

Natuurgrenzen in de Waddenzee: een verkenning voor beleid en beheer

N. Dankers, M.J. Baptist, C.J. Bastmeijer, A.G. Brinkman,
J. Tamis, R. Jongbloed, F.E. Fey, W.E. van Duin,
H.J. Lindeboom & C.J. Smit

Rapport C067/08



Institute for Marine Resources and Ecosystem Studies

Wageningen **IMARES**

Vestiging Texel

Opdrachtgever: P.C. de Hullu Clusterbestuur LNV-BO-EHS
Directie Kennis
Postbus 482
6710 BL Ede
Contactpersoon Sytze Braaksma, DRZ-Groningen

Publicatiedatum: 16 oktober 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.

"Any historical reference is no more than a disconcerting ghost of the past, a delusive light, not likely to be approached again, even if human impacts cease altogether".
(Reise et al 2008)

What determines the numbers of animals and plants?
(Charles Birch)

No-one is concerned when somebody removes some rivets from the wings of your plane, but at some time the wing will break off.
(Paul Ehrlich)

De conclusie: "Als men van een meeuw één veer uittrekt, kan het beest nog vliegen " is voorbarig. Men dient eerst antwoord te vinden op de volgende vragen:

- *Wat is vliegen?*
- *Hoeveel veren heeft een meeuw normaal?*
- *Hoeveel veren heeft een meeuw nodig om te vliegen?*
- *Hoeveel veren is de meeuw al kwijt?*

Pas als men een antwoord heeft op deze vier vragen kan misschien een goede conclusie getrokken worden.
(Bouwe Kuipers, 1977)

Inhoudsopgave

Inhoudsopgave	4
Samenvatting	6
1. Inleiding.....	9
2. Het begrip natuurgrenzen	10
2.1 Ontwikkeling van het begrip “natuurgrenzen”	10
2.1.1. Natuurgrenzen volgens de Cie. Meijer.....	10
2.1.2. Natuurgrenzen volgens de Raad voor de Wadden	12
2.1.3. Natuurgrenzen volgens de workshop van november 2004	13
2.1.4. Natuurgrenzen volgens de workshop van maart 2007	14
2.2. Ecologische veerkracht en herstelvermogen	14
2.3. Normal Operating Range en natuurtypen.....	15
2.3 Discussie	17
2.3.1. Lijn 1: Beleidsmatig ontwikkelde natuurgrenzen.....	18
2.3.2. Lijn 2: Natuurgrenzen gebaseerd op ecologische kennis	18
3. Uitwerking van beleidsmatig ontwikkelde natuurgrenzen.....	21
Inleiding	21
Natura 2000 instandhoudingsdoelen	21
Kaderrichtlijn Water.....	22
Gebruiksdoelen.....	23
Nadere uitwerking naar gebruiksgrenzen	24
4. Uitwerking natuurgrenzen gebaseerd op ecologische kennis	27
4.1 Kwelders	27
4.1.1. Kwantiteit	27
4.1.2. Kwaliteit	27
4.1.3. Natuurgrenzen voor kwelders	29
4.2 Droogvallende mosselbanken	30
4.3 Vogelpopulaties	38
4.3.1. Inleiding	38
4.3.2. Uitwerking voor zes vogelsoorten.....	39
4.4 Habitatype 1140, droogvallende wadplaten	45
4.4.1. Kenmerkende eigenschappen	45
4.4.2. Kwantiteit	46
4.4.3. Kwaliteit	48
5. De juridische haalbaarheid van natuurgrenzen in de Waddenzee.....	52

5.1	Inleiding	52
5.2	Implementatie van Natura 2000: landelijke en gebiedsdoelen	52
5.3	Ecologische dynamiek en juridische flexibiliteit: de focus op een gebiedsgerichte bescherming	53
5.4	Aansluiting concept natuurgrenzen – Natura 2000-regime	54
5.4.1	Het Natura 2000 regime nader bezien	54
5.4.2	Nut en noodzaak van natuurgrenzen en gebruiksgrenzen voor de implementatie van Natura 2000	56
5.4.3	Natuurgrenzen als basis voor lastenverlichting?	58
5.4.4	Het belang van heldere instandhoudingsdoelstellingen	59
5.5	Waddenzee als ‘wildernis’ en het stellen van grenzen aan menselijk mede-gebruik	59
5.5.1	Het begrip ‘wildernis’	59
5.5.2	Wildernisbescherming in het Waddengebied en de relatie met Natura 2000	60
5.5.4	De toepasbaarheid van natuurgrenzen bij wildernisbescherming	61
5.6.	Conclusies	62
6.	Discussie	64
6.1	Introductie	64
6.2	Definitie natuurgrenzen en gebruiksgrenzen	65
6.3	Vaststellen van doelen; de normatieve methode	66
7.	Conclusies	69
8.	Kwaliteitsborging	72
9.	Referenties	73
	Verantwoording	77
	Bijlagen	78
	Normatieve inschaling van gebruiksfuncties	78
	Inventarisatie natuurbeschermingsdoelen	87
	Verslag overleg Natuurgrenzen - Natuurwetenschappers	103
	Essays t.b.v specialistenworkshop 1 nov. 2004	105
	Overige vergelijkbare begrippen voor Natuurgrenzen	123

Samenvatting

Het begrip **natuurgrenzen** wordt de laatste jaren regelmatig gebruikt in het kader van beleidsontwikkeling. In de praktijk blijkt dat het niet eenvoudig is om het begrip zodanig inhoud te geven dat vergunningverlening er op gebaseerd kan worden. De Cie. Meijer en de Raad voor de Wadden zijn eerder al uitgebreid ingegaan op het begrip, en hebben suggesties gegeven over het gebruik ervan. Het bleek dat door verschillende instanties een verschillende definitie aangehouden werd, en dat er verwarring en overlap was met het begrip **gebruiksgrens** en soms ook met andere eraan gelieerde begrippen.

In deze rapportage worden die verschillende begrippen als volgt gedefinieerd:

De natuurgrens is de limietwaarde voor kenmerkende (omgevings)variabelen waardoor een bepaald natuurtype nog net aan de definitie voor dat type voldoet. Overschrijding van de natuurgrens leidt tot wezenlijke aantasting van een natuurtype.

De gebruiksgrens is de beleidsmatige vastgestelde limietwaarde voor een activiteit waardoor de kenmerkende (omgevings)variabelen van een natuurtype niet dusdanig worden aangetast dat een natuurgrens wordt overschreden. Overschrijding van de gebruiksgrens leidt mogelijk tot aantasting van een natuurtype.

Geconcludeerd wordt dat er wel degelijk natuurgrenzen bestaan, maar voor het vaststellen daarvan is het noodzakelijk eerst goed te definiëren over welk type natuur we het hebben. Daarom wordt de term **natuurtype** geïntroduceerd. Zo'n duidelijk (kwantitatief en kwalitatief) beschreven type kan een verscheidenheid aan verschijningsvormen hebben binnen een bepaalde range. Die range wordt Normal Operating Range (NOR) genoemd. Als het type zich ontwikkelt, of door een externe invloed zodanig beïnvloed wordt, dat het zich buiten die range begeeft en dan dus tot een ander natuurtype gerekend moet worden, dan is de natuurgrens voor dat type overschreden. Om dat te voorkomen worden dikwijls grenzen gesteld aan de grootte van een menselijke activiteit en dat wordt dan een gebruiksgrens genoemd.

De Waddenzee wordt gekenmerkt door grote verschillen, zowel in ruimte als in tijd. Ruimtelijk gezien is er een patroon van geulen en platen met zeer verschillende eigenschappen. Op die platen en in de geulen zijn ook weer verschillende ecotopen herkenbaar. Die ruimtelijke schakering kan ook in de tijd variëren. Herkenbare ecotopen zoals mosselbanken, zeegrasvelden en kweldervegetaties kunnen op bepaalde plekken, al dan niet tijdelijk, verdwijnen en op ander plekken ontstaan. Daarnaast kunnen populaties van organismen sterk fluctueren wat betreft aantallen en leeftijdsopbouw. Organismen uit een vergelijkbare niche kunnen zich verschillend ontwikkelen. Zo kunnen bepaalde soorten filtreerders afnemen terwijl anderen in dezelfde periode toenemen. Deze ontwikkelingen zijn dikwijls gevolg van toeval, zoals het optreden van broedval op de juiste plaats en tijd.

Dit soort onzekerheden is inherent aan ecologische systemen en maakt voorspellen van de toekomst en invloed van (andere) externe factoren op toekomstige ontwikkelingen moeilijk. Vooral als systemen beïnvloed worden door verschillende factoren die soms tegengesteld werken is het nagenoeg onmogelijk om vaste grenzen te stellen voor activiteiten omdat die onder verschillende omstandigheden op verschillende niveaus zullen liggen.

De vraag of die "natuurgrens", of de maximale mate van beïnvloeding "de gebruiksgrens", bepaald kan worden is daarom moeilijk te beantwoorden. In enkele gevallen is het mogelijk. Voorbeelden zijn de hoeveelheid voedsel die aanwezig moet zijn voor een bepaalde hoeveelheid vogels of de maximale bodemdaling die nog bijgehouden kan worden door natuurlijke sedimentatieprocessen. Zoals eerder gesteld wordt de toestand van een habitatype of een populatie dikwijls echter bepaald door een veelheid van invloeden. Zo kan een kweldertype dat bij een bepaalde overstromingsfrequentie hoort een bepaalde mate van zeespiegelstijging of bodemdaling accommoderen omdat er met elke overstroming slib wordt aangevoerd. Toch kan het type onder die omstandigheden ook veranderen in een type dat kenmerkend is voor een andere overstromingsfrequentie. Dit kan te maken hebben met begrazingsintensiteit of minder goede of juist versterkte ontwatering. Ook wat betreft ecotopen als mosselbanken en "habitats" als droogvallende wadplaten is het duidelijk dat het vaststellen van gebruiksgrenzen voor een bepaalde activiteit moeilijk is omdat andere niet beïnvloedde of beïnvloedbare variabelen het systeem in de rand van de NOR of zelfs daaroverheen kunnen drukken. Daarmee zou dan het

“natuurtype” kunnen veranderen in een ander type en wordt de natuurgrens overschreden terwijl de effecten van de gebruiker binnen de gebruiksgrens blijven. Dit zal vooral spelen als een systeem zich al aan de rand van de NOR bevindt, en het al dan niet overschrijden van de grens is dan dus ook afhankelijk van de huidige toestand, en van onvoorspelbare toekomstige ontwikkelingen die het systeem in een bepaalde richting sturen.

Kennis over natuurgrenzen – zoals eerder gedefinieerd (dus niet te verwarren met gebruiksgrenzen) – is in feite een impliciet vereiste om het Natura 2000 regime goed te laten functioneren: de sterk gebiedsgerichte benadering, de sterke focus op bepaalde soorten en habitattypen en de striktheid van de juridische verplichtingen maken het noodzakelijk dat zoveel mogelijk kennis wordt verkregen over de essentiële variabelen voor deze specifieke waarden en de factoren waardoor die variabelen kunnen worden beïnvloed (menselijke als ook natuurlijke factoren).

Over het al dan niet toelaatbaar zijn van een bepaalde activiteit, en dus het stellen van een gebruiksgrens, zal altijd enige onzekerheid bestaan en blijft “best professional judgement” nodig. Hierbij wordt dus een subjectief element geïntroduceerd. Vanwege onzekerheden bij het bepalen van significantie van effecten is het moeilijk om exacte grenzen te bepalen, onder andere door het onvoorspelbare gedrag van complexe systemen. Het is bij besluiten gebaseerd op Best Professional Judgement en “calculated guesses” wel belangrijk de ontwikkeling goed te monitoren zodat ingegrepen kan worden indien de ontwikkeling afwijkt van de verwachting. Het maakt de zaak eenvoudiger als de activiteit in een deel van een gebied plaatsvindt, zodat de monitoring zich kan richten op een “gestoord” en “ongestoord” deelgebied. Indien plannen gericht zijn op activiteiten die gebiedsdekkend zijn, en de onzekerheid groot over effecten die bepaalde natuurgrenzen kunnen overschrijden, dan kan gepoogd worden aanzienlijk delen te vrijwaren van de activiteit tot op grond van monitoring meer zekerheid is verkregen over de effecten en de toelaatbaarheid daarvan in het kader van wetten en richtlijnen.

In zo’n geval is het wellicht juridisch haalbaar de activiteit het voordeel van de twijfel te gunnen.

Het is wel belangrijk dat de na te streven natuurdoelen (het natuurtype) duidelijk en zo mogelijk kwantitatief beschreven zijn, inclusief de grenzen waarbuiten het niet meer als dat specifieke type geïnclassificeerd wordt, en dat de specialisten inzicht hebben in de belangrijkste factoren die dat type beïnvloeden. Daarvoor worden de volgende stappen voorgesteld:

- 1. Definieer en kwantificeer het “natuurtype”, de kwalificerende variabelen en de natuurlijke omgevingsvariabelen en processen die ten grondslag liggen aan het functioneren van het natuurtype.**
- 2. Bepaal de grenzen van externe beïnvloeding die het type zodanig veranderen dat het buiten de definitie gaat vallen (de uiterste gebruiksgrenzen).**
- 3. Bepaal de beleidsmatige limieten voor activiteiten van gebruikers (de beleidsmatig haalbare gebruiksgrenzen) zodat de kenmerkende (omgevings)variabelen van een natuurtype met zekerheid niet worden aangetast. Deze gebruiksgrenzen zijn in tijd en ruimte gedefinieerd.**
- 4. Definieer te monitoren parameters.**
- 5. Stel de in tijd en ruimte flexibele gebruiksgrenzen voor activiteiten vast door vergelijking tussen de gemeten systeemwaarden en de vastgestelde grenswaarden, met inachtneming van de systeemdynamiek (adaptief management).**

1. Inleiding

Door de minister van LNV is aan IMARES gevraagd te adviseren over de toepasbaarheid van de natuurgrenzen-systematiek. Dit document beschrijft de achtergrond en huidige stand van kennis over *natuurgrenzen*. Het citeert een aantal studies waarin nader onderzoek is gedaan naar deze nieuwe systematiek, geeft voorbeelden waar verschillende benaderingen getoetst worden voor zowel soorten als habitats, belicht de juridische implicaties en dient hiermee als basis voor eventueel verder onderzoek.

Het is uitdrukkelijk niet de bedoeling van deze studie om weer een nieuw begrip te introduceren of een afwijkende definitie te ontwikkelen. Termen als natuurgrens en later te noemen “natuurtype” moeten passen binnen de bestaande begrippenkaders, en eventueel alleen nader gedefinieerd worden als de bestaande begrippen onduidelijk of in verschillende gremia verschillend gedefinieerd worden.

De begrippen en definities moeten dus passen binnen richtlijnen zoals VHR en NB-wet. Nadere definiëring moet tot doel hebben dat ze bijdragen aan het vereenvoudigen van stappenplannen zoals ontwikkeld binnen VHR, PKB en Passende Beoordeling. Door meer duidelijkheid en consistentie is het wellicht mogelijk regelgeving en vergunningverlening te vergemakkelijken zodat geen Passende Beoordeling meer vereist wordt voor elk afzonderlijk (gelijksoortig) project, en dat duidelijker wordt waar de grenzen voor effecten liggen waar bij overschrijding gesproken wordt van significante effecten. Het blijft belangrijk om ook in deze gevallen een goede “boekhouding” bij te houden zodat rekening gehouden kan worden met cumulatie.

Het vaststellen van zo’n grens is niet eenvoudig. Hij kan gebaseerd zijn op louter politieke afwegingen, al dan niet gebaseerd op ecologische kennis, en op zuiver ecologische kennis over grenswaarden, omslagpunten en populatiedynamische minimumwaarden. Daarnaast is het de vraag of het accepteren van een aantasting in overeenstemming is met wettelijke regelingen voor natuurreservaten en beschermde soorten.

2. Het begrip natuurgrenzen

2.1 Ontwikkeling van het begrip “natuurgrenzen”

In de jaren 80 en 90 werd in de beleidsontwikkeling voor de Waddenzee uitgegaan van begrippen als multifunctioneel gebruik, duurzaamheid, “guiding principle” ofwel hoofddoelstelling en natuurvisies. De verschillende begrippenkaders werden door elkaar gebruikt en niet altijd goed gedefinieerd. Er bestond behoefte om verschillende activiteiten tegen elkaar af te wegen, zowel wat betreft ecologische effecten als wat betreft (sociaal)-economische opbrengsten. Verschillende methoden zijn ontwikkeld om ecologische effecten in geld uit te drukken, maar geen ervan leidde tot voldoende bruikbare resultaten in het waddenbeleid. Toen is het idee geopperd om ecologische effecten uit te drukken in ecologische waarden, en economische in geld of arbeidsplaatsen. Zo konden effecten van schelpdiervisserij, recreatieverstorend, bodemdaling door gaswinning etc. vertaald worden in voedselvoorziening en uiteindelijk overleving of aantallen vogels, en de opbrengsten in geld. Daardoor werd beleidsmatige afweging een stuk eenvoudiger. Wel bleef het probleem dat negatieve ecologische effecten met moeite geaccepteerd werden. Er is toen voorgesteld bepaalde limieten te stellen tot waar een ecosysteem in een multifunctionele omgeving aangetast zou mogen worden. Dat is dus een politiek besluit. Dat “quotum” zou ook uitgedrukt moeten worden in een ecologische waarde zoals verlies van foerageertijd, afname van een populatie en dergelijke. Indien afgezet tegen een referentiewaarde, bijvoorbeeld een langjarig gemiddelde in een ongestoorde situatie, ontstaat zodoende een **natuurgebruiksruimte** die de verschillende stakeholders onder elkaar kunnen verdelen. De door de politiek vastgestelde grens tot waar het systeem aangetast zou mogen worden werd de **natuurgrens** genoemd. Dat dit dus eigenlijk een **gebruiksgrens** is wordt later in dit rapport uitgewerkt.

Een formele aanzet tot gebruik van natuurgrenzen schreef de Raad voor de Wadden in 2001, in een conceptadvies gericht aan de staatssecretaris van LNV over *natuurdoelen, beslisregels en gebruikswaarden*. Drie jaar later organiseerde LNV op 1 november 2004 een workshop *Natuur- en Landschapsgrenzen*. Hieruit is o.a. een aantal essays voortgekomen over de kennis en de interpretatie van deze grenzen. Deze essays zijn nooit onder de aandacht van een breder publiek gebracht en daarom, voor zover beschikbaar gesteld, opgenomen als bijlage IV-1 t/m IV-5 bij deze rapportage.

In een advies aan de regering geeft de Adviesgroep voor het Waddenzeebeleid (ook wel de Commissie Meijer genoemd) in het rapport “Ruimte voor de Wadden” (2004) een voorstel voor gebruik van **natuurgrenzen**. Dat rapport is een belangrijke basis voor de verdere uitwerking van het concept.

Kort hierop volgde de Raad voor de Wadden op 29 november een advies uit over (o.a.) natuur- en landschapsgrenzen (Advies 2004/06 Raad voor de Wadden). De Raad adviseert om bij de definiëring van de natuurgrenzen van activiteiten een prominente rol toe te kennen aan de eisen van de Vogel- en Habitatrichtlijn. In een volgend advies van de Raad voor de Wadden van 27 juni 2007 is een advies uitgebracht over toepassingsmogelijkheden voor natuurgrenzen: “Natuurgrenzen voor dagelijks gebruik”. In dit rapport is het begrip natuurgrenzen nader uitgewerkt in ecologische en economische termen en zijn juridische randvoorwaarden en mogelijkheden beschreven. De Raad geeft verschillende adviezen over het gebruik van natuurgrenzen in beleid en regelgeving.

2.1.1. Natuurgrenzen volgens de Cie. Meijer

De Adviesgroep voor het Waddenzeebeleid (Cie. Meijer), introduceert in haar rapport “Ruimte voor de Wadden” in 2004 een nieuw beleidskader voor natuurbescherming en –ontwikkeling in de Waddenzee. Er wordt voorgesteld per activiteit aan te geven in hoeverre kernprocessen beïnvloed worden, en te bepalen waar de grens van het herstelvermogen ligt. Als voorbeelden worden kokkelvisserij, mosselvisserij en gaswinning uitgewerkt. Er wordt geen echte definitie van natuurgrenzen gegeven, maar op blz. 30 van hun rapport wordt min of meer de volgende definitie ontwikkeld:

“Een stelsel van strikte en gelijksoortige grenswaarden voor de belangrijkste natuurparameters, waarover wetenschappelijke consensus bestaat dat als deze grenswaarden niet worden overschreden, de natuurlijke processen in de Waddenzee ongestoord verlopen”.

