delta_{jk}^{(i)} = 100 \cdot \frac{|y_{ij} - y_{ik}|}{\sum_{i=1}^p (y_{ij} + y_{ik})}$$

$\delta_{jk}^{(i)}$ wordt vervolgens uitgemiddeld over alle paren (j,k) , met j een monster in de groep 1 (i.e. referentiedata)

en k een monster in groep 2 (i.e. evaluatiedata), om de gemiddelde bijdrage $\bar{\delta}_i$ van de i de soort aan de overall $\bar{\delta}$ tussen de groepen 1 en 2 te berekenen. Over het algemeen zijn er verschillende combinaties van monsters (j, k) die bijdragen tot de gemiddelde dissimilariteit $\bar{\delta}_i$. Om na te gaan hoe consistent een soort bijdraagt tot $\bar{\delta}_i$

tussen alle paren van monsters van groep 1 en 2 wordt de standaarddeviatie $SD(\delta_i)$ berekend van de $\delta_{jk}^{(i)}$

waarden. Als $\bar{\delta}_i$ groot is en $SD(\delta_i)$ klein (en dus de ratio $\bar{\delta}_i / SD(\delta_i)$ groot), dan draagt soort i niet enkel bij tot de dissimilariteit tussen de monsters j en k , maar ook tot de dissimilariteit tussen de andere monsters van beide groepen. Bijgevolg verklaart deze soort een groot deel van de dissimilariteit tussen de twee groepen.

Deze berekening wordt voor elke soort uit de dataset gemaakt, waarna de procentuele bijdrage van een soort tot de dissimilariteit kan worden berekend. Daaruit kan worden afgelezen welke bijdrage een soort levert tot de totale dissimilariteit tussen de twee groepen.

Verantwoording

Rapport C076/08

Projectnummer: 439.42019.01

Verantwoording

Dit rapport is met grote zorgvuldigheid tot stand gekomen. De wetenschappelijke kwaliteit is intern getoetst door een collega-onderzoeker en het betreffende afdelingshoofd van Wageningen IMARES.

Akkoord: Johan Craeymeersch
Senior ecoloog

Handtekening:
Datum: 8 december 2008

Akkoord: Jakob Asjes
afdelingshoofd

Handtekening:
Datum: 8 december 2008

Aantal exemplaren:	10
Aantal pagina's:	73
Aantal tabellen:	16
Aantal figuren:	4
Aantal bijlagen:	4