Natuurgrenzen vooraf bepalen, monitoring tijdens de uitvoering

Zo'n stelsel van grenswaarden zou dan algemeen geldig moeten zijn voor de gehele Waddenzee, voor alle typen van activiteiten. Een dergelijke aanpak garandeert dat de natuur voorrang heeft, en daarnaast weten de initiatiefnemers van activiteiten precies waar ze aan toe zijn. Indien er meerdere claims zijn kan de aldus gedefinieerde 'natuurgebruiksruimte' worden verhandeld, vergelijkbaar aan het idee van verhandelbare emissierechten.

Voorlopig moet dit model nog worden gezien als streefbeeld: het is nog niet mogelijk een compleet algemeen geldig beleidskader op deze wijze te ontwerpen. De wetenschappelijke kennis is nog niet ver genoeg ontwikkeld om een zeer complex ecosysteem in al zijn aspecten te doorgronden. Daarnaast is zoals gezegd de dynamiek enorm groot, wat betekent dat de grenswaarden permanent naar tijd en plaats zouden moeten worden gedifferentieerd.

Meijer, W. *et al.* (2004). Ruimte voor de Wadden, p. 30.

Een concrete uitwerking van een dergelijke natuurgrens is gegeven in een vergelijking op p. 40 voor de hoeveelheid kokkels die gereserveerd moet worden als voedsel voor Scholeksters. In de eindversie van het rapport ontbreekt een min-teken. De correcte vergelijking is deze:

$$R_{kukkels} = \left((A_{scholeksters} + 0,25A_{scholeksters}) - \left(\frac{O_{mosselbanken}}{8000} A_{scholeksters} \right) \right) * 200$$

$R_{kukkels}$ is de hoeveelheid, voor het begin van het visseizoen, te reserveren kokkels in kilo's vleesgewicht;

$A_{scholeksters}$ is het aantal Scholeksters dat is geteld in de winter voor het visseizoen;

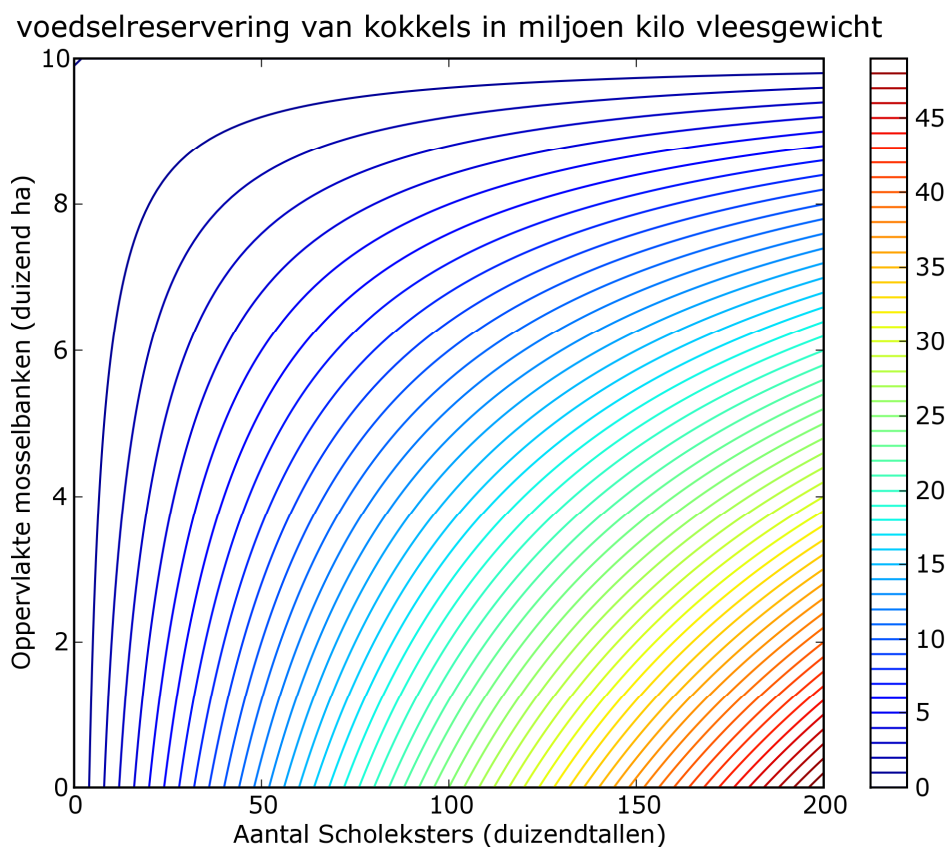
$0,25 * A_{scholeksters}$ is extra reservering om groei van de scholeksterpopulatie mogelijk te maken (de 0,25 is gebaseerd op de maximale jaarlijkse toename uit de laatste 30 jaar);

$O_{mosselbanken}$ is het oppervlak aan litorale mosselbanken in hectares (de 8000 komt uit het EVA-II onderzoek waarin gesteld is dat bij 400 ha. mosselbanken de kokkelreservering kan halveren);

200 is de voedselreservering per scholekster in kg. kokkel vleesgewicht.

Een dergelijke formule geeft een natuurgrens voor het aantal kilo's kokkelvlees als functie van twee variabelen: Scholeksters en mosselbanken. De vergelijking bestaat uit twee delen. Het betreft enerzijds de hoeveelheid getelde Scholeksters (plus een marge) die moet overleven op kokkelvlees en waarvoor per Scholekster 200 kg kokkelvlees nodig is, maar hier wordt anderzijds van afgetrokken het aantal getelde Scholeksters dat kan foerageren op mosselbanken als alternatieve voedselbron. De uitkomst van de berekening met de formule is weergegeven in Fig 2.1

Het gaat in dit voorbeeld dus om een natuurgrens die gebaseerd is op een 1 op 1 relatie (voedsel en overleving). Andere factoren die een positieve, negatieve of synergistische invloed hebben op de vogelaantallen worden dus niet meegenomen.



Figuur 2.1. Voedselreservering van kokkels als functie van het aantal getelde Scholeksters en de aanwezige oppervlakte mosselbanken. De legenda rechts is de legenda waarbij de kleur de voedselreservering geeft

2.1.2. Natuurgrenzen volgens de Raad voor de Wadden

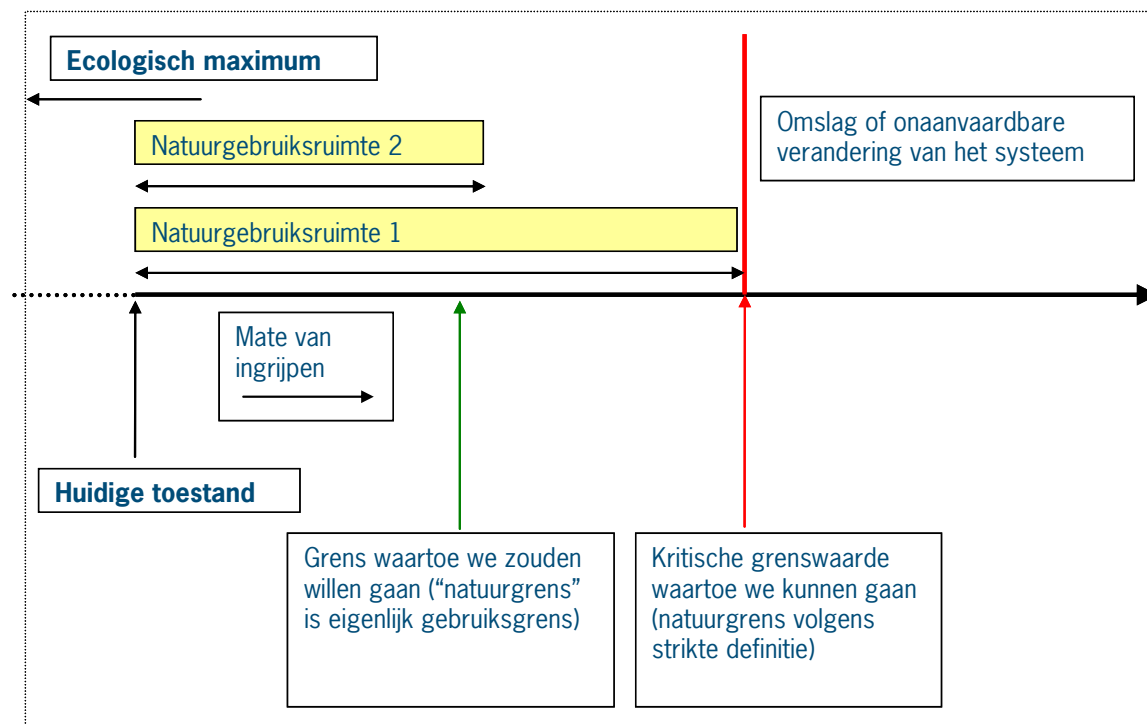
Op 27 juni 2007 heeft de Raad voor de Wadden een advies (Advies 2007/03) uitgebracht over toepassingsmogelijkheden voor natuurgrenzen. Swart en Van der Windt (Bijlage 2 RvdW rapport) brengen de “definitie” van Meijer terug tot een die gericht is op de effecten van een specifieke activiteit:

“Een aan een specifieke menselijke activiteit verbonden stelsel van grenswaarden voor de belangrijkste natuurparameters, waarover wetenschappelijke consensus bestaat dat als deze grenswaarden niet worden overschreden, de natuurlijke processen in de Waddenzee ongestoord verlopen”.

Hier is dus sprake van een iets gewijzigde definitie, namelijk een definitie van een “**gebruiksgrens**” waarbij de grootte van het effect wordt afgemeten aan de hand van natuurparameters. De ruimte tot aan die grens wordt gebruiksruimte genoemd. De vraag wordt wel gesteld of deze helemaal ingevuld moet worden. Activiteiten met effecten binnen de gebruiksruimte zouden voor ondernemers meer duidelijkheid bieden voor mogelijke vergunningverlening.

LNv moet volgens de Raad duidelijke streefbeelden ontwikkelen zodat die richtinggevend kunnen zijn voor de vaststelling van natuurgrenzen (lees: grenzen aan gebruik). De Raad concludeert dat er in feite sprake moet zijn van gebruiksgrenzen die maatschappelijk overeengekomen zijn, en waarvan de effecten liggen tussen een minimaal vereiste ecologische ondergrens (het niveau waarop onomkeerbare veranderingen optreden), en de ecologische bovengrens (maximale draagkracht van het systeem voor wat betreft populatiegrootte van soorten).

In een figuur geven Swart en Van der Windt twee percepties op natuurgrenzen. Als de figuur enigszins aangepast wordt (fig 2.2) geeft deze een voorbeeld van twee niveaus van natuurgebruiksruimte (en dus twee natuurgrenzen). Dit is een verdere inperking van de twee grenzen (ecologische onder en bovengrens zoals genoemd door de RvdW. De pijlen bij Natuurgebruiksruimte 1 en 2 geven respectievelijk aan tot waar we zouden willen gaan (politek maatschappelijk streefbeeld), en de maximale ruimte waarbinnen het systeem nog net in stand blijft. Hierop wordt later (sectie 2.3) nog nader ingegaan.



Figuur 2.2. Relatie tussen begrippen natuurgebruiksruimte en natuurgrenzen (naar Swart en van der Windt 2007)

In het advies van 2007 heeft de Raad voor de Wadden ook geïnventariseerd welke soortgelijke begrippen voor natuurgrenzen internationaal worden gehanteerd, zie Bijlage V.

2.1.3. Natuurgrenzen volgens de workshop van november 2004

Op 1 november 2004 heeft een workshop plaatsgevonden over natuurgrenzen, georganiseerd door EC-LNV. Van de workshop is een intern verslag verschenen (Wiersinga, 2004). De beschikbare essays zijn in bijlage IV opgenomen.

Uit het verslag van de workshop kan het volgende worden afgeleid.

Het doel van de Cie. Meijer was om effecten en inpasbaarheid van activiteiten op consistente wijze gelijkwaardig te beoordelen en te behandelen. De effecten van activiteiten zouden in eerste instantie beoordeeld moeten worden op aantasting van ecologische kernprocessen en daarmee natuurwaarden. Aan de experts werd gevraagd het begrip "natuurgrenzen" te definiëren, en de relatie te leggen met begrippen als draagkracht en veerkracht. Wat weten we van natuurgrenzen, en wat zouden de natuurgrenzen voor bepaalde menselijke activiteiten moeten zijn.

Hier werd onduidelijkheid gezaaid over de invulling van het begrip "natuurgrens" door over te springen van natuur(lijke)grenzen naar gebruiksgrenzen.

Een van de conclusies uit de workshop was dat er bij beïnvloeding sprake is van geleidelijke veranderingen; met meer druk is er een groter effect. Op zo'n schaal van minimaal naar groot effect is elke grens een arbitraire keuze. De daarop volgende discussie mondde uit in de conclusie dat "natuurgrenzen" (bedoeld wordt dus "gebruiksgrenzen") een politieke keuze zijn over wat aanvaardbaar wordt geacht, en over het algemeen niet uit de natuurwetenschappen kunnen worden afgeleid. Ook werd geconcludeerd dat er voorbeelden van systeemverandering zijn waarbij het systeem zich niet in een bepaalde toestand kan handhaven. Daar wordt de grens dus aangegeven door een waarde van een of meer specifieke kenmerken van het systeem. Bij zo'n benadering is het dus essentieel dat het systeem goed beschreven is op basis van deze specifieke kenmerken, en dat het systeem in een andere toestand verandert als deze waarden overschreden worden. Zo'n zeer duidelijk zowel kwalitatief als kwantitatief beschreven systeem zou men een **"natuurtype"** kunnen noemen. Op deze term en het gebruik in dit kader zal later dieper worden ingegaan.

Wim Wolff gaf de suggestie om het begrip Normal Operating Range (NOR) zoals ontwikkeld door Kees Kersting verder uit te werken en de normaal te achten variaties van het systeem te beschrijven. Dit begrip wordt in sectie 2.2.4 nader uitgelegd. Als veranderingen buiten dit multidimensionale gebied zouden komen, d.w.z. buiten de definitie van het "natuurtype", zou op grond van een maatschappelijk debat besloten kunnen worden wanneer we een dergelijke situatie niet meer acceptabel vinden. Er werd erkend dat verschillende typen invloeden op verschillende kenmerken inwerken met verschillende tijd- en ruimteschalen. Bij het vaststellen van gebruiksräume voor verschillende stakeholders is het daarom belangrijk om ingrepen in elk geval in vergelijkbare effecten uit te drukken. Daarna is het mogelijk om per gebruiksgroep of gebruiker de maximale invloed af te bakenen, en een gebruiksgrens te stellen. Het is ook belangrijk "gebruiksdoelen" zo goed mogelijk te definiëren. Doelen die vanuit natuurbeheer of -bescherming gesteld worden moeten zo goed mogelijk als "natuurtypen" beschreven en gekwantificeerd worden. In veel gevallen kan een gebruiksfunctie niet op een kwantitatieve schaal als "natuurtype" gedefinieerd worden. Voor veel gebruiksfuncties biedt de benadering volgens "normatieve inschaling", zoals door Han Lindeboom ontwikkeld is, wellicht aanknopingspunten. Ook hierop wordt later verder ingegaan.

Conclusie van de workshop:

"Het is aan de politiek om op maatlaten voor diverse parameters "grenzen" aan te geven die als "natuurgrenzen" dienen."

2.1.4. Natuurgrenzen volgens de workshop van maart 2007

Op 7 maart 2007 werd in Leeuwarden een workshop gehouden als voorbereiding en onderdeel van een door de Raad voor de Wadden uit te brengen advies over mogelijke toepassing van het begrip "natuurgrenzen". Er werd niet tot een eenduidige definitie besloten, maar de discussies gaven meer een inleiding tot het begrip, het doel, de mogelijkheden in tegenstelling tot starre verboden en een aantal criteria (eisen) waaraan de natuurgrenzen moeten voldoen. Er wordt duidelijk niet gedacht aan strakke vastliggende grenzen die alleen op wetenschappelijke (ecologische) uitgangspunten zijn gebaseerd.

2.2. Ecologische veerkracht en herstelvermogen

Het begrip "ecologische veerkracht" en de mogelijkheid van een ecosysteem om na verstoring terug te keren tot een bepaalde evenwichtssituatie is reeds lang onderwerp van ecologische theorievorming en onderzoek. In de jaren '70 en '80 was het aquatisch onderzoek van het RIN gebaseerd op het thema "Evenwicht – Storing – Herstel".

Holling (1973) gaf met zijn publicatie over "Resilience and Stability of Ecological Systems" een duidelijke aanzet tot deze aanpak. Er waren duidelijke aanwijzingen dat ecosystemen, ecotopen of populaties streven naar een evenwichtssituatie, en dat na verstoring herstel optreedt. Dit werd "Domain of Attraction" genoemd. Beheersmaatregelen om herstel na verstoring te bereiken waren over het algemeen niet nodig. Het was echter ook duidelijk dat na het overschrijden van een bepaalde grens het systeem in een andere, ook stabiele en zichzelf in stand houdende situatie kon belanden. Om terug te keren naar de oorspronkelijke toestand moet in eerst instantie de versturende oorzaak worden weggenomen, maar daarnaast zijn ook extra, en veelal ingrijpende (beheers)maatregelen nodig om weer in het domein van de oorspronkelijke stabiele situatie te geraken. Over dit fenomeen is veel gepubliceerd (zie oa. Ludwig et al. 1997, Scheffer et al 2001, Scheffer & Carpenter 2003, Folke et al 2004). Door Ludwig et al. (1997) wordt aangegeven dat op theoretische gronden geconcludeerd kan worden dat een langzame terugkeer naar een equilibrium er op wijst dat het systeem zich gevaarlijk dicht bij een omslagpunt bevindt, of dat er maar zwakke terugkoppelingsmechanismen werkzaam zijn. Door Van Nes &

Scheffer (2007) wordt dit onderwerp verder uitgediept en wordt geconcludeerd dat relatief langzaam herstel naar een “normale” situatie een waarschuwing is dat een “natuurgrens” genaderd wordt. Men zou kunnen stellen dat de veerkracht of “resilience” afneemt als de “natuurgrens” benaderd wordt.

Het verschuiven of verspringen van een bepaalde toestand (natuurtype) naar een andere toestand (een ander natuurtype) onder invloed van een bepaalde ingreep of invloed is dikwijls aangetoond (zie o.a. Scheffer et al. 2001). Interessant is het voorbeeld uit Folke et al. (2004) weergegeven in figuur 2.3. Het is een voorbeeld uit een tropische zee met koraalrif. Het blijkt dat bij twee verschillende invloeden een overgang naar een ander “domain” kan ontstaan terwijl dat op grond van de invloed van slechts één factor niet verwacht zou worden. Dat betekent dat het voorspellen van “natuurgrenzen” in situaties waar meerdere, en soms onbekende, beïnvloedingsfactoren aanwezig zijn, moeilijk, zo niet onmogelijk is. Het is dus denkbaar dat een systeem omkapt en in een alternatieve, ook stabiele, staat terechtkomt waaruit herstel naar de oude situatie moeilijk is terwijl men op grond van kennis van slechts enkele beïnvloedingsfactoren denkt dat men nog ver verwijderd is van de “natuurgrens” voor dat natuurtype.

Scheffer et al. (2001) concluderen dat verlies aan veerkracht zoveel mogelijk voorkomen moet worden om dit soort regime-shifts te voorkomen. Als er van uitgegaan wordt dat veerkrachtverlies optreedt langs elke as van een beïnvloedingsfactor betekent dit dat bij het bepalen van natuurgrenzen ruime veiligheidsmarges in acht genomen moeten worden.

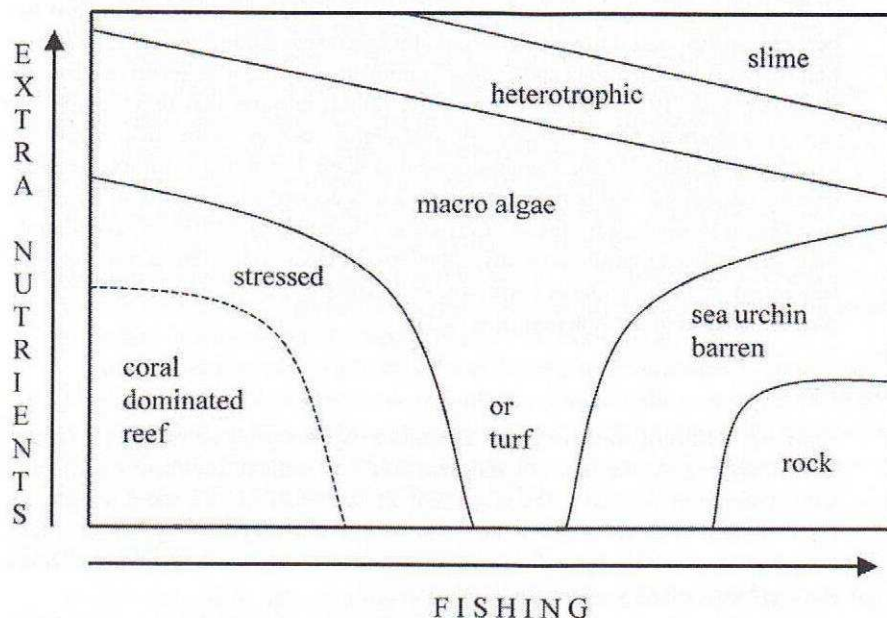


Figure 1 Effects of eutrophication and fishing and observed shifts between states in coral reefs (modified from Bellwood et al. 2004).

Figuur 2.3 Verandering van natuurtype onder invloed van twee verschillende factoren. (overgenomen uit Folke et al. 2004)

2.3. Normal Operating Range en natuurtypen

Onder andere beïnvloedt door het begrip resilience en Holling's domain of attraction werd door Kersting (1984) het begrip “Normal Operating Range” (NOR) geïntroduceerd. Uit zijn experimenten met zeer simpele micro-ecosystemen bleek dat de hoeveelheden algen en filtreerders onvoorspelbaar fluctueerden, maar wel binnen bepaalde grenzen. Er was echter geen sterk verband tussen hoeveelheid algen en hoeveelheid filtreerders. Zo kon het systeem veel algen en weinig filtreerders bevatten, en andersom. Voor het definiëren van natuurtypen en het bepalen van natuurgrenzen voor zo'n type is de NOR wellicht een bruikbaar concept (zie ook Wolff 2005 Essay in LNV-workshop natuurgrenzen).

In figuur 2.4 is een voorbeeld gegeven van de NOR van een drietal “natuurtypen” die gekarakteriseerd worden door variabelen op een tweetal assen. Hierbij wordt benadrukt dat de assen een bepaalde toestand weergeven, en niet een invloed. In algemene termen; stel, we hebben natuurtype rood. De variabelen A en B zullen bijna altijd een waarde hebben ergens binnen het ovaal, en het type wordt op een bepaald moment in tijd (en evt ruimte) gekarakteriseerd door een punt. Als een factor van buiten af de waarde van een van de variabelen zodanig beïnvloedt dat het punt in het gebied van het gestippelde ovaal komt zal een terugkoppelingsmechanisme er voor zorgen dat, evt. na het stoppen van de beïnvloedingsfactor, het systeem zich weer herstelt. In sommige gevallen echter is er ook een kans dat het systeem zich ontwikkelt in een ander, al dan niet gewaardeerd type. Bij de overgang van gestippeld rood naar zwart is dat zelfs zeker.

Ook verschuivingen binnen een ovaal kunnen uiteindelijk wel ongewenste effecten hebben. Stel dat een activiteit variabele B één eenheid naar rechts schuift. Het maakt dan uit op welk moment dat gebeurt. Als variabele B zich op dat moment links in het ovaal bevindt is er geen ernstig (langdurig) effect op het natuurtype, maar als B al een waarde heeft aan de rechterkant dan is het mogelijk dat de sprong naar een ander type gemaakt wordt. Ook moet rekening worden gehouden met het feit dat de waarden, hoewel ze zich normaal gesproken stochastisch binnen het ovaal bewegen, toch afhankelijk zijn van de waarde in een eerder stadium. Activiteiten die de waarde regelmatig naar een bepaalde kant van de ovaal sturen zouden statistisch gezien toch invloed kunnen hebben op de kans dat een natuurtype veranderd in een ander type.

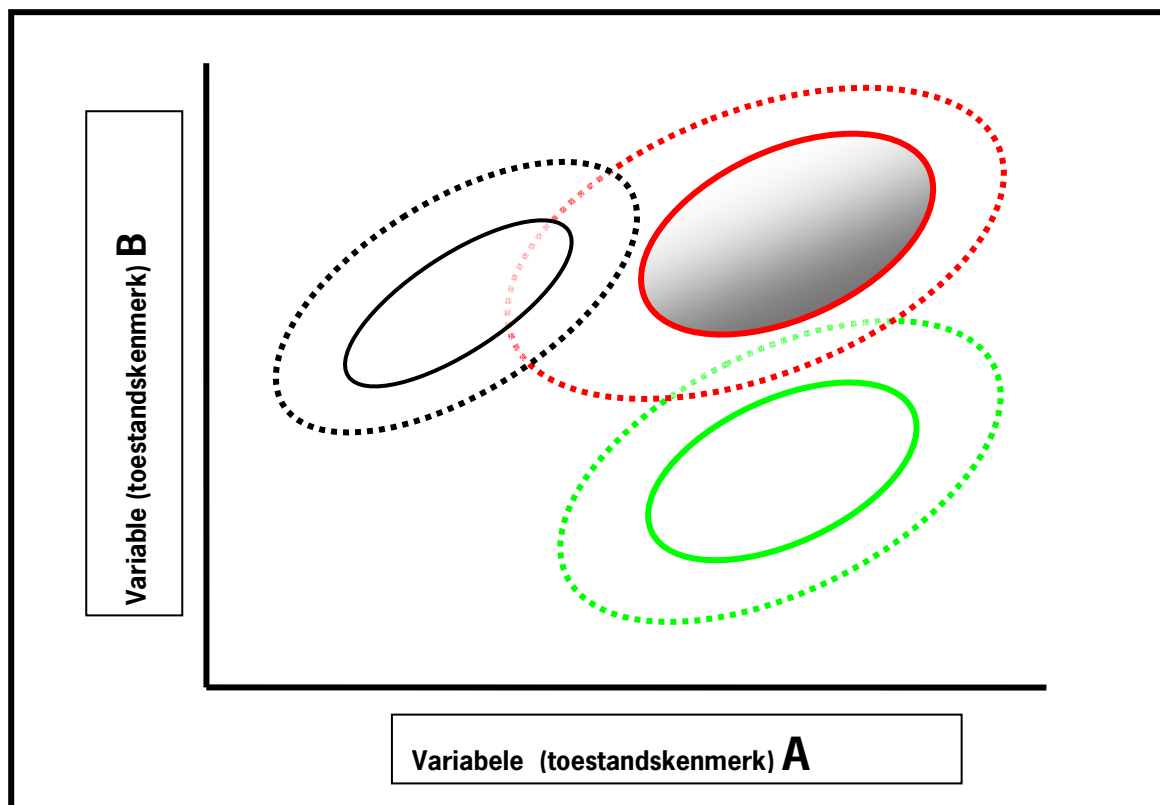
Indien we de uiterste waarden van variabelen binnen de ovaal (binnen de doorgetrokken lijn veilig, binnen de onderbroken lijn risicovol) kennen, dan zouden die waarden gebruikt kunnen worden als “natuurgrenzen” voor dat natuurtype. Als van die veronderstelling wordt uitgegaan zijn een aantal zaken dus belangrijk om nader uit te werken;

- Door welke (a)biotische variabelen wordt een natuurtype gekarakteriseerd
- Bij welke waarden van die variabelen wordt een toestand van het (eco)systeem niet meer geacht tot het “natuurtype” te horen
- Bij welke waarden van een variabele is de kans groot dat het type in een ander type veranderd.

In het geval van bijvoorbeeld het type middelhoge kwelder zou de horizontale as het percentage van kweldergras (*Puccinellia*) in de vegetatie kunnen geven en de verticale as het percentage open plekken. In werkelijkheid zijn er veel meer karakteristieken, elk met een eigen as, zodat het ovaal gezien moet worden als een multidimensionale hyperspace (cf. het concept van het niche begrip volgens Hutchinson 1957). Op elk tijdstip wordt de toestand dus weergegeven door een punt binnen het ovaal. Punten van opeenvolgende tijdstippen kunnen door lijnen verbonden worden, en hoewel de lijn-puntenwolk normaal gesproken binnen het ovaal blijft, is er wel een verband tussen opeenvolgende punten. Bij een kwelder zijn tussenliggende tijdstippen in de orde van een jaar, voor een waterlichaam met algen en zooplankton kunnen relevante tijdstappen voor metingen en veranderingen in de orde van dagen liggen. Omdat er een verband bestaat tussen toestanden op opeenvolgende tijdstippen is het mogelijk dat een systeem zich geruime tijd in een beperkt deel van het ovaal bevindt. Dit heeft consequenties voor het effect van externe invloeden. De toestand die weergegeven wordt door een bepaalde as kan worden beïnvloed door een activiteit. Zo kan het percentage kweldergras beïnvloed worden door verhoging van het maaiveld (opslibbing). Het systeem zal zich daardoor in relatief veel metingen (jaren) aan de rechterkant van het ovaal bevinden. Dezelfde variabele wordt ook beïnvloed door bijvoorbeeld vermindering van begrazing. Als het zich dan al aan de rechterkant van het ovaal bevindt zou dat kunnen resulteren in overgang naar een ander vegetatietype. Afhankelijk van de helling en hellingsrichting van de betreffende ovaal zullen ook invloeden op het percentage open plekken bepalen of het systeem zich relatief vaak in een bepaalde zone van het ovaal bevindt. Dit voorbeeld geeft aan dat het niet eenvoudig is ruim van tevoren te voorspellen of er bij toename van een bepaalde invloed een grote kans is dat het systeem permanent in een bepaalde richting zal veranderen, en bij vergunning van activiteiten wordt de vergunning vaak voor meerdere jaren afgegeven.

Het is duidelijk dat een eenmalige “catastrofale” impact dikwijls opgevangen kan worden als het systeem zich (toevallig) in de juiste hoek bevindt, maar dat een kleine chronische invloed die het systeem voor een groot deel van de tijd in een bepaalde hoek schuift, uiteindelijk kan betekenen dat bij een kleine extra druk sprake is van een omslag of regime shift.

De term regime shift wordt regelmatig gebruikt in het kader van verandering van het Nederlandse mariene systeem (zie o.a. Weijerman et al., 2005 en Van Nes & Scheffer, 2007). Volgens de strikte definitie is het een verandering van een kenmerkend ecosysteem (of natuurtype). Het is dus niet de verandering van één bepaalde sturende variabele, hoewel die uiteindelijk wel verantwoordelijk kan zijn voor de regime shift.



Figuur 2.4. Drie natuurtypen met hun NOR voor twee toestandskenmerken en de range rondom de NOR waarin de veerkracht sterk afneemt.

In de Duitse Waddenzee wordt al gedurende meer dan 50 jaar intensief onderzoek gedaan naar de toestand van het ecosysteem (Beusekom & Reise 2008,). Het blijkt dat het systeem in die periode sterk veranderd is. Onderdelen van het “karakteristieke” intergetijdgebied die als specifieke natuurtypen gekenschetst zouden kunnen worden zijn veranderd in andere (Reise et al 2008, Bütger et al. 2008). In relatie met figuur 2.4 kan wat dat betreft geconcludeerd worden dat verschillende natuurtypen van het ene ovaal naar het andere veranderd zijn. Er zijn nu dus andere natuurtypen omdat de (natuur)grenzen voor dat type overschreden zijn. Reise et al. (2008) concluderen dat de potpourri aan veranderingen niet gezien kan worden als een regime shift waar de kenmerkende (multiële) aspecten van de natuurtypen beïnvloed en veranderd zijn door één overheersende externe variabele(Klimaat, verandering zeestroming o.i.d) maar door een veelheid van onafhankelijke variabelen. Daardoor is het ook niet aannemelijk dat de oorspronkelijke typen door sturing met slechts één of enkele beïnvloedingsfactoren weer hersteld kunnen worden.

2.3 Discussie

Uit voorgaande overzicht blijkt dat er twee hoofdlijnen zijn voor invulling van het begrip “natuurgrens”.

1. Een door **politiek of beleid** afgesproken grens waarbinnen een bepaalde variabele (aantal, biomassa, oppervlak van een soort of habitatype) moet blijven.
2. Een op basis van **ecologische kennis** bepaalde grens waarvoor bij overschrijding een natuurtype een wezenlijke verandering ondergaat (in uiterste gevallen leidend tot een regime shift).

Grenswaarden voor de eerste gedachtenlijn kunnen afgeleid worden uit beleidsdocumenten, die voor de tweede lijn uit ecologisch onderzoek naar referenties, trends en populatiedynamiek. In beide gevallen wordt dikwijls afgesproken dat een bepaalde activiteit gelimiteerd wordt op een bepaald niveau (quoting) waarvan gedacht

wordt dat de daarbij horende effecten binnen de natuurgrens blijven. Er is dan dus sprake van het vaststellen van een gebruiksgrens.

2.3.1. Lijn 1: Beleidsmatig ontwikkelde natuurgrenzen

Belangrijke beleidsdocumenten voor de Waddenzee zijn de PKB-Waddenzee, Trilaterale overeenkomsten en documenten die dienen voor de aanmelding als Natura-2000 gebied. In de PKB en Trilaterale overeenkomsten (Stade, Esbjerg, Leeuwarden) worden doelen op een globaal niveau beschreven. Over het algemeen wordt gestreefd naar een zoveel mogelijk natuurlijke ontwikkeling waarbij natuurlijke processen zo ongestoord mogelijk kunnen verlopen en die uiteindelijk leiden tot populatiefluctuaties binnen grenzen waarbij lange termijn voortbestaan gewaarborgd is.

Voordat grenzen gesteld kunnen worden is het noodzakelijk de doelen van het beleid goed te definiëren. De doelen voor de Waddenzee, zowel natuurbehoud- als gebruiksdoelen, kunnen worden afgeleid uit verschillende beleidsdocumenten. In bijlage II is een analyse gedaan van de belangrijkste beleidsdocumenten.

In het kader van de aanmelding als Natura -2000 gebied zijn twee documenten belangrijk. Het Natura -2000 doelendocument en het Natura -2000 gebiedendocument.

Het doelendocument geeft over het algemeen globale doelen die streven naar behoud (of in sommige gevallen van verbetering) van kwaliteit van habitattypen en daarmee behoud van soorten. Omdat de term “behoud” gebruikt wordt kan de bestaande waarde dus als een “natuurgrens” aangehouden worden. Voor de Waddenzee is voor de habitattypen 1110 (permanent overstroomde zandbanken) en 1140 (periodiek droogvallende slik en zandbanken) gekozen voor verbetering van kwaliteit. Indien het mogelijk is deze kwaliteitsparameters te benoemen en kwantificeren kunnen ook daar “natuurgrenzen” van afgeleid worden. In de huidige discussie zijn dit interessante zaken omdat daar specifiek beleid en beheer op gericht moet worden. Kwaliteitsparameters die in de documenten genoemd worden zijn o.a. :

- Ontwikkeling biogene structuren,
- Voedselvoorziening voor vogels
- Rustgebied voor zeezoogdieren
- Voortplantingsbiotoop (voor strand-broedvogels en grijze zeehond)

Het gebiedendocument geeft meer specifieke aanknopingspunten. Voor de habitattypen niet echt kwantitatief, maar er wordt gesproken over verbetering van kwaliteit waarbij specifiek mosselbanken, zeegrasvelden en daaraan geassocieerde levensgemeenschappen genoemd worden. Voor soorten is het gebiedendocument vooral wat betreft vogels wel duidelijk kwantitatief. Voor een groot aantal soorten worden de huidige en dus te behouden aantallen genoemd (In de termen van “natuurgrens” mag deze waarde niet langdurig onderschreden worden). Voor een beperkt aantal soorten geldt een verbeteropgave. Hier is dus nog duidelijker sprake van een “natuurgrens”. Nagegaan moet worden waardoor de populatiegrootte bepaald wordt, en welke activiteiten een negatieve invloed hebben op die variabelen. Als dat mogelijk is dan kan voor die activiteiten regelgeving ontwikkeld worden met de “natuurgrens” benadering als achtergrond. De soorten met verbeteropgave zijn:

- Topper (A062)
- Eider (A063)
- Scholekster (A130)
- Kanoet (A143)
- Steenloper (A169)

Hoewel doelen die door beleid nagestreefd worden bepaald zijn na afweging van meerdere belangen, zijn ze wel in belangrijke mate gebaseerd op ecologische kennis en mogelijkheden, en restricties, die het ecosysteem aangeeft. Het is daarom belangrijk dat nagegaan wordt of het mogelijk is in principe uit te gaan van grenzen die de ecologie stelt zodanig te kwantificeren dat beleidsdoelen en gebruikintensiteit daarop afgestemd kunnen worden. Dit wordt hieronder uitgewerkt in lijn 2.

2.3.2. Lijn 2: Natuurgrenzen gebaseerd op ecologische kennis

In de voorbereiding voor de Raad voor de Wadden rapportage zijn verschillende workshops gehouden met deskundigen. Onder andere zijn deskundigen op Texel geïnterviewd, te weten Katja Philippart (NIOZ), Bruno Ens (SOVON), Norbert Dankers (IMARES) en Martin Baptist (IMARES), voor verslag zie bijlage III). Een uitkomst van

deze workshop is dat er **ecologische grenzen** kunnen worden gesteld voor een groot aantal organismen, populaties of functionele groepen. Twee duidelijke natuurlijke grenzen zijn een bovengrens en een ondergrens aan de aanwezigheid van een soort in een ecosysteem. De bovengrens wordt bepaald door de **draagkracht**: hoeveel van een bepaalde soort is er maximaal (jaarrond of in een bepaalde periode) mogelijk in een ecosysteem? De ondergrens wordt bepaald door de **minimaal benodigde populatiegrootte** om de (sub)populatie voor die soort in stand te houden.

De **draagkracht** van organismen is niet met eenduidige methoden te berekenen. Een voor de hand liggende methode lijkt historisch onderzoek. Als we er van uit gaan dat er vroeger een ongestoorde situatie bestond kunnen de hoeveelheden van toen model staan voor de draagkracht. Echter, in veel gevallen zijn de omstandigheden tegenwoordig zo fors veranderd dat het zinloos is deze vergelijking te maken. We moeten weten wat de draagkracht is onder de huidige **limiterende omstandigheden**, zoals voedselaanbod en geschikt habitat. Voor organismen is de draagkracht dan te bepalen met een populatiedynamisch model waarin de groeisnelheid van de populatie een belangrijke parameter is. De groeisnelheid kent een biologisch maximum (bv. een volwassen exemplaar krijgt niet meer dan zoveel jongen), dat zelden wordt gehaald. De (netto) groeisnelheid is variabel. Overcorrecties kunnen ook voorkomen: massale sterfte door voedseltekort kan optreden wanneer een soort door de draagkrachtgrens heen schiet.

De **minimale populatiegrootte** om een soort in stand te houden wordt bepaald door genetische diversiteit en door het vermogen om veranderingen op te vangen zodat de soort niet uitsterft. Er wordt soms onderscheid gemaakt in een korte termijn populatiegrootte en een lange termijn populatiegrootte. In het laatste geval wordt de invloed van catastrofes ook meegenomen, bijvoorbeeld het uitbreken van een virusziekte. Zo is voor Gewone Zeehonden in de Waddenzee vastgesteld dat 500 exemplaren een korte termijn populatiegrootte is en 5000 exemplaren een lange termijn populatiegrootte (Reijnders et al., 2000).

Voor lagere orde organismen, zoals schelpdieren, is het in principe ook mogelijk om draagkracht en minimale populatiegrootte te bepalen. Lager in de voedselketen wordt de afhankelijkheid van de primaire productie groter: deze stelt een absolute bovengrens en wordt op zijn beurt weer bepaald door temperatuur, zonlicht, troebelheid en nutriënten. Maar daarnaast is bijvoorbeeld geschikt habitat een beperkende factor. Zo is er voedsel genoeg voor meer mosselen in de Waddenzee dan er nu zitten, maar zijn habitat en vestigingssucces belangrijke limiterende factoren.

Een ondergrens voor de overleving van schelpdieren is lastiger te bepalen. In de eerste plaats hangt het samen met de verspreiding van de soort. Mosselen groeien vooral in mosselbanken. Wanneer deze verdwijnen verdwijnt ook de soort nagenoeg geheel. Een 'gezonde' ondergrens aan het aantal mosselbanken is op te stellen. Kokkels kunnen een hoge concentratie bereiken in kokkelbanken, maar in principe komt de kokkel in een relatief groot areaal voor (zo'n 30% van de Waddenzee is geschikt). Mede gezien het vermogen te herstellen van zware wintersterfte is het lastiger om een kritische ondergrens op te stellen voor de kokkel.

Een belangrijk limiterende factor voor organismen is de menselijke invloed. In principe wordt, wanneer er gesproken wordt over draagkracht en populatiegrootte, de populatie **in het wild** bedoeld. Dus zonder menselijke invloed, zowel negatief (verstoring, vernieling, etc.), als positief (fokken, uitzetten in het wild, etc.). De menselijke invloed is bijna niet weg te denken uit de Waddenzee, en kan het beste als afzonderlijk factor in de analyses meegenomen worden.

Draagkracht en minimale populatiegrootte zijn tevens moeilijk te bepalen voor invasieve soorten, zoals *Ensis directus* (Amerikaanse zwaardschede) en de Japanse Oester. De best mogelijke methode is gebruik maken van modellen voor soortgelijke soorten (schelpdieren) en typische soorteigenschappen vervangen (zoals groeisnelheid, filtratiesnelheid, etc.).

Van ecologische grens naar natuurgrens

De **ecologische grens** voor overleving van een soort bestaat dus uit minimaal twee delen; een ondergrens voor minimale overleving en een bovengrens voor maximale draagkracht. Hoewel het belangrijk is om de maximale onder- en bovengrenzen te kennen die worden gegeven door de natuur, is het te verwachten dat een **natuurgrens** uiteindelijk zal worden bepaald op basis van wezenlijke veranderingen in het systeem die minder dramatisch zijn dan uitsterving en dus ergens tussen die twee in zal liggen.

De natuurgrens moet zodanig worden gedefinieerd en op een niveau worden gelegd dat de populatie eenvoudig kan herstellen van (kleine) ingrepen of natuurlijke fluctuatie in het systeem. Nieuwe inzichten geven aan dat de mate van herstel volgend op kleine perturbaties een goede indicator is voor de ecologische veerkracht van een systeem. De herstelsnelheid wordt langzamer naarmate een catastrofale systeemovergang in zicht is, de zogenaamde 'kritische afremming'. Modelsimulaties hebben laten zien dat het punt waarop kritische afremming waarneembaar is relatief ver van het kritische omslagpunt ligt. Het kan derhalve gebruikt worden als een 'early warning system' (Van Nes, E.H. & M. Scheffer, 2007). In de Waddenzee is een praktische uitleg van deze methode de waarneming op droogvallende platen dat tot begin jaren tachtig het wegnemen van mosselen geen grote schade aanrichtte: de mosselbanken herstelden. Vanaf eind jaren 80 werd het herstel van mosselen steeds moeizamer. Terugkijkend was het systeemherstel in kritische afremming, en was het systeem op weg naar een catastrofale omslag. Een vergelijkbaar beeld is nu waarneembaar in het sublitoraal waar de jaarlijkse beschikbaarheid van mosselbroed geleidelijk afgenomen is.

Een ander voorbeeld is gegeven door de Cie. Meijer. Die concludeert dat kokkelvisserij zeker en mosselvisserij waarschijnlijk de natuurgrens overschrijdt (de activiteit verdraagt zich niet met het principe "voorrang voor de natuur"). Om de visserij niet voor onoverkomelijke problemen te stellen werd een overgangstermijn voorgesteld waarbinnen de sector zich moet ontwikkelen tot een sector die zich wel verdraagt met de hoofddoelstelling van het beleid. Wel wordt voorgesteld een quotering voor de maximale vangsthoeveelheden in te stellen. Die wordt gebaseerd op een voedselreservering gebaseerd op de hoeveelheden schelpdieren die minimaal aanwezig moeten blijven om "het natuurlijk aantalverloop van vogels niet te verstoren". Hierbij is dus de expliciete aanname dat het aantal Scholeksters en Eidereenden niet gelimiteerd mag worden door een tekort aan voedsel als gevolg van menselijke beïnvloeding van die voedselhoeveelheid. Indien voedsel op enig moment limiterend is, dan is visserij, beperking van foerageertijd door verstoring, bodemdaling etc. niet acceptabel binnen de gestelde doelen (Eco-Targets, PKB-hoofddoelstelling etc.) voor een "Natuurlijke Waddenzee". Naast de voedselreservering (een natuurgrens leidend tot een gekwantificeerde gebruiksgrens) wordt ook rekening gehouden met ruimtelijke en temporele variatie en differentiatie op grond waarvan "belangrijke" (d.w.z. gebieden waarvan men het idee heeft dat die niet meer aangetast mogen worden omdat ze anders niet meer voldoen aan de hoofddoelstelling) gebieden worden gesloten voor de visserij. In deze gebieden wordt een natuurgrens aangehouden die leidt tot een gebruiksgrens van 0.

In de volgende hoofdstukken worden beide typen natuurgrenzen (de beleidsmatige en de ecologische) nader uitgewerkt en wordt toegewerkt naar een scherpe afbakening van de begrippen gebruiksgrens en natuurgrens.

3. Uitwerking van beleidsmatig ontwikkelde natuurgrenzen

Inleiding

In diverse beleidsdocumenten staan doelen geformuleerd voor het natuurlijk functioneren van de Waddenzee. In Bijlage II is een uitgebreide inventarisatie van natuurbeschermingsdoelen opgenomen. In de meeste gevallen hebben deze doelen geen formele, wettige status. De instandhoudingsdoelen van de EU Vogel- en Habitatrichtlijn en de doelen van de Kaderrichtlijn Water hebben wel een wettelijke status. Hier wordt volstaan met een samenvatting van de formele, juridisch te toetsen, doelen. Ook worden gebruiksdoelen beschreven. Interpretatie van deze doelen geeft een richting voor het bepalen van natuurgrenzen.

Natura 2000 instandhoudingsdoelen

Natura 2000 is een Europees ecologisch netwerk dat bestaat uit de speciale beschermingszones als bedoeld in de vogel- en habitatrichtlijn (richtlijn (EEG) nr. 79/409 en richtlijn (EEG) nr. 92/43, respectievelijk). Het doel van Natura 2000 is het behoud en herstel van de biodiversiteit in de Europese Unie. De vogelrichtlijn heeft als doel het behoud van alle in het wild levende vogelsoorten en hun leefgebieden in Europa. De habitatrichtlijn heeft als doel de bescherming van planten en dieren en hun leefgebieden in Europa.

De Vogelrichtlijn en de Habitatrichtlijn zijn in Nederland geïmplementeerd in de Flora- en Faunawet en de Natuurbeschermingswet 1998.

Formele instandhoudingsdoelen zijn bepaald in het kader van de aanmelding van het gebied als Natura 2000 gebied voor de EU Vogel- en Habitatrichtlijn. Instandhoudingsdoelen zijn geformuleerd voor zowel "habitattypen" als soorten. De soorten kunnen zowel vallen onder de habitatrichtlijn als de vogelrichtlijn.

De Waddenzee is als beschermd gebied aangewezen. In het Ontwerpbesluit Waddenzee (Min. LNV, 2007) wordt het gebied en de bijbehorende instandhoudingsdoelstellingen beschreven. Ook is in dit document de Aanwijzing Staatsnatuurmonument Waddenzee II uit 1993 opgenomen, waarin verschillende gebruiksvormen en hun mogelijke effecten zijn beschreven.

De volgende **algemene doelen** zijn opgenomen in het Ontwerpbesluit Waddenzee:

- Behoud van de bijdrage van het Natura 2000 gebied aan de biologische diversiteit en aan de gunstige staat van instandhouding van natuurlijke habitats en soorten binnen de Europese Unie.
- Behoud van de bijdrage van het Natura 2000 gebied aan de ecologische samenhang van het Natura 2000 netwerk zowel binnen Nederland als binnen de Europese Unie.
- Behoud en waar nodig herstel van de ruimtelijke samenhang met de omgeving ten behoeve van de duurzame instandhouding van de in Nederland voorkomende natuurlijke habitats en soorten.
- Behoud en waar nodig herstel van de natuurlijke kenmerken en van de samenhang van de ecologische structuur en functies van het gehele gebied voor alle habitattypen en soorten waarvoor instandhoudingsdoelen zijn geformuleerd.
- Behoud of herstel van gebiedsspecifieke ecologische vereisten voor de duurzame instandhouding van de habitattypen en soorten waarvoor instandhoudingsdoelen zijn geformuleerd.

In Bijlage II staan de instandhoudingsdoelen in Tabel 5 en Tabel 6 weergegeven. Bij de genoemde aantallen voor de vogels wordt vaak gebruik gemaakt van de term "seizoensgemiddelde". Dit staat niet voor de aantallen vogels in het seizoen waarin ze voorkomen (bv. aantallen overwinteraars in het winterseizoen), maar het is feitelijk een jaargemiddelde. **Seizoensgemiddeld** betekent gemiddeld over het telseizoen dat loopt van juli tot en met juni. De getelde aantallen per maand worden opgeteld en gedeeld door twaalf.

In aanvulling op het Ontwerpbesluit geldt voor alle grote wateren (Noordzee, Waddenzee en Delta) dat behoud of herstel van de ruimtelijke samenhang tussen geulen, ondieptes, platen en kwelders (of schorren) en de

bijbehorende sedimentatie- en erosieprocessen van groot belang zijn. Verder is het behoud van openheid, rust en donkerte van belang. Voor vogels betekent dit voldoende rust en ruimte om te foerageren en voldoende rustige hoogwatervluchtplaatsen op korte afstand van foerageergebieden in het intergetijdengebied. Voor de grotere wateren wordt onderscheid gemaakt tussen een aantal hoofdtypen welke hieronder met de (voor de Waddenzee relevante) bijbehorende **kernopgaven** staan genoemd (Natura 2000 doelendocument):

- o Open water:
 - o Overstroomde zandbanken (incl. biogene structuren)
Verbetering kwaliteit permanent overstroomde zandbanken (getijdengebied) o.a. met biogene structuren met mossels. Tevens van belang als leefgebied voor eider en zwarte zee-eend en als kraamkamer voor vis.
- o Estuaria en zoet-zout overgang:
 - o Kwaliteit estuaria
Behoud kwaliteit Eems-Dollard
 - o Zoet-zout overgangen Waddengebied
Herstel zoet-zout overgangen (b.v. via spuiregime en vistrappen) i.h.b. visintrek Afsluitdijk, Westerwoldse Aa en Lauwersmeer/Reidiep in relatie tot Drentsche Aa (rivierprik)
 - o Achterland fint
Behoud van verbinding met Eems ten behoeve van paaifunctie voor fint in Duitsland.
- o Getijdenplaten
 - o Diversiteit getijdenplaten
Verbetering kwaliteit slik- en zandplaten (getijdengebied) ten behoeve van vergroting van diversiteit
 - o Rust- en foerageergebieden
Behoud slikken en platen voor rustende en foeragerende niet-broedvogels zoals voor de bonte strandloper, rosse grutto, scholekster, kanoet, steenloper en eider en rustgebieden voor gewone zeehond.
- o Schorren en kwelders
 - o Diversiteit schorren en kwelders
Behoud van schorren en zilte graslanden (buitendijks) met alle successiestadia, zoet-zout overgangen, verscheidenheid in substraat en getijdenregime en mede als hoogwatervluchtplaats.
- o Permanent droge zandplaten en stranden
 - o Voortplantingshabitat
Behoud ongestoorde rustplaatsen en optimaal voortplantingshabitat (waaronder embryonale duinen) voor bontbekplevier, strandplevier, kluut, grote stern en dwergstern, visdief en grijze zeehond.

Kaderrichtlijn Water

Doel van de Kaderrichtlijn Water is het verbeteren van de kwaliteit van het oppervlakte- en grondwater in Europa. Waterbeheer dat wordt gecoördineerd op het niveau van stroomgebieden is daarbij het uitgangspunt. Een belangrijk instrument vormt het stroomgebiedbeheersplan. Het Nederlandse deel van de Waddenzee maakt deel uit van de stroomgebieden Eems en Rijn.

De Kaderrichtlijn Water is er op gericht om in 2015 een goede ecologische en een goede chemische toestand in de Waddenzee (en andere wateren) te bereiken. Het begrip 'goede toestand' zal nader ingevuld worden met concrete doelen voor verschillende aspecten. De chemische toestand van oppervlaktewater moet in 2015 voldoen aan de Europese normen voor de 'prioritaire stoffen' (zie Bijlage II) en nationale normen voor 'stroomgebied-relevante' stoffen. De ecologische doelstellingen worden per watertype benoemd. Voor elk type waterlichaam wordt een maatlat gemaakt. De Waddenzee is geclassificeerd als type K2 ('beschut polyhalien kustwater'). Het KRW-kustwatertype K2 vertoont overlap met de volgende natuurdoeltypen:
NDT-1.5b Zout intergetijdengebied: nagenoeg-natuurlijk intergetijdengebied
NDT-1.5c Zout intergetijdengebied: nagenoeg-natuurlijk open water van het zout getijdenlandschap.

De status van het waterlichaam Waddenzee is natuurlijk. Het ecologische doel dient daarom volgens de systematiek van de KRW te worden afgeleid uit de referentiesituatie; de Waddenzee in onverstoorde toestand. In eerste instantie is uitgegaan van de ecologische situatie van een onbedijkte Waddenzee. Om tot realistische doelen te komen, wordt onderzocht welke doelstellingen passen bij de huidige vorm en omvang van de

Waddenzee. Momenteel wordt dit aangepast aan de huidige situatie mét Afsluitdijk. Voor de waterlichamen Havens in de Waddenzee (sterk veranderd kustwater) en Eems-Dollard (sterk veranderd overgangswater) is de Praagse methode toegepast: de ecologische doelstelling wordt afgeleid vanuit de huidige toestand in plaats van vanuit de referentie situatie. Voor deze waterlichamen is gekozen voor de term "ecologische doelstelling" in plaats van MEP/GEP (Matig of Goed Ecologische Potentieel). Voor de chemische doelstelling heeft de status Natuurlijk of Sterk Veranderd geen gevolgen, deze blijft altijd gelijk.

Als de huidige toestand niet voldoet aan het doel (= natuurgrens ??), dan dienen er maatregelen te worden getroffen. De ecologische doelstelling omvat ook het halen van doelen voor stoffen.

De belangrijkste kenmerken en doelen voor de Waddenzee voor de KRW zijn (Stuurgroep Water 2000+ / RBO Rijn-Noord, 2006):

- Belangrijkste kenmerken
 - o Open, dynamisch systeem met grote biologische rijkdom
 - o Dynamiek van getij, water en wind in geulen en op slikken, platen en kwelders
 - o Voortdurende sedimentatie- en erosieprocessen
 - o Kwelderareaal en aanwezigheid zeegras ontoereikend
 - o Natuurlijke mosselbanken (nu ontoereikend)
 - o Intensieve scheepvaart in de vaargeulen
 - o Visserij: mosselzaadvisserij, mosselpercelen, garnalenvisserij en sleepnetvisserij
 - o Delfstofwinning: gaswinning
- Ecologische doelen
 - o Kwelders van voldoende kwaliteit
 - o Minder algen
 - o Waar mogelijk meer zoet-zout overgangen
 - o Meer zeegras
 - o Voldoende natuurlijke mosselbanken

Gebruiksdoelen

Gebruiksdoelen voor de Waddenzee zijn nergens specifiek en gekwantificeerd beschreven. In beheerplannen wordt wel uitgegaan van menselijk gebruik. In samenhang met de eerste PKB werden een groot aantal (> 10) sectorale beheerplannen geproduceerd. Deze stelden over het algemeen specifieke eisen en doelen voor wat betreft de grootte van hun activiteit of na te streven opbrengst. Omdat niet alle sectoren beheerplannen maakten werd in de tweede PKB gestreefd naar één multisectoraal beheerplan. Dit omvatte ook de natuurdoelen en het natuurbeheer. De visserij werd toen buiten dat plan gehouden omdat kort daarvoor in 1993 de "structuurnota Zee- en kustvisserij" was uitgekomen en door het Parlement vastgesteld. In deze nota werd rekening gehouden met natuurbelangen. Zo waren er restricties op de hoeveelheid te vangen schelpdieren indien er onvoldoende voedsel voor schelpdieretende vogels was, en werd niet op droogvallende mosselbanken gevist als er meer dan 40 miljoen kg in het sublitoraal beschikbaar was.

Wat betreft de belangrijkste scheepvaartroutes werden garanties gegeven over het op diepte houden van de geulen.

Ten behoeve van het nieuw op te stellen beheerplan voor het Natura 2000 gebied Wadden-cluster is een inventarisatie gemaakt van het "bestaand gebruik" (Oude Essink & Van der Wal, 2007) omdat het vastleggen daarvan consequenties kan hebben bij regelgeving en vergunningverlening. Uit de rapportage kan niet worden opgemaakt wat concrete doelen zijn. Wel is in veel gevallen aangegeven wat die huidige frequentie of intensiteit is van een gebruiksfunctie en op grond van welke regelgeving toestemming verleend is.

In de Waddenzee vindt een groot scala aan menselijke activiteiten plaats. Er is sprake van multifunctioneel gebruik, en het ecosysteem levert een veelheid van z.g. "environmental services". Deze functies van het natuurlijk ecosysteem worden dikwijls onderverdeeld in een viertal groepen productie-, draag-, informatie- en regulatiefuncties (Groot 1992, Maarel en Dauvellier 1977). Van deze functies wordt door verschillende stakeholders gebruik gemaakt. Sommige van de functies hebben een feedback waardoor zelfregulering op kan treden (bij overbevissing keert de wal het schip en stopt de visserij). Bij veel functies kan een te grote mate van gebruik echter al belemmeringen of frustraties bij andere gebruikers opleveren waardoor regulerend moet worden opgetreden. Als een bepaalde gebruiker een zodanige invloed heeft op het systeem dat het daardoor

zodanig verandert dat het niet meer voldoet aan de vastgelegde “typebeschrijving” verdient het aanbeveling die activiteit en de gevolgen ervan nader te bestuderen en indien gewenst regulerend op te treden.

De huidige activiteiten in de Waddenzee kunnen globaal worden onderverdeeld in drie groepen.

1. De eerste groep activiteiten heeft hoofdzakelijk ten doel de natuurwaarden te behouden of te herstellen;
2. De tweede groep is gericht op het faciliteren van mogelijkheden voor verschillende gebruikers;
3. De derde groep bestaat uit activiteiten van gebruikers van de eerder genoemde environmental services.

In de inventarisatie van Oude Essink & Van der Wal (2007) zijn de bovengenoemde drie groepen herkenbaar.

Veel activiteiten vinden plaats in kwelders. Zowel langs het vasteland als op de eilanden zijn die gericht op beheer en onderhoud, onderzoek en monitoring, en recreatief gebruik. De activiteiten op kwelders zijn voor het belangrijkste deel gericht op het bereiken van duidelijk omschreven (natuur)doelen en vallen dus onder groep 1. Het effect van deze activiteiten zal over het algemeen gekarakteriseerd kunnen worden als het sturen van de toestand van een natuurstype in de richting van het centrum van de NOR. Een uitzondering is het recreatief gebruik van kwelders. Dat type gebruik past in categorie 3.

Tot de tweede groep behoren activiteiten van Rijkswaterstaat en wellicht ook Waterschappen. Voorbeelden van activiteiten die andere gebruikers faciliteren in hun activiteiten zijn; vaarwegmarkering, onderhoud van (scheepvaart)geulen, inspecties en aanleg, onderhoud en gebruik van civiele (kunst)werken (spuisluizen, spuieregime). Deze activiteiten kunnen rechtstreeks invloed hebben op natuurwaarden en natuurstypen, en de effecten zouden zodanig groot kunnen zijn dat karakteristieke eigenschappen van natuurstypen zodanig veranderen dat sprake is van overschrijding van een natuurgrens. In dat geval moet dus een gebruiksgrens vastgesteld en ingesteld worden.

Door het faciliteren van een bepaalde activiteit kan het ook zijn dat deze activiteit bepaalde grenzen overschrijdt. In zo'n geval kunnen activiteiten van de tweede groep gebruikt worden als beheersmaatregel. Feitelijk wordt op die manier een gebruiksgrens ingesteld. Een voorbeeld is het verleggen van betonning van een vaargeul zodanig dat versturende invloeden van scheepvaart buiten een gevoelig gebied worden gehouden.

Tot de derde groep behoren gebruikers van z.g. “Environmental Services”. Oude Essink & vd Wal noemen o.a. delfstofwinning, luchtvaart, militaire activiteiten, onderzoek en monitoring, recreatie en visserij. De activiteiten in deze groep hebben over het algemeen direct effect op natuurstypen.

Nadere uitwerking naar gebruiksgrenzen

Wanneer natuurstypen nauwkeurig gedefinieerd zijn, en de grenzen van de eerder genoemde ovalen bekend zijn voor verschillende variabelen, inclusief de invloed van natuurlijke omstandigheden en heersende menselijke activiteiten op die variabelen, dan is het wellicht mogelijk deze grenzen te beschouwen als natuurgrenzen, en op grond daarvan aan gebruikers grenzen te stellen aan de maximale of acceptabele grootte van hun activiteit. Uit voorgaande is duidelijk dat er gerekend moet worden met grote onzekerheden in de voorspellingen.

Rond een natuurgrens wordt dus een bandbreedte aangegeven waarbinnen de kans groot is dat een systeem een voldoende (i.r.t. nieuwe ingrepen) grote herstelcapaciteit bezit. In verband met allerlei onzekerheden en synergistische en cumulatieve effecten moet een zgn. “bandbreedte plus” gehanteerd worden. In de huidige vergunningverlening zijn aanvragers in onzekerheid bij elke mate van effect van hun handeling. Die onzekerheid kan ten dele worden weggenomen door een gebruiksgrens te leggen bij de “bandbreedte plus”. Effecten die kleiner zijn dan de grenswaarde zouden met betrekkelijk eenvoudige vergunningverlening toegestaan kunnen worden en activiteiten die grotere effecten hebben zouden te maken krijgen met een “zwaarder” vergunningstraject waarbij mitigatie, compensatie en restricties een rol gaan spelen.

De bescherming van de natuurlijke kenmerken en de samenhang van de ecologische structuur en functies in de Waddenzee is wettelijk vastgelegd in de Europese Vogel- en Habitatrichtlijn. Beperkt menselijk medegebruik is toegestaan en bestaand gebruik blijft toegestaan, zolang het niet vergunningplichtig is. Bij nieuwe activiteiten moet worden getoetst of dit geen schadelijke gevolgen heeft op de instandhoudingsdoelstellingen. Dit vindt eerst plaats in een voortoets, waarin de vraag wordt gesteld: “is er kans op een significant negatief effect?”. Alleen

wanneer met wetenschappelijke zekerheid kan worden vastgesteld dat de activiteit, alleen of in combinatie met andere activiteiten, geen significante effecten veroorzaakt, kan deze vraag met 'nee' worden beantwoord. Schiet de wetenschappelijke kennis tekort of is er twijfel over het afwezig blijven van effecten, dan is het antwoord 'ja'.

Een kernbegrip hierbij is de term 'significante effecten'. De term 'significante effecten' wordt al geassocieerd met een statistische toets, waarmee zou kunnen worden aangeduid of vermeende effecten significant zijn of niet. Maar zo is het niet bedoeld. Met significante effecten worden 'wezenlijke effecten' bedoeld. Misschien is er gewoon een nogal directe vertaling uit het Engels gemaakt, omdat 'significant' in het Engels feitelijk belangrijk, wezenlijk of relevant betekent.

De studie van Alterra "Het bepalen van significante effecten: omgaan met onzekerheden" (Broekmeyer et al., 2008) geeft een goed overzicht. Zo blijkt uit het Kokkelvisserij-arrest dat het bepalen van een significant effect in essentie neerkomt op mogelijke afbreuk aan de instandhoudingsdoelstellingen. Broekmeyer et al. (2008) stellen dat aangezien deze doelstellingen voortkomen uit zowel ecologische als maatschappelijke overwegingen, ook de maatschappelijke waardering van de ecologische betekenis van het gebied moet worden meegewogen.

Een werkwijze zou moeten zijn:

1. **Natuurtypen worden gekwantificeerd inclusief bandbreedtes (voor de Normal Operating Range).**
2. **Gebruiksgrenzen aan menselijk medegebruik worden gedefinieerd zodanig dat deze mate van gebruik, alleen of in combinatie met andere handelingen, geen afbreuk doet aan de instandhoudingsdoelstellingen voor de natuurtypen. Deze gebruiksgrenzen zijn in tijd en ruimte gedefinieerd.**
3. **Te monitoren parameters worden gedefinieerd.**
4. **Vergelijking tussen de gemeten waarden en de vastgestelde grenswaarden, met inachtneming van de systeemdynamiek binnen de NOR, bepaalt dan de in tijd en ruimte flexibele gebruiksgrenzen voor activiteiten (adaptief management).**

Voor het beleid zou *Figuur 3.1* uitgangspunt kunnen zijn bij beleidsvoornemens en beheersbeslissingen (o.a. vergunningverlening). Het is een nadere uitwerking van het schema voor het vaststellen van gebruiksgrenzen zoals ontwikkeld door de Raad van de Wadden (bijlage 2 Swart & v.d. Windt in RvdW 2007).

Echter, bij de uitwerking van gebruiksgrenzen, spelen vele onzekerheden een rol, zoals door Broekmeyer et al. (2008) aangegeven. De drempel voor significant effect kent een bandbreedte, die samenhangt met verschillende vormen van onzekerheid (Broekmeyer et al., 2008):

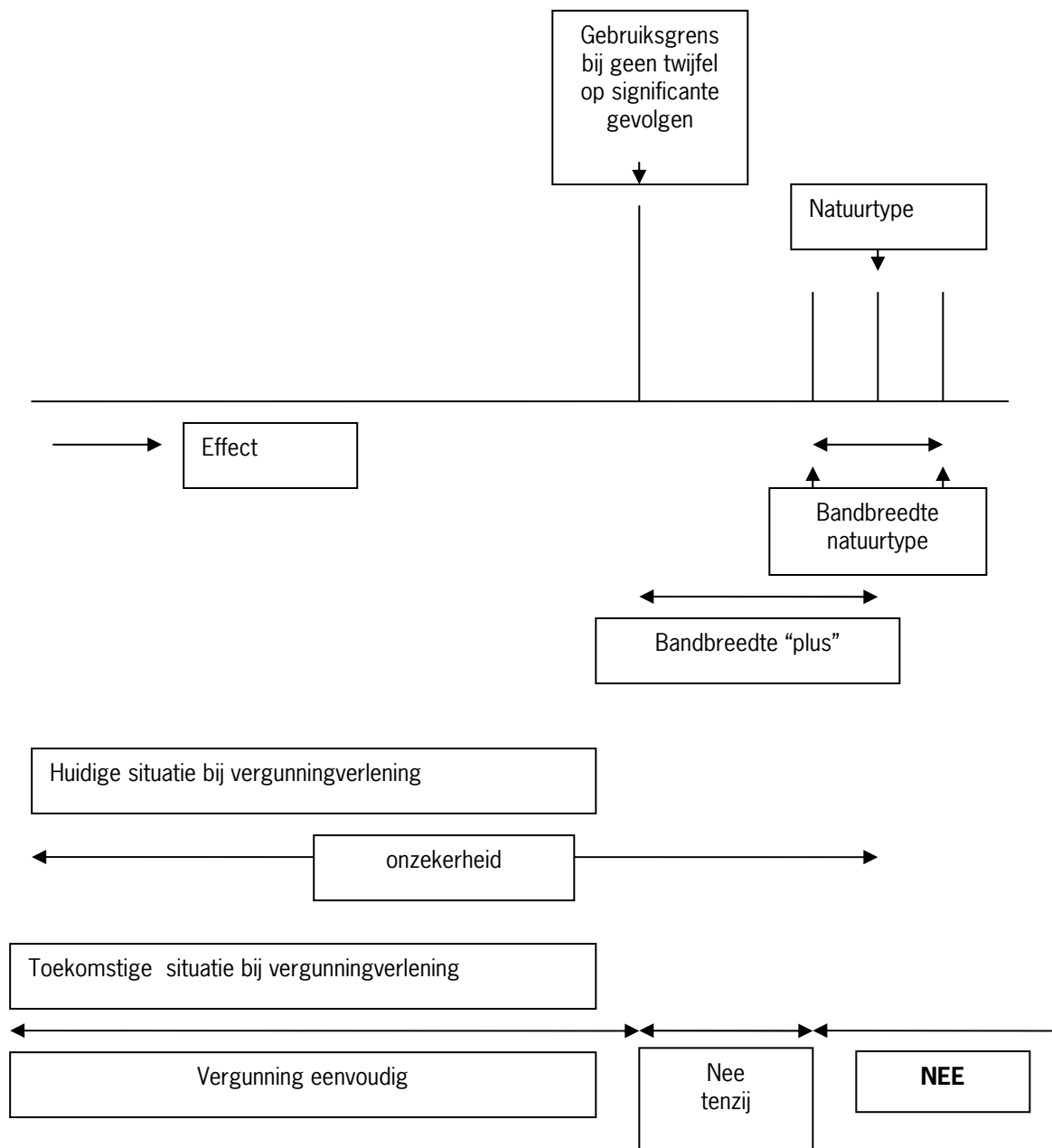
1. Onzekerheid in gegevens en/of methodieken om het ecosysteem te bestuderen. Dit betreft in feite een kennislacune en is met meer onderzoek op te lossen.
2. Onzekerheid inherent aan ecologische systemen. Dit betreft de complexe interacties tussen processen op verschillende spatio-temporele schaalniveau's en regime shifts. Het is een structurele onzekerheid die niet met meer kennis is op te lossen.
3. Onzekerheid in de weging van voorspelde veranderingen in het ecologische systeem. Dit betreft de interpretatie van de wetteksten, het maatschappelijk debat en de politieke keuzes. Dit is een bron van onzekerheid waarmee alle partijen te maken hebben.

Afgeleid van zowel ecologische als maatschappelijke overwegingen dienen helder gekwantificeerde instandhoudingsdoelen te worden opgesteld uitgaande van een hoofddoelstelling voor de Waddenzee als natuurgebied met menselijk medegebruik. Vervolgens kunnen significante grenzen aan gebruik worden aangegeven, in tijd en ruimte gespecificeerd, en de bandbreedte hiervan worden vastgesteld. Zelfs dan moet rekening worden gehouden met onzekerheden zoals genoemd onder punt 2. Heithaus et al. (2008) geven bijvoorbeeld aan dat onverwachte effecten in systeemgedrag kunnen optreden bij afname van toppredatoren, onder andere door gedragsveranderingen bij de prooi-soorten.

Omdat het onmogelijk is om dit voor alle typen te doen in de beschikbare tijd, en het wellicht zelfs onmogelijk zal blijken, wordt in deze rapportage een poging gedaan de bovengenoemde benadering te volgen voor typen

waarvan gedacht wordt dat verschillende niveaus van detaillering mogelijk zijn. In toenemende mate van complexiteit of mogelijkheid voor definiëring van het type zijn dat:

- Kwelders
- Mosselbanken
- Vogelpopulatie of vogelgemeenschappen
- Habitatype 1040 (droogvallende wadplaten).



Figuur 3.1. Schema voor vaststellen van gebruiksgrenzen.

4. Uitwerking natuurgrenzen gebaseerd op ecologische kennis

4.1 Kwelders

4.1.1. Kwantiteit

Kwelders en schorren stellen eisen aan de minimale grootte, het areaal. Een minimum areaal is noodzakelijk vanwege de kwetsbaarheid van kleine locaties, het behoud van de biodiversiteit en om verjonging door cyclische ontwikkeling mogelijk te laten zijn. Beeftink (1984) en het Handboek Natuurdoeltypen (Bal *et al.*, 2001) noemen voor dit doel een **minimumareaal van 500 ha** per (deel)waterlichaam. Slechts dan is de als volgt gedefinieerde potentiële biodiversiteit mogelijk:

- variatie op grond van de geomorfologische randvoorwaarden en
- diversiteit in vegetatiezones en plantengemeenschappen met de bijbehorende biotopen voor ongewervelde dieren en voor vogels.

4.1.2. Kwaliteit

Binnen het type “kwelder” worden verschillende “natuurtypen” onderscheiden die hoofdzakelijk gekarakteriseerd worden door de samenstelling van de vegetatie. De vegetatie is gerelateerd aan een bepaalde hoogtelijn en dus overstromingsfrequentie. Aangenomen wordt dat er een **breekpunt** in dat “natuurtype” optreedt wanneer het bodemniveau van een deel van een bepaalde zone onder het laagste niveau komt te liggen waarop de voor die zone karakteristieke plantensoort nog voorkomt. Indien het bodemniveau onder deze grens komt te liggen wordt aangenomen dat de vegetatie wordt vervangen door de dominante soorten uit de zone die eronder ligt. Als dergelijke verschuivingen (regressie) tussen kwelderzones plaatsvinden hoeft dat niet per se nadelig te zijn. Het kan ook als dynamiek binnen het systeem worden gezien. Er kunnen zich echter twee situaties voordoen die als ongewenst worden beschouwd:

1. een teruggang van lage kwelder (met meerjarige, goed sediment vastleggende *Puccinellia*) naar pionierzone (met éénjarige, weinig sediment invangende *Salicornia*) of
2. een teruggang van pionierzone naar geheel onbegroeid wad.

In het eerste geval vindt regressie plaats van een vrij stabiele naar een onstabiele kwetsbare situatie en in het tweede geval is geen eens meer sprake van kwelder of pionierzone.

Voor enkele kwelders rond de Waddenzee zijn (theoretische) ondergrenzen (**natuurgrenzen?**) van vegetatiezones vastgesteld (Tabel 4.1). Een zeer goede of slechte ontwatering kunnen een groot effect hebben op de ondergrenzen en daar moet dus altijd rekening mee gehouden worden.

Tabel 4.1. *Ondergrens vegetatiezones in een aantal Waddenzeekwelders (cm+NAP) gecorrigeerd voor de GHW-trend en de bij de zones behorende minimale bedekking door Kweldergras (Puc) en Zeekraal (Sal).*

Vegetatiezone	Bedekking	Ameland ¹	Friesland midden ²	Groningen west ²	Peazemerlannen ³
Midden kwelder		146 (beweid) 136 (onbeweid)	135	136	129
Lage kwelder	Puc > 5%	121	122	114	116
Pre-laag	Puc < 5%	112	112	104	106
Pionierzone	Sal > 5%	86	90	80	84
Pre-pionier	Sal < 5%	82	64	59	58

¹⁾ Tabel 5.3 in Eysink *et al.* (1995)

²⁾ Tabel 4.6 en 4.7 in Dijkema *et al.* (1991)

³⁾ Berekend uit ²⁾ en gecorrigeerd voor 6 cm lager GHW

In de Integrale Bodemdalingstudie Waddenzee (Oost *et al.*, 1998) zijn de volgende uitgangspunten geformuleerd om de effecten van bodemdaling op kwelders te kunnen voorspellen:

- **Er treden geen effecten van bodemdaling op in de kweldervegetatie indien de opslibbing in balans is met de som van de bodemdaling en de zeespiegelstijging.** Bij onvoldoende compensatie van de bodemdaling door opslibbing daalt het maaiveld en is de opslibbingsbalans negatief. De zonehypothese zegt dat er effecten van bodemdaling op de kweldervegetatie worden verwacht indien de maaiveldhoogte daalt, d.w.z. indien de opslibbingsbalans negatief is. De effecten van GHW-schommelingen (Beeftink, 1987; Olff, *et al.*, 1988; Dijkema *et al.*, 1990) en de negatieve effecten van de stijging van GHW (Feeckes, 1950; Beeftink, 1986) onderbouwen de zonehypothese. Met name de gebeurtenissen in de Oosterschelde laten zien dat de overstromingsfrequentie in hoge mate bepaalt welke vegetatie op een bepaald niveau voorkomt (De Jong & Van der Pluijm, 1994; De Jong *et al.*, 1994).
- **Er treden geen effecten op in de kweldervegetatie bij een tijdelijk en gering tekort in de opslibbingsbalans van 5 cm (= grenswaarde; Oost *et al.*, 1998; “Natuurgrens” in de betekenis van de Adviesgroep Waddenzeebeleid 2004).** De redenen hiervoor zijn :
 1. Binnen een termijn van tien jaar zijn de jaar-op-jaar veranderingen in GHW van meer belang. Eén jaar met een verandering in GHW van 5-10 cm kan al tot een verschuiving van sommige planten leiden. Deze veranderingen vinden in hetzelfde jaar plaats bij een lager GHW en worden één of meer jaren vertraagd bij een hoger GHW (Beeftink, 1986, 1987). Ondertussen gaat de opslibbing door (Dijkema *et al.*, 1990).
 2. De zoutplanten groeien lang niet altijd op de ondergrens van hun zone (Van Duin *et al.*, 1997; Eysink *et al.*, 2000ab, 2005). Dat geeft extra rek in het systeem.
 3. Op Ameland blijkt dat deze redenering zelfs bij een nog groter tekort in de opslibbingsbalans juist is (Eysink *et al.* 2000a, 2005). De autonome successie in de vorm van veroudering naar een climax-vegetatie of successie naar de vegetatie van een hogere kwelderzone blijkt bij de helft van de pq's op Ameland gewoon door te gaan.
 4. Op Ameland zou aan de huidige theorie over de sterke rol van de maaiveldhoogte in de kwelderzonering (zoneringshypothese) op grond van 18 jaar monitoring van de effecten van bodemdaling getwijfeld moeten worden. In de weinige gevallen dat er op Ameland regressie van de vegetatie plaatsvindt is er (tevens) een relatie met een verminderde water aan/afvoer, vertrapping door vee of met kliferosie.

De uitkomsten van de kweldermonitoring op Ameland hebben aangetoond dat de **mate van ontwatering en de beweiding** eveneens van belang zijn; binnen marges zijn de effecten daarvan misschien wel groter dan van de zonering. Voor de Peazemerlannen is dit van belang voor de kommen. De vegetatie groeit daar gemiddeld 40 cm boven de ondergrens. De bepalende factor voor het type vegetatie is daar de ontwatering. Door terugschrijdende erosie in kleine kreekjes vindt in de kommen natuurlijke kreekvorming plaats. Zodra een kom daardoor ontwaterd wordt zal zeer snel successie van de pionierzone naar de lage kwelderzone plaatsvinden, geheel los van eventuele bodemdaling. **Deze processen maken het stellen van natuurgrenzen niet eenvoudig.**

De **kwaliteits-referentie** opgesteld voor de KRW (Dijkema *et al.*, 2005) geeft een aantal (natuur)**grenzen** voor de vegetatiezonering binnen kwelders en is gebaseerd op de volgende aannames:

- a. Binnen een (deel)waterlichaam moeten de vegetatiezones pionier, laag, midden en hoog op een evenwichtige wijze voorkomen. D.w.z. dat hun aandeel in de totale vegetatie niet te klein en niet te groot mag zijn. De verschillende kwelderzones worden in de beoordeling gewaardeerd op het percentage dat zij beslaan van het totale kwelderareaal van een (deel)waterlichaam. Als grenswaarden worden 5 % gebruikt voor de ondergrens en 35 of 40% voor de bovengrens. Ligt het percentage tussen de grenswaarden dan krijgt de zone de beoordeling “goed” (1); erboven of eronder “slecht” (0). De keuze welke bovengrens wordt gebruikt, wordt bepaald door het aantal zones dat wordt meegenomen in de beoordeling van een bepaald (deel)waterlichaam: bij 4 zones 40% en bij 5 zones 35%.
- b. De climax-vegetaties mogen niet domineren binnen de vegetatiezone waar ze thuis horen. Het areaal Riet is maximaal 50% van het areaal ‘zones brak + Riet’, en het areaal Zeekweek is maximaal 50% van het areaal ‘zones hoog + Zeekweek’.

Kwelders bevatten van nature krek en poeltjes. Uit het onderzoek van Reents (1995) naar het ontwateringssysteem van de kwelderwerken, de kwelders langs de Friese en Groningen vastelandskust, en enkele natuurlijke referentiegebieden blijkt dat in alle natuurlijke kwelders ruim 90% kwelderoppervlakte en 10% kreekoppervlakte voorkomt. In de oorspronkelijke kwelderwerken is de verhouding kwelder-geulen 80% staat tot 20%.

In Reents (1995) is ook gekeken naar poeltjes. In de best volgroeide natuurlijke kwelder (Stiffkey, GB) is het grootste aantal en oppervlakte aan poeltjes gemeten: ruim 6%. Maar de maximale afmeting van afzonderlijke poeltjes is daar met 10 x 10 m het kleinst (Tabel 4.2). In de kwelderwerken van de Dollard is de oppervlakte poeltjes na het stoppen van begroeiing in het slechtste geval nog onder de 8% gebleven (Zijlstra, 1993).

Tabel 4.2. *Aandeel en maximale afmetingen van natte/kale plekken en poeltjes in de kwelderwerken en natuurlijke referentiekwelders (Reents, 1995).*

<i>Kwelderwerken</i>	<i>Totale oppervlakte (%)</i>	<i>Maximale afmeting (m)</i>	<i>Bijzonderheden</i>
Noordpolder (Groningen, NL)	0	0 x 0	
Julianapolder (Groningen, NL)	0	0 x 0	
<i>Referentiekwelders</i>			
Cappel (Dsl)	0,4	20 x 8	enkele grote kale/natte plekken
Elisabeth Außengroden (Dsl)	1,3	50 x 25	enkele grote kale/natte plekken
De Schorren (Texel, NL)	2,6	60 x 20	enkele grote kale/natte plekken
Stiffkey (UK)	6,1	10 x 10	veel kleine poeltjes

Aan de hand hiervan zijn voor de Krekproef (Van Duin et al., 2003) de volgende **grenswaarden** geformuleerd om aan te geven wanneer het criterium voor "niet meer aanvaardbaar" wordt overschreden:

De kweldergrens mag (gemiddeld) niet meer opschuiven dan 100 m richting zeedijk. De totale oppervlakte aan natte/kale plekken mag niet meer bedragen dan 10 %.

De grootte van afzonderlijke natte/kale plekken mag niet meer zijn dan 50 x 25 m, dan wel een maximale strijklengte van 80 m.

4.1.3. Natuurgrenzen voor kwelders

In Tabel 4.3 zijn de belangrijkste parameters met de bijbehorende grenswaarden (soms minimum, soms maximum en soms slechts indicatie) samengevat.

Tabel 4.3. *Belangrijkste parameters met indicatie voor **natuurgrenzen** (indien mogelijk):*

<i>Parameter</i>	<i>Grenswaarde</i>
Bodemopbouw	Bij voorkeur zo natuurlijk mogelijke geomorfologie ontstaan door natuurlijke opslibbing.
Areaal per kwelder	Het minimum areaal voor een levensvatbare kwelder met mogelijkheden voor voldoende biodiversiteit wordt geschat op 500 ha.
Klifranden	Vormen een natuurlijk onderdeel van een kwelder; erosie moet wel in evenwicht zijn met aangroei.
Ondergrens pionierzone	5% bedekking met Zeekraal
Ondergrens lage kwelder	5% bedekking met Kweldergras
Optimale verdeling habitattypen	H1310 ca. 5-25 % (met bedekking > 5%) en H1330 ca. 75%
Optimale verdeling vegetatiezones	Alle mogelijke zones moeten aanwezig zijn met een voorkomen van

	minimaal 5% en maximaal 40% (bij een totaal van 4 vegetatiezones) of 35% (bij een totaal van 5 vegetatiezones)
Climax stadia	Maximaal 50% areaal binnen de vegetatiezone waartoe ze behoren
Regressie vegetatie	Teruggang van hoge of midden kwelder naar lage kwelder is een waardevolle verjonging. Teruggang van lage kwelder naar pionierzone met Zeekraal of teruggang van pionierzone naar geheel onbegroeid wad is over het algemeen ongewenst. Een zekere dynamiek is soms echter wel gewenst, maar dan moeten deze twee vormen van regressie zeer goed gemonitord worden
Beweiding	Ter indicatie wordt hier de functie-eis opgesteld door RWS voor de kwelderwerken aangegeven: Afwisseling van intensief (ca. 35 %), matig (ca. 20 %), extensief (ca. 20 %) en onbeweide (ca. 25 %) gebieden. Gemiddeld ca. 0,5 GVE per ha.
Ontwateringssysteem	Moet bij voorkeur op natuurlijke wijze zijn ontstaan (geomorfologie) en bestrijkt maximaal ca. 10% van kwelderoppervlak
Poeltjes	Maken deel uit van een natuurlijke kwelder; totaal oppervlak maximaal ca. 6% en maximale afmeting <1250 m ² en/of maximale strijklengte 80 m.

4.2 Droogvallende mosselbanken

Een natuurgrens is een grenswaarde waarbinnen een bepaald natuurstype bestaat. Wanneer de grens wordt overschreden verandert dit natuurstype in een ander natuurstype.

Mosselbanken vormen een integraal onderdeel van EU-habitat type 1140 "droogvallende wadplaten". Ze zijn daar een belangrijke kwaliteitsparameter, onder andere vanwege hun functie in de pelagisch-benthische koppeling waarbij slib en organisch materiaal wordt vastgelegd in en rond de bank, het belang als voedsel voor zowel schelpdieretende vogels als vogels die op en rond de mosselbank foerageren, en de landschappelijke aspecten van de boven de zandige omgeving uitstekende structuren.

Daarnaast vormen ze een specifiek ecotoop en mosselbanken worden expliciet genoemd als "ecotarget" in trilaterale overeenkomsten en beleidsstukken zoals PKB en beheerplannen.

Definitie mosselbank

Een mosselbank is:

"een benthische gemeenschap waar mosselen beeldbepalend zijn, en die bestaat uit een ruimtelijk goed af te bakenen lappendeken van grote of kleine groepen mosselen die als bulten boven de omgeving kunnen uitsteken en die door open ruimtes gescheiden zijn" (Brinkman et al. 2003).

Binnen het begrip mosselbank worden 3 typen onderscheiden (Brinkman et al. 2003):

- **Zaadbanken:** veelal eenvormige voorkomens van pas gevestigd ("gevallen") mosseelzaad op een kale ondergrond. De bank heeft nog niet altijd een gedefinieerde structuur, de samenstelling (grootte, leeftijd) is nog geheel uniform. Andere organismen vormen nog geen groep van betekenis.
- **Jonge mosselbanken:** de zaadbank heeft de eerste winter overleefd, en bestaat uit mosselen van 2-3 cm lengte. De bank begint een duidelijke structuur te krijgen.
- **Oude mosselbanken:** de bank heeft inmiddels twee winters overleefd, bestaat onder andere uit oudere mosselen (>2 jaar), en heeft een geprononceerde structuur.

Buiten de mosselbanken kunnen ook min of meer los- en verspreid liggende mosselen voorkomen

(strooimosselen). Deze mosselen maken geen onderdeel uit van het na te streven oppervlakte mosselbanken (2000-4000 ha, Beleidsbesluit Schelpdiervisserij 2005-2020). Strooimosselen kunnen onderscheiden worden in (Brinkman et al. 2003):

- restanten van oude banken

- uiteengeslagen banken waarvan de over het wad rollende mosselen zich hebben vastgehecht aan hard substraat (dikwijls grote oude kokkels).
- recent gevestigde broedval op verspreid aanwezig geschikt substraat.



Meerjarige mosselbank (ontstaan in 2001) onder Rottum (banknr. 703) met geprononceerde structuren

Deze definitie en onderverdeling gaan eigenlijk voorbij aan het feit dat een mosselbank vaak een combinatie is van meerdere van deze onderdelen. Wanneer mosselzaad valt op een oudere bank ontstaat vaak een complexe structuur met mosselen van meerdere jaarklassen (fig. 4.1) op- en door elkaar met daarnaast voorkomens van stroommosselen en oude bankrestanten. Daarnaast slaan er regelmatig delen af, groeien delen aan of verschuiven (delen van) de mosselbank (fig. 4.2).

Voor het in kaart brengen van mosselbanken voor het volgen van de ontwikkeling of het bepalen van het areaal aan mosselbanken in de Waddenzee wordt een praktische en meer op de inventarisatiepraktijk gerichte definitie gehanteerd (protocol mosselbanken, Brinkman et al. 2003). Het opgestelde protocol is eenvoudig en gaat, naast de bovenstaande definitie, uit van 3 basisregels. De bank moet structuur hebben, er wordt een maximale afstand tussen de volgende bult aangehouden, en de bank moet een minimale bedekking hebben (Brinkman et al. 2003).

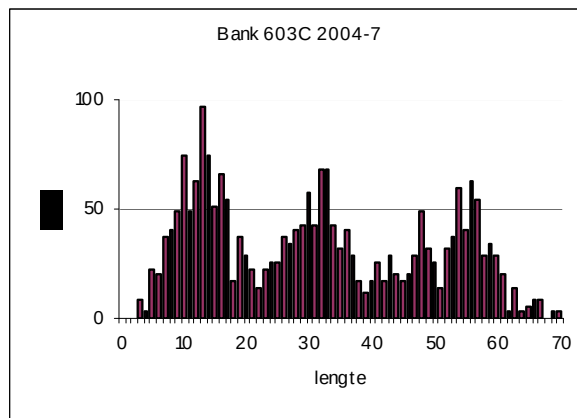


Fig. 4.1 Lengtefrequentieverdeling van mosselen op mosselbank 603 (onder Schiermonnikoog) in 2004. Aan de pieken is te zien dat deze bank, die waarschijnlijk is ontstaan in 1995, nu uit minimaal drie verschillende jaarklas-groepen bestaat (broedval 2003, broedval 2002 en broedval van 2001 en eerder).

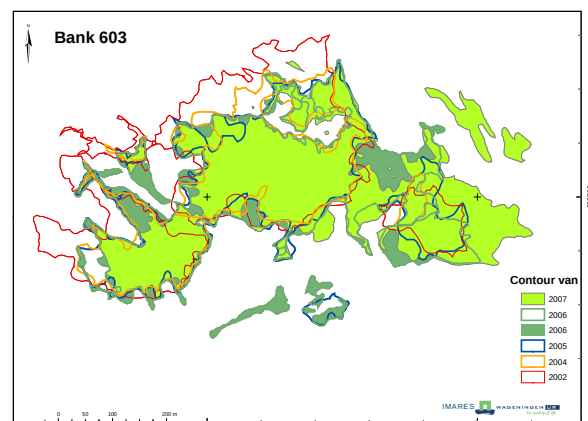


Fig. 4.2 Jaarlijkse verandering (afslag en aangroei) in oppervlakte van bank 603 (Schiermonnikoog) tot 2007.

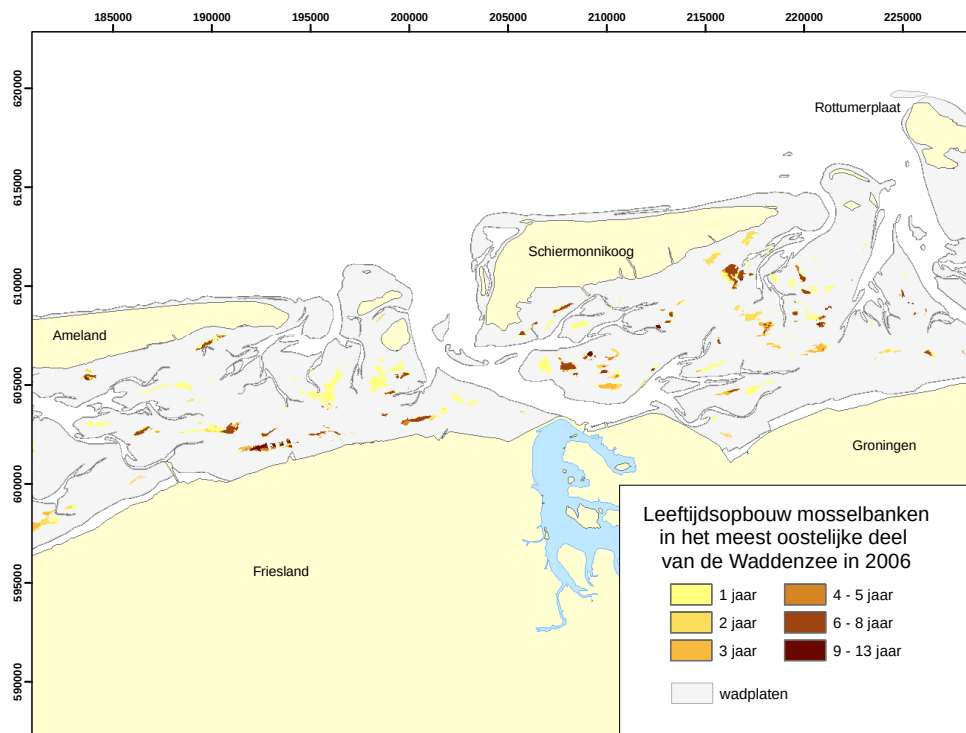
Wanneer een wadplaat met (mogelijkheden voor het bestaan van) mosselbanken als een apart natuurstype wordt bestempeld, dan is de vraag waar de natuurgrens ligt waarbinnen dit natuurstype blijft bestaan.

Voor bestaansmogelijkheden voor mosselbanken moeten allereerst de abiotische factoren geschikt zijn voor de vestiging en overleving van mosselbanken. Daarnaast moet de bank bepaalde stabiliteitskenmerken bevatten om bestand te zijn tegen de op die locatie heersende overlevingsfactoren.

De abiotische factoren, stabiliteitskenmerken en overlevingsfactoren vormen echter een complex systeem met vele interacties en feedbacks. De bestaansmogelijkheden van mosselbanken zijn daarnaast afhankelijk van veel dynamische factoren en in sommige situaties zelf toevalligheden. Een mosselbank op locatie A kan in het ene jaar

weinig last hebben van negatieve omgevingsfactoren, terwijl deze factoren in een ander jaar wel zo negatief zijn dat de bank niet overleefd. Ook kan een bepaalde bank in jaar A stabiel genoeg zijn om bestand te zijn tegen bepaalde omgevingsfactoren, terwijl deze in een ander jaar zo van kenmerken is veranderd dat dezelfde omgevingsfactoren nu voor het verdwijnen van de bank kunnen zorgen, of andersom

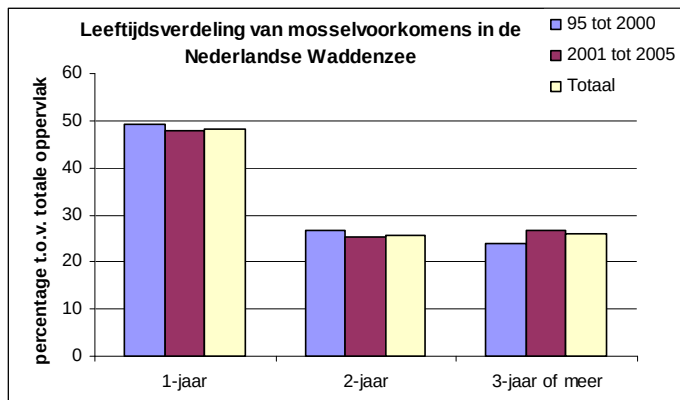
Mosselbanken kunnen hoge leeftijd bereiken. Op grond van jaarlijkse inventarisaties kan voor banken of delen daarvan aangegeven worden hoe oud dat deel is.



Figuur 4.3 Mosselbanken van verschillende leeftijd in 2006. Gebaseerd op gegevens uit IMARES mossel- en kokkelsurvey (Goudswaard et al. 2006)

In figuur 4.3 is voor 2006 in het waddengebied onder Schiermonnikoog en Ameland aangegeven welke leeftijd de mosselbanken of delen daarvan hadden. Hieruit blijkt dat er aanzienlijke oppervlakken met oude mosselbanken aanwezig zijn waarvan een aantal van respectabele leeftijd, vooral gezien het feit dat er geen banken meer aanwezig waren in de periode tussen 1991 en 1994. In het kader van discussies rond het thema “natuurgrenzen” is het belangrijk na te gaan of het aan te geven is onder welke omstandigheden mosselbanken aanwezig blijven in een gewenste hoeveelheid, en wanneer ze al dan niet geleidelijk verdwijnen.

In figuur 4.4 is aangegeven welk percentage van het bankoppervlak een bepaalde leeftijd heeft weten te bereiken. Hiertoe is de gehele Waddenzee opgedeeld in blokjes van 10 bij 10 meter, en voor elk blok is aangegeven of daar wel of geen mosselbank aanwezig was in een bepaald jaar. Vervolgens werd nagegaan hoe oud de mosselen op die plek maximaal aanwezig waren. De resultaten zijn weergegeven voor de periode 1995 tot 2000, de periode 2001 tot 2005 en voor de gehele 10 jarige periode. Uit de figuur blijkt dat ongeveer 50% van het oppervlak waar mosselen gevonden werden niet ouder werd dan 1 jaar, 25% 2 jaar en 25% ouder dan 3 jaar. De twee verschillende perioden geven een vergelijkbaar beeld. In de verschillende deelgebieden van de Waddenzee worden wel verschillen gevonden tussen de perioden.



Figuur 4.4 Leeftijd van mosselbanken in de Nederlandse Waddenzee. Het betreft het percentage cellen (100*100m) die vallen in de categorieën 1, 2 of 3 jarig -of- ouder ten opzichte van het totale hoeveelheid mosseloppervlak. Gebaseerd op IMARES-mossel- en kokkelsurvey.

Het is dus duidelijk dat grote delen of hele mosselbanken verdwijnen in hun eerste jaar, maar ook dat een deel van de banken een respectabele leeftijd kan bereiken. Die delen kunnen langzaam in oppervlak of bedekkingsgraad achteruitgaan, en op enig moment is het resterende oppervlak of de bedekking niet meer zodanig dat nog van een mosselbank sprake is. Dan is het natuurstype dus verdwenen, en is de natuurgrens ergens in de loop van de tijd overschreden. Het komt echter regelmatig voor dat ruim of net voor het bereiken van die grens nieuwe broedval optreedt en de bank weer jaren in stand blijft. Zo'n bank ontwikkelt zich dan als zoals hieronder aangegeven.

Wanneer de bank ouder wordt komen er steeds meer lege schelpen in de bank door sterfte van mosselen of ingespoelde dode schelpen. Het oppervlak van de bank bestaat dan nog voor ongeveer 40% uit levende mosselen (Fey et al 2008, Dankers et al 2004). Onder de mosselbank ontstaat een sedimentlaag van geproduceerde faeces en pseudofaeces, ingespoeld zand, schelpresten en organisch detritus, waardoor de verticale structuur toeneemt. Op een bestaande bank kan soms zodanig veel zaad vallen dat de oude mosselen verstrikt raken. De populatie bestaat dan nog slechts uit één jaarklasse. Toch kan dan niet gesproken worden van een "jonge" bank. In dit type banken kan de geschiedenis vastgesteld worden door het beschrijven van verticale profielen. Daaruit blijkt dikwijls dat een bank is opgebouwd uit verschillende lagen waar banken uit meerdere decennia elkaar opvolgen. De verstikte en begraven mosselen staan dan nog in de positie zoals ze op de originele banken voorkwamen. Hierover zijn meerdere voorbeelden bekend uit het Duitse wad (Figuur 4.5).

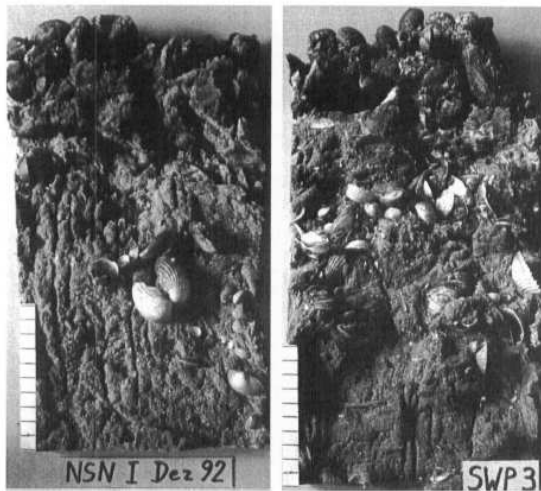
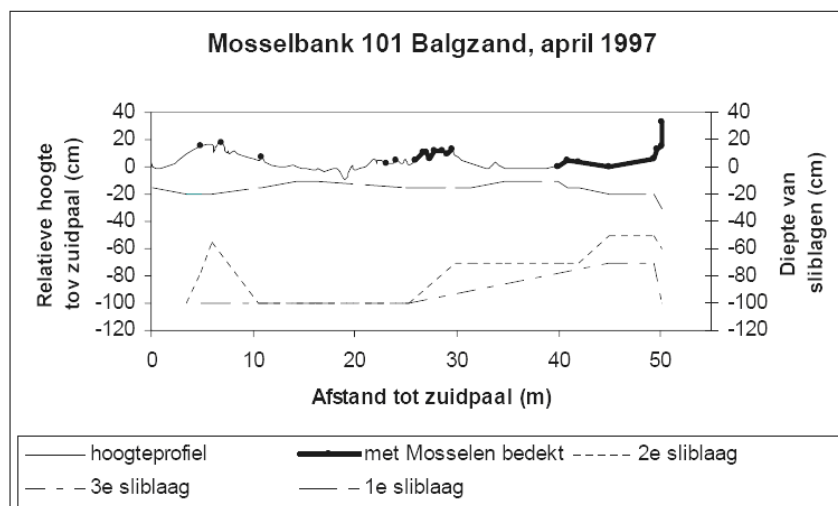


Fig. 2. Relief cast showing the vertical profile of a young *Mytilus* bed about 15 months after larval settlement. On top live *Mytilus edulis* of nearly 4 cm length, spaces between individual mussels filled with muddy sediment, below this live horizon a 2-cm-thick biosedimentary "mud layer": fine sand with ca. 28.5% mud. The deeper part of the profile reveals densely spaced tubes of the polychaete *Lanice conchilega* on which the *Mytilus* larvae have settled. – Scale: 10 cm. – Backbarrier area of Spiekeroog Island, site 1; southern North Sea.

Fig. 3. Relief cast showing the vertical profile of a mature *Mytilus* bed with two generations of *Mytilus edulis*: adults 6–7 cm length; juveniles 3.2 cm length. Spaces between individual mussels filled with muddy sediment, below the live horizon a 4-cm-thick biosedimentary "mud layer": fine sand with ca. 44% mud. The deeper parts of the profile exhibit two reworked shell layers originating from former *Mytilus* colonies. – Scale: 10 cm. – Backbarrier area of Spiekeroog Island, site 2; southern North Sea.

Figuur 4.5. *Vertical profiel van een jonge (links) en een oude (rechts) mosselbank* (Hertweck and Liebezeit, 1996)

Ook in profielen over mosselbanken uit de Nederlandse Waddenzee zijn oude harde schelplagen op verschillende diepten gemeten aan de hand van het voorkomen van sliblagen. Een voorbeeld is gegeven in figuur 4.6. Ook ontstaat er in oudere banken een taxonomisch gevarieerde verzameling van soorten, zodat er uiteindelijk een complexe levensgemeenschap ontstaat (Saier, 2002).



Figuur 4.6 *Schelplagen van oudere mosselbanken onder een bestaande bank (Balgzand)* (Dankers et al, 2004)

Het is dus duidelijk dat het natuurtpe mosselbank af en toe opnieuw ontstaat en ook, al dan niet geleidelijk, verdwijnt. Omdat meerdere factoren een invloed uitoefenen op de mogelijkheden voor overleving moeten deze

allemaal, zowel afzonderlijk als in combinatie betrokken worden bij het oordelen over het al dan niet bereiken van een natuurgrens of het vaststellen van gebruiksgrenzen.

Factoren die de overleving van mosselbanken bepalen

De stabiliteit van een mosselbank bepaalt in hoeverre een mosselbank bestand is tegen natuurlijke en antropogene omgevingsfactoren. De locatie van de mosselbank bepaalt in hoeverre de mosselbank wordt blootgesteld aan deze factoren. Daarnaast bepaalt de locatie de bestaansmogelijkheden van de mosselbank door de abiotische factoren die daar ter plekke heersen zoals droogvalduur of sedimentsamenstelling.

Stabiliteit van banken

De stabiliteit van een mosselbank wordt door een aantal individuele eigenschappen bepaald (stabiliteitskenmerken). Deze zijn dus bankspecifiek. Voorbeelden zijn;

- leeftijd van de bank,
- leeftijdsopbouw en dichtheid van de mosselen in de bank,
- hechting van mosselen door byssusdraden
- de bankstructuur, waaronder begroeiing door macroalgen
- stevigheid en structuur van de ondergrond

Overleving van banken

Omgevingsfactoren zijn variabelen die van buitenaf op een bank inwerken en bepalen of een bank al dan niet overleeft. Ze moeten onderscheiden worden in biotische en abiotische factoren. Voorbeelden zijn:

Biotische factoren:

- regelmaat van zaadval
- predatie
- menselijke activiteiten

Abiotische factoren:

- droogvalduur
- sedimentkarakteristieken
- temperatuur
- zoutgehalte
- zuurstofgehalte
- stroomsnelheden en golfwerking

Veel abiotische factoren, en vooral degene die samenhangen met stroom- en golfwerking, worden voor een groot deel door de (geo)morfologie bepaald. Wat dat betreft zijn belangrijk:

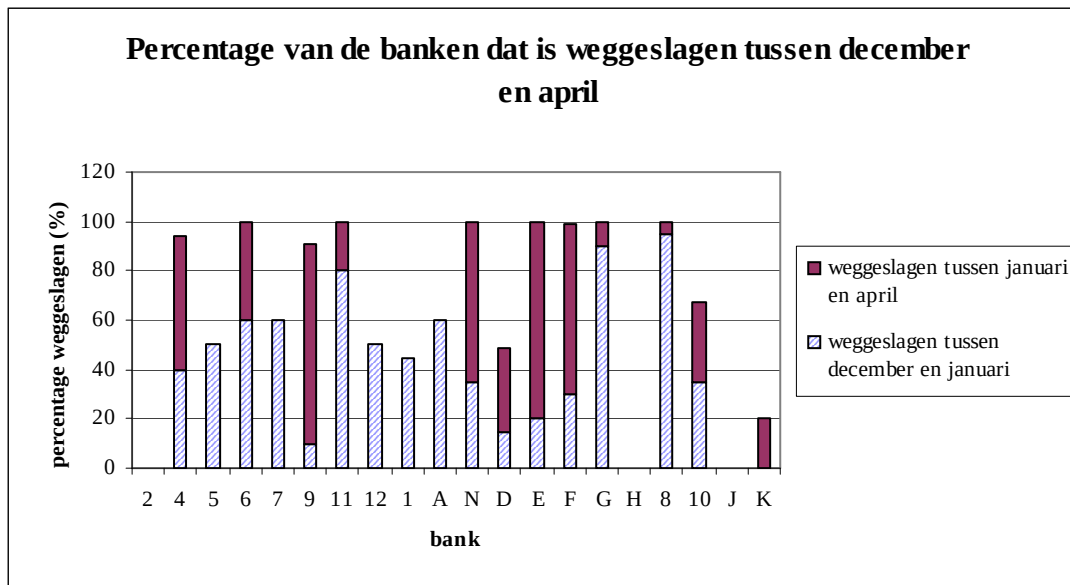
- expositie van de bank
- ligging van geulen
- richting van overheersende winden
- hoogte
- patchgrootte binnen de bank

Uit voorgaande opsomming is het duidelijk dat het voortbestaan van een mosselbank, en dus de natuurgrenzen, door zeer veel factoren, al dan niet in combinatie bepaald wordt.

De specifieke invloed van de verschillende factoren is uitgebreid beschreven in de internationale literatuur en voor een groot deel samengevat door Brinkman et al. (2003)

Wat betreft abiotische overlevingsfactoren kan uit de beschikbare informatie het volgende geconcludeerd worden:

“Stormen en ijsgang kunnen de structuur van een bank dusdanig aantasten dat een bank volledig of deels verdwijnt (Dankers et al. 2001; Steenbergen et al. 2005). Volgens Steenbergen et al. (2003) verdwijnt er jaarlijks in de winter gemiddeld 40% van het in het najaar aanwezige mosselareaal. Overigens bleek wel dat mosselbanken vaak niet volledig verloren gaan in de winter, maar dat slechts een deel van de bank verdween. In de winter van 2001-2002 is dit in detail gevolgd op 20 mosselbanken. De resultaten zijn weergegeven in fig 4.7



Figuur 4.7 Percentage van de banken dat is weggeslagen tussen december 2001 en april 2002 (uit Dankers et al. 2004)

Uit de figuur blijkt dat van de 20 banken er 9 in april (nagenoeg) verdwenen waren. Van een zevental was nog ongeveer 50% van het oppervlak over en 4 banken waren qua oppervlak nagenoeg onaangetast. Relatieve winterverliezen zijn vaak hoger in jaren na goede broedval. Dit zou erop kunnen wijzen dat jonge mosselbanken, die nog niet stevig in het door hen opgebouwde sediment verankerd zijn, gevoeliger zijn voor winterstormen.

Stormen worden beschouwd als hoofdoorzaak van het natuurlijk verdwijnen van grote arealen aan mosselbanken. De stabiliteit van de mosselbank speelt een grote rol bij het overleven van winterstormen. De gemiddelde winteroverleving is het hoogst in de, volgens de habitatkaart (Brinkman & Bult, 2003), meest voor mosselbanken geschikte 2% van de Waddenzee. Dit wil echter niet zeggen dat banken in de, volgens de habitatkaart, minder geschikte gebieden niet kunnen overleven. Ook in deze gebieden komen oudere mosselbanken voor (Steenbergen et al. 2003), en tot nu toe is het nog niet mogelijk gebleken het al of niet overleven van individuele mosselbanken aan de hand van de op dit moment beschikbare gegevens te voorspellen."

Ook wat betreft de biotische factoren is het duidelijk dat meerdere aspecten optreden waardoor het vaststellen van grenzen waarbij een omslag optreedt niet eenvoudig of zelfs onmogelijk is.

We hebben nu gegevens over het oppervlak van mosselbanken over een groot aantal jaren in een nagenoeg ongestoorde situatie, en op vergelijkbare manier gemeten en in kaart gebracht. De ontwikkeling van het oppervlak is geplott in figuur 4.8

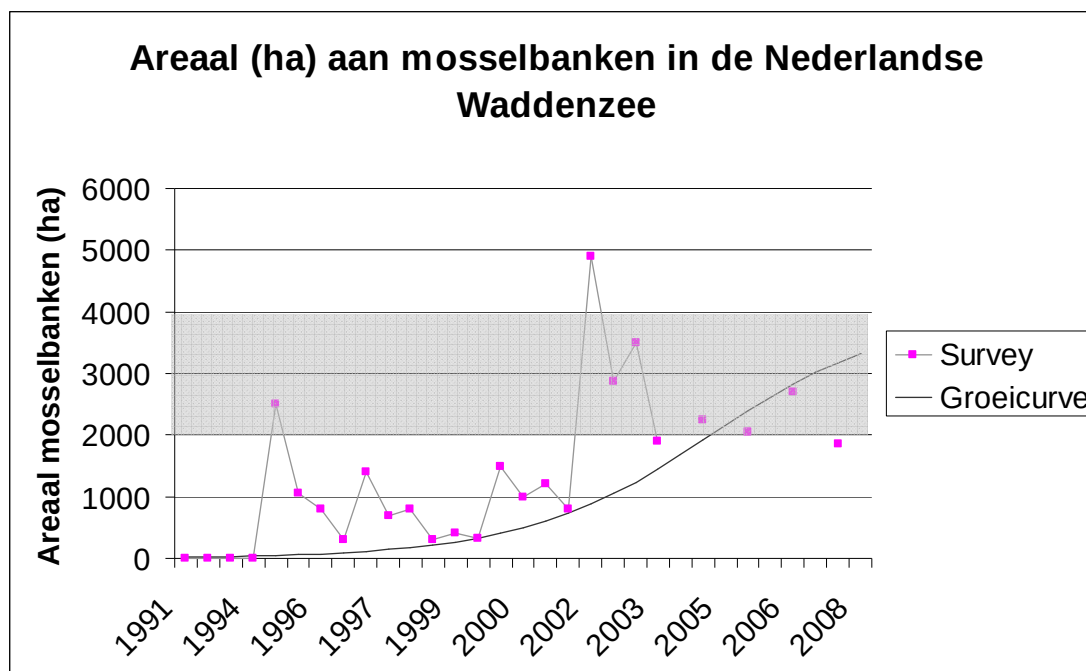


Fig. 4.8 *Areaal mosselbanken in de Nederlandse Waddenzee ingelopen tijdens de IMARES-surveys (o.a. Goudswaard et al. 2007). Aan de hand van de gegevens is een groeicurve ingepast die een jaarlijkse groei van 16% aangeeft.*

Figuur 4.8 kan op verschillende manieren geïnterpreteerd worden. Op basis van de groeicurve kan geconcludeerd worden dat de mosselbankenpopulatie gemiddeld met 16% groeit. Die 16% zou gezien kunnen worden als een natuurgrens. Als er dus niet meer dan 16% verdwijnt door antropogene activiteiten zou het oppervlak stabiel blijven. Men kan echter ook concluderen dat er af en toe een broedval optreedt en daarna een geleidelijke afname gevolgd door een periode van stabilisatie. De dip in 1996 is een gevolg van een zeer strenge winter. In de periode van afname heeft elke aantasting tot gevolg dat het niveau van stabilisatie lager komt te liggen, en een extra impact kan tot gevolg hebben dat het natuurtipe mosselbank verdwijnt. Wat ook opvalt in de figuur is dat het niveau waarop stabilisatie optreedt in de loop van de tijd elke keer wat hoger komt te liggen. Als een natuurlijke ontwikkeling het doel van het beleid is dan wordt er dus in een periode van afname of stabilisatie al snel een natuurgrens overschreden.

Direct na een broedval lijkt er volgens figuur 4.8 wel ruimte voor enige aantasting door antropogene activiteiten. Het probleem is dat de piekwaarde gevormd wordt door een groot aantal individuele mosselbanken die elk specifieke eigenschappen en overlevingskansen hebben. Indien banken weggevisd worden die door stormen toch zouden verdwijnen dan wordt de groei van de populatie niet (noemenswaardig) beïnvloed. Indien echter banken aangetast worden die uiteindelijk tot de stabiele populatie zouden gaan behoren dan heeft de aantasting hetzelfde effect als eerder genoemd tijdens de periode van afname of stabilisatie. Zoals ook eerder gesteld blijkt het moeilijk voorspellingen te doen wat betreft overleving van ontwikkelende banken.

Conclusie

Het is voor het natuurtipe "mosselbanken", behalve voor enkele abiotische factoren, moeilijk een natuurgrens te definiëren. Een grote mosselbank blijft een bank van dezelfde grootte zelfs als het overgrote merendeel van de mosselen verdwenen is. Volgens de overeengekomen definitie hoeft er maar 5% bedekking te zijn. De mosselbank is ook als zodanig nog aanwezig als hij zeer veel kleiner is geworden. In termen van deze rapportage is de NOR (Normal operating Range) van het natuurtipe mosselbank dus zeer ruim.

Daarnaast is het moeilijk om aan te geven waarom een bank in oppervlak of bedekking achteruit gaat. In het ene jaar of bij een bepaalde bank kan dat een gevolg zijn van visserij maar in een ander geval een storm, ijsgang, vogelvraat of uitblijven van broedval. Wel is uit ervaringen in het veld duidelijk dat banken als specifiek natuurtipe

kunnen verdwijnen als ze zich qua kenmerken aan de rand van hun NOR bevinden, en door een van de vele beïnvloedingsfactoren een zetje in de verkeerde richting krijgen.

Bij de beschrijving van het natuurstype is het wel belangrijk dat naast minimaal oppervlak en bedekkingspercentage ook aandacht wordt geschonken aan de specifieke en kenmerkende structuren van de bank als geheel. In beleidsdoelstellingen wordt, ook zonder dat ingegaan wordt op het ecologische aspect van de structuren, nadruk gelegd op landschappelijke aspecten.

Voor mosselbanken, als landschappelijk element met karakteristieke natuurwaarden, is de structuur van zulk groot belang zelfs bij aantasting van de structuur zonder dat definities die het overblijvende deel nog als mosselbank karakteriseren, tot het verdwijnen van een “karakteristieke” mosselbank kan leiden.

Op de stabiliteit of overleving van mosselbanken zijn zoveel (onbekende) externe factoren van belang met vele interacties en feedback dat basale kenmerken als bankoppervlak, bedekking of afstand tussen mosselbulten onvoldoende hulp bieden bij het stellen van een natuurgrens voor het al of niet voortbestaan van de mosselbank.

4.3 Vogelpopulaties

4.3.1. Inleiding

Ter onderbouwing van natuurgrenzen voor vogelpopulaties moet bekend zijn wát op enig moment beperkend is voor een vogelsoort gezien zijn habitateisen en de ecologische draagkracht van het gebied, en op welke wijze menselijk handelen daarop van invloed is, direct dan wel indirect.

De manier waarop vogels van Waddenzee, Delta en Noordzeekustzone gebruik maken is samen te vatten met: rusten, ruien, voedselzoeken en broeden. De functie van voedselzoeken en broeden is eenduidig. Ruien is een proces, waarbij de vogel –afhankelijk van welk deel van het verenkleed wisselt- beperkt kan zijn in zijn vliegvermogen. Rust en voldoende goed bereikbaar voedsel is een vereiste. Rusten van vogels kan noodzakelijk zijn omdat voedselgebieden niet bereikbaar zijn (rusten is in dat geval wachten), maar kan ook functioneel zijn in die zin dat opgenomen voedsel verteerd wordt tijdens (een deel van) die rustperiode.

Omdat de populatiegrootte van een soort afhangt van de balans tussen sterfte en reproductie (broedsucces) mag ook de sterfte niet te groot zijn.

Voorwaarden zijn daarom:

- 1 Ruimte om te foerageren, broeden en rusten
- 2 Tijd om te foerageren, broeden en rusten
- 3 Voedsel van voldoende kwaliteit, wat is de voedselpreferentie?
- 4 Voldoende voedsel, wat is de reden dat een prooidiersoort in de betreffende dichtheden voorkomt
- 5 Goed bereikbaar voedsel, wat is de voedselkeuze in relatie tot het voorkomen van het voedsel?
- 6 Lage onnatuurlijke sterfte

Invloedsfactoren op deze voorwaarden zijn (o.a.):

- A. Toerisme. Beïnvloedt ruimte en tijd voor foerageren, en soms ook broeden. (1,2)
- B. Visserij, directe invloed. Beïnvloedt de hoeveelheid voedsel, en de kwaliteit van het aanwezige voedsel. Mogelijk wordt ook de bereikbaarheid van voedsel beïnvloed. (3,4,5)
- C. Visserij, indirecte invloed. Hoewel dit proces ook voor andere beïnvloedingen kan gelden (verontreinigingen door scheepvaart, bijvoorbeeld) is dit bij visserij evident: door bevissing van soort X kan zijn prooi soort Y, die weer als predator optreedt voor vogelvoedsel Z, zich veel sterker ontwikkelen, waardoor vogelvoedsel Z (sterk) in hoeveelheid kan afnemen.
- D. Scheepvaart. Kan ruimtebeslag inhouden, maar tevens verontreinigingen. Het laatste kan direct van invloed zijn door extra vogelsterfte (olie, bijvoorbeeld), of kan het vogelvoedsel beïnvloeden omdat contaminanten de beschikbaarheid van voldoende voedsel van geschikte kwaliteit negatief kan beïnvloeden. TBT is hiervan een voorbeeld, waarbij de reproductie van mollusken beïnvloed kan worden.
- E. Jacht. In Nederland niet een groot item, maar in het buitenland des te meer, omdat het de sterftetekans van een soort zo groot kan maken dat het broedsucces deze extra verliezen niet voldoende kan compenseren.

- F. Klimaat, soortenverschuiving. Klimaatveranderingen kunnen gevolgen hebben voor het functioneren van organismen: de voedselbehoefte, of reproductie van soorten kan veranderen, zowel in de tijd als wat hoeveelheid betreft. Ook kan concurrentie ontstaan door nieuwe soorten, waardoor competitie om voedsel of ruimte de oorspronkelijke prooidiersoort nadelig kan beïnvloeden.
- G. Klimaat, timing van gebeurtenissen. Een bekend klimaateffect is dat de mate waarin processen of gebeurtenissen afhangen van de omgevingstemperatuur verschilt per proces of per organisme. Aldus reageert het ene proces anders op een temperatuurswijziging dan een ander. Dit kan bijvoorbeeld inhouden dat de momenten waarop algenbloei optreedt en waarop een schelpdiersoort reproduceert anders ten opzichte van elkaar gaan plaatsvinden, waardoor de betreffende schelpdierlarven slechter (of beter) van het primair-geproduceerde voedsel gebruik kunnen maken. Als dit verschijnsel per schelpdiersoort verschilt, kan dit leiden tot soortverschuiving binnen de schelpdiergemeenschap. Indien de geschiktheid van de schelpdiersoorten als vogelvoedsel verschilt, zal dit dan ook effect hebben op de foerageermogelijkheden van de betreffende vogelsoorten.
- H. Eutrofiëring. De (primaire, secundaire) productie van een watersysteem zal in alle gevallen een bovengrens kennen, die bepaald wordt door externe condities: nutriënttoevoer, mate van uitwisseling met andere waterlichamen, windeffecten die de troebelheid van de waterkolom bepalen, en aldus de mogelijke algengroei. Ook de soortsaamenstelling van de algen en eventueel hun verschijningsvorm kan van dergelijke stuurmechanismen afhangen, waardoor de geschiktheid van algen als schelpdiervoedsel verandert, en daarmee de sterkte van de schelpdierjaarklasse.
- I. Zandwinning. Zandwinning kost ruimte, en als dusdanig kan het de ruimte die geschikt is voor vogels als rust- en/of foerageergebied negatief beïnvloeden. Tenzij de winning betrekking heeft op een voedselgebied speelt hierbij vooral de relatieve grootte van het wingebied een rol; ergo, is die relatieve grootte gering, dan zijn de ruimtelijke effecten veelal niet substantieel. Wat wél een rol kan spelen is de extra troebeling die gepaard gaat met zandwinning.
- J. Baggerwerkzaamheden. De zelfde aspecten als bij zandwinning spelen een rol. Omdat bij baggeren veelal slibrijk materiaal in het geding is, kan het aspect troebeling een grotere rol spelen.

4.3.2. Uitwerking voor zes vogelsoorten

Een studie van Brinkman et al. (2007) geeft voor zes schelpdieretende vogelsoorten een overzicht van hun voedselécologie. Uit deze studie worden natuurgrenzen afgeleid.

De hoeveelheid (beschikbaar) voedsel die noodzakelijk is om een populatie vogels te ondersteunen is een belangrijke natuurgrens. Een dergelijke natuurgrens is afhankelijk van de vogelsoort en vervolgens ook afhankelijk van tijd (opvetperiode, overwintering, rui, broedperiode, etc.) en ruimte (verstoring op hvp's, voedselbeschikbaarheid bij de plaatstrouwe Scholeksters, etc.), alsmede intraspecifieke concurrentie. Dit maakt het opstellen van natuurgrenzen niet eenvoudig. Ook is er een groot aantal kennislacunes die leiden tot onzekerheid in de bepaling van de natuurgrenzen.

Er bestaan meerdere modellen die de benodigde hoeveelheid voedsel voorspellen (Brinkman et al., 2007). De *generalized functional response* beschrijft de opnamesnelheid van voedsel als functie van de dichtheid aan prooidieren én de dichtheid aan concurrerende soortgenoten. De haalbare snelheid van voedselopname is daarnaast afhankelijk van de prooidichtheid (een positieve relatie), én van de predatordichtheid (een negatieve relatie). De eerste relatie is positief wat logisch is omdat de zoektijd naar voedsel vermindert. Het tweede verband is negatief omdat een hogere dichtheid meer confrontaties tussen individuen tot gevolg heeft, met een geringere beschikbare zoektijd als gevolg. Bij Scholeksters is dit laatste een belangrijk proces. Onderzoek naar de functionele respons heeft geleid tot de ontwikkeling van meerdere modellen. Onder de aanname dat de dieren zich *ideal free* (Fretwell & Lucas Jr. 1970; Sutherland 1996) gedragen (de voedselzoekende vogels verdelen zich zodanig dat alle vogels eenzelfde voedselopnamesnelheid realiseren) heeft dit gevolgen voor de voorspellingen over de wijze waarop de dieren zich over het voedselgebied verdelen, de zogenaamde *aggregative numerical response* (Van der Meer & Ens 1997).

Een belangrijk onderscheid moet gemaakt worden tussen de fysiologische en de ecologische voedselbehoefte. De fysiologische behoefte is de hoeveelheid voedsel die iedere vogel moet innemen om te overleven en is nodig voor het basaal metabolisme (ademen, lichaamstemperatuur, etc.) en het verbruiksmetabolisme (vliegen, eieren leggen, paren etc.). Maar niet alle aanwezige voedselvoorraden zijn in dezelfde mate beschikbaar, of oogstbaar.

De zoektijd naar voedsel mag niet te lang zijn. Bovendien speelt (voor sommige soorten) onderlinge concurrentie een rol. Voor Scholeksters is berekend dat er een factor 3,1 meer voedsel aanwezig moet zijn in de Waddenzee dan puur nodig is voor overleving van de soort, berekend uit het de fysiologische behoefte (Rappoldt et al., 2003). In onderstaande berekeningen wordt een factor 3 gebruikt voor alle soorten. Dit wordt de ecologische behoefte genoemd.

Uiteindelijk kan met behulp van kennis over de functionele respons berekend worden hoeveel prooidieren er nodig zijn zodat een vogelsoort gedurende een langere tijd voldoende kan foerageren in een gebied. Deze ecologische voedselbehoefte is een voorbeeld van een natuurgrens. *Onderstaande berekeningen zijn een zeer grove vereenvoudiging van de complexe interacties die in het natuurlijke systeem voorkomen.*

Topper

De Topper is een duikende die hoofdzakelijk in het IJsselmeer foerageert op de driehoeksmossel. De bijdrage van mossel(kweekpercelen) aan hun dieet is onbekend.

Bij het eten van (driehoeks)mosselen en andere schelpdieren is de voedselbehoefte sterk afhankelijk van de watertemperatuur: met name het opwarmen en verwerken van grote massa's schelpdieren (worden in hun geheel doorslikt dus met enorme massa onverteerbaar water en schelp) kost dan veel energie.

In de winter met watertemperaturen net boven het vriespunt is de totale energiebehoefte ca. 2000 kJ per vogel per dag. Om daarin te voorzien is ongeveer 90 gram AFDW voedsel nodig, ofwel ongeveer 450 g vlees. Afhankelijk van de hoeveelheid vlees in de schelp (bij driehoeksmosselen zijn er grote verschillen in de conditie van de mosselen) kan dat gaan om 2-3 kg versgewicht schelpdieren per dag per vogel.

Het kraken van mosselschelpen in de maag en het verteren van het vlees uit de schelpenbrii gaat met 100-150 gram versgewicht per 25 minuten vrij traag en bepaalt voor een groot deel de dagritmiek: Toppereenden moeten urenlang op de voedselplekken blijven om constant mosselen te verteren. Voorts blijkt dat bij dichtheden onder de 20 g versgewicht per m² de opnamesnelheid sterk afneemt (De Leeuw 1997, 1999).

Natuurgrenzen

Voor het verbeteren van de doelstelling van 3.100 Toppers, seizoensgemiddeld, in de Waddenzee (verbeterdoelstelling Natura2000) is een eerste aanname dat deze foerageren op kleine mosselen *Mytilus edulis* (kleiner dan 30 mm). Hier bestaat een kennislacune.

Seizoensgemiddeld is gedefinieerd als "gemiddeld over het telseizoen dat loopt van juli tot en met juni". De getelde aantallen per maand worden opgeteld en gedeeld door twaalf. Toppers zijn voornamelijk wintergasten (december-januari), maar er is ook een piek in augustus van ruiende Toppers. Gesteld dat er gedurende drie maanden per jaar een constante hoeveelheid Toppers aanwezig zijn, dan is de verbeterdoelstelling dus 12.400 Toppers.

Aannemende dat een hoeveelheid van 450 g vleesgewicht per Topper per dag gegeten moet worden (zelfs in wintercondities voldoende, dus aan de ruime kant), *vermenigvuldigd met een factor 3 voor voedselbeschikbaarheid* (dan zijn er voldoende plaatsen waar de minimale dichtheid wordt gehaald) is een voedselreservering van 0,5 miljoen kg vleesgewicht kleine (<3 cm) mosselen nodig. Maar dit is een jaargemiddelde. Om een populatie van 15.000 overwinterende Toppers te kunnen voeden moet er in de maanden januari en december 0,4 miljoen kg vleesgewicht kleine mosselen aanwezig zijn.

Een natuurgrens is de aanwezigheid van jaarrond minimaal 0,5 miljoen kg vleesgewicht mosselen < 3 cm, waarvan in de winter 0,4 miljoen kg aanwezig moet zijn.

Bovendien moeten de Toppers voldoende rust hebben om de schelpenbrii te verteren. De Leeuw (1999) vond dat Toppers 13 uur per dag nodig hebben om hun dagelijkse portie voedsel te verwerken. Ze doen dit door (meestal 's nachts) op de voedsellocatie te blijven, te duiken en weer even te rusten. De resterende uren (meestal overdag) spenderen ze in rustgebieden. In de winter, wanneer de voedselomstandigheden verslechteren en er meer calorieën moeten worden verzameld, hebben Toppers de neiging om volcontinu op hun voedselplaats te blijven en niet te verzamelen in rustgebieden. Toppers zijn dan buitengewoon gevoelig voor verstoring.

Een tweede natuurgrens is dat in de foerageergebieden, met name 's nachts en 's winters ook overdag, geen verstoring moet plaatsvinden.

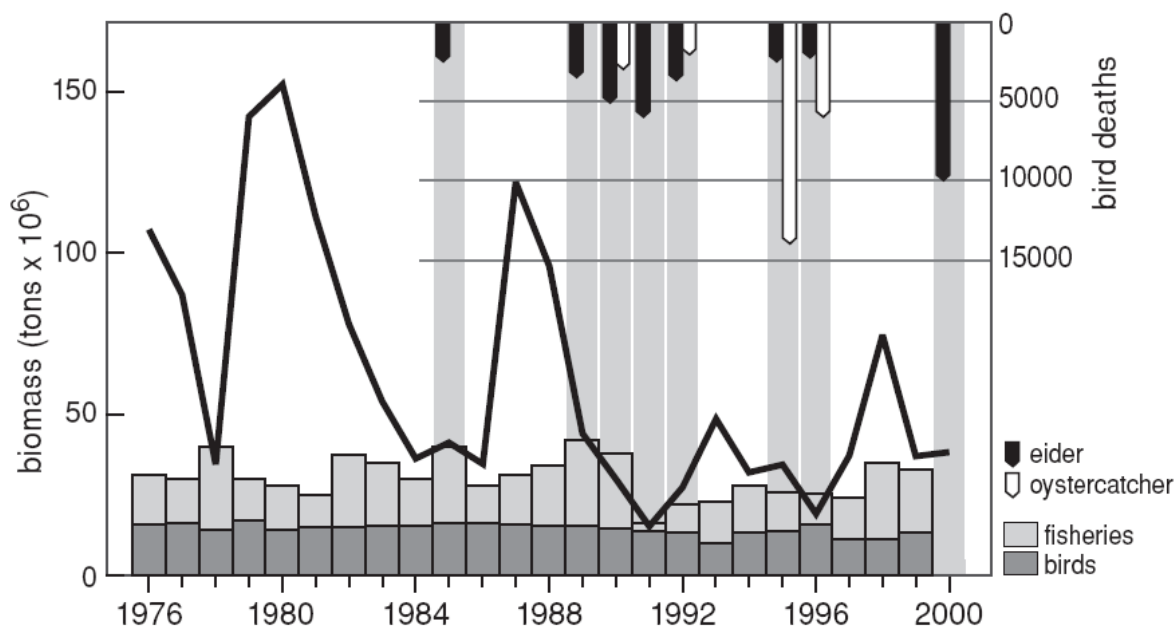
Eidereend

Een uitgebreide behandeling van de voedselkeuze en overleving van Eidereenden is gegeven door Kats (2007). Mosselen en kokkels vormen het belangrijkste dieet van eiders, hoewel ze recent ook omschakelen op *Ensis*.

Het aantal prooien dat nodig is hangt, naast het seizoen, sterk af van de prooigrootte. In vleesmassa is 's zomers 70 g AFDW nodig, ofwel 350 g vlees, ofwel 1400 g schelpdier. 's Winters is dit 136 g AFDW, ofwel 680 g vlees, ofwel 2700 g schelpdier. Met een gemiddeld vleesgehalte van ongeveer 1.0 g AFDW/schelpdier 's zomers zijn 70 grote (5.5 cm) mosselen per dag nodig, of 150 kleinere (4.0 cm). Omdat één duik ongeveer 1 minuut duurt, en indien de eend maar één prooi per keer bovenhaalt, moet de eend 70 tot 150 minuten lang foerageren (1 à 2.5 uur). 's Winters gaat de vleesinhoud van een mossel achteruit omdat er weinig algen als voedsel voor de mosselen aanwezig zijn, maar er wel respiratieverliezen bij de schelpdieren optreden. In de winter zijn ruwweg 194-430 mosselen van 5.5 resp. 4 cm nodig, wat een foerageertijd van 3 tot 7 uur inhoudt. 's Winters heeft een Eider dan ook de neiging grotere prooien te zoeken (om de duiktijd toch enigszins te minimaliseren) dan 's zomers.

De voedselbeschikbaarheid in de Waddenzee is aan grote fluctuaties onderhevig. Ens (2006) en Kats (2007) zien met name de hoeveelheden mosselen als kritische factor voor de Eiders in de Waddenzee. Voor Eidervrouwen die moeten gaan broeden is dit nog kritischer: deze vogels zijn extreem plaatstrouw en verlaten de onmiddellijke omgeving van hun kolonie niet of nauwelijks (Swennen 1976, 1990): voor hen is de voedselsituatie (mosselen, kokkels) op de wadplaten direct nabij hun kolonie van eminent belang (Kats 2007). In de winter kunnen Eiders, vermoedelijk vooral vogels die van elders onze Waddenzee bezoeken, ook goed toe met *Spisula* in de Noordzeekustzone, maar de recente omslag naar *Ensis* is gepaard gegaan met een gestage terugval van de aantallen Eiders in de kustzone. Dit wijst erop dat *Ensis* een slecht alternatief is voor mosselen, kokkels en *Spisula*, al is ook het bestand sublitorale mosselen de laatste jaren laag waardoor die voedselbron ook niet in staat is alleen de populatie Eiders te voeden. Wel lijkt het zo dat de massale aanwezigheid van *Ensis* in Waddenzee en Noordzeekustzone er de reden voor is geweest dat Eiders nu niet meer massaal van honger omkomen, zoals eerder het geval toen ze nog niet in grote getale gebruik maakten van deze nieuwe voedselbron (Ens et al. 2006).

Kats (2007) laat een correlatie zien tussen de jaren waarin vogelsterfte optreedt met jaren waarin de gemeten totale hoeveelheid mosselen en kokkels klein is (Figuur 4.9). Wanneer de totale hoeveelheid mosselen en kokkels daalt naar een niveau ter grootte van de jaarlijkse onttrekking door visserij en vogelpredatie samen (zo'n 30 - 40 miljoen kg vleesgewicht) wordt een natuurgrens overschreden: er is onvoldoende voedsel beschikbaar om de populaties Eidereenden en Scholeksters te onderhouden.



Figuur 4.9. Relatie tussen de gemeten totale hoeveelheid vleesgewicht aan mossel en kokkel (in miljoen kg, niet miljoen ton), onttrekking door visserij en vogelpredatie en de massale sterfte van Eidereenden en Scholeksters (uit Kats 2007).

Brinkman & Jansen (2007) berekenen de draagkracht voor Eiders en Scholeksters in de Waddenzee met geavanceerde modellen. Hieruit blijkt dat er complexe relaties bestaan. Zo reageert de populatie Eiders en Scholeksters met een vertraging van twee jaar op een verslechterende voedselsituatie. Zij concluderen dat vogelsoorten als Scholeksters en Eidereenden in de jaren '80 een overmaat aan voedsel vonden binnen de Waddenzee, maar tegenwoordig is de hoeveelheid schelpdieren nauwelijks of niet voldoende om de aanwezige vogels geheel te voeden.

Natuurgrenzen

Voor de Eidereend bestaan twee instandhoudingsdoelstellingen. Het behoud van een minimum populatie van 2.700 broedparen en de verbetering van een midwinterpopulatie van 90.000 – 115.000 stuks.

De voedselbehoefte in de zomer is 350 g vleesgewicht per dag. Voor het instandhouden van 2.700 broedparen, rekening houdend met een factor 3 extra zodat er voldoende voedsel in beschikbare hoeveelheden is, moet er minimaal 0,3 miljoen kg beschikbaar zijn in een tweemaandelijks broedperiode. Naast de hoeveelheid voedsel is de *beschikbaarheid* van dit voedsel nabij de broedkolonies van groot belang, ook al omdat de voor kuikens benodigde hoeveelheid nog niet is meegeteld

De voedselbehoefte in de winter is 680 g per dag. Voor het verbeteren van de doelstelling van overwinterende aantallen Eiders, rekening houdend met een factor 3 voor de ecologische voedselbehoefte, is minimaal 22 – 28 miljoen kg vleesgewicht aan grote (> 4 cm) schelpdieren noodzakelijk over een periode van 4 maanden (november t/m februari).

Een natuurgrens is dat er minimaal 30 miljoen kg vleesgewicht grote (> 4 cm) kokkels en mossels in de winter beschikbaar moet zijn voor Eidereenden. Een tweede natuurgrens is dat tijdens de broedperiode een relatief kleine hoeveelheid van 0,3 miljoen kg (+ voedsel voor kuikens) beschikbaar moet zijn nabij de broedgebieden.

Scholekster

Over de voedselbehoefte van de Scholekster is zeer veel bekend. Scholeksters eten voornamelijk tweekleppigen. In de winter is er een voorkeur voor grote prooien, zoals mosselen van 5 cm. Een geavanceerd model voor de

berekening van de voedselhoeveelheden en overleving van Scholeksters is het WEBTICS model (Rappoldt et al., 2004, 2006). De onderstaande berekeningen zijn een zeer vereenvoudigde aanpak.

Scholeksters hebben een (winterbehoefte) van zo'n 360 g vleesgewicht per dag nodig. Brinkman et al., 2007 berekenen een ecologische voedselbehoefte van 55,8 miljoen kilo vlees voor een populatie van 200.000 Scholeksters die gedurende 250 dagen in de Waddenzee aanwezig zijn.

Mosselbanken bevatten ongeveer 1 kg vlees per m², oplopend tot max. 6 kg/m² bij hoge dichtheden. Omgerekend naar de ecologische behoefte (3.1 * 360 * 250 g vlees winterperiode-1) is 280 m² mosselbank ongeveer voldoende voor 1 Scholekster gedurende de winterperiode; 1 ha mosselbank geeft een draagkracht van zo'n 35 Scholeksters. Dit is een maximumgetal, maar verklaart de aantalsdaling (120.000 vogels) tussen 1987/1988 en 1993 toen 4000 ha mosselbanken verdween.

Natuurgrenzen

De instandhoudingsdoelstelling voor Scholeksters is een verbeteropgave van 140.000 – 160.000 seizoensgemiddeld. In de Waddenzee zijn Scholeksters gedurende zo'n 250 dagen per jaar in grote getale aanwezig, dus dan zijn er zo'n 360/250 * 150.000 = 216.000. Hiervoor is een ecologische voedselbehoefte van minimaal 0,36 * 216.000 * 250 * 3 = 58 miljoen kg vleesgewicht schelpdieren.

Een natuurgrens is een voedselreservering voor Scholeksters van minimaal 58 miljoen kg schelpdieren (mossels en/of kokkels).

Omdat Scholeksters zowel op kokkels als op mossels kunnen foerageren is een vergelijking zoals gegeven op p. 10 van dit rapport bruikbaar om de voedselreservering in kg kokkelvlees te koppelen aan de hectares mosselbanken.

Een aangepaste vergelijking, gebaseerd op bovenstaande aannames en waarin een realistischer verband is gegeven voor de invloed van mosselbanken op de overleving van Scholeksters, is:

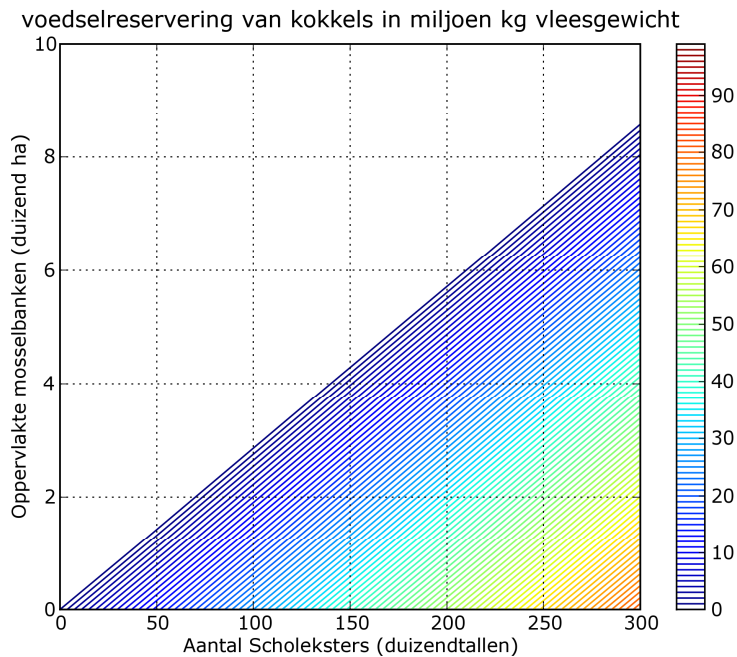
$$R_{\text{kokkels}} = 270(A_{\text{scholeksters}} - 35 * O_{\text{mosselbanken}})$$

R_{kokkels} is de hoeveelheid, voor het begin van het visseizoen, te reserveren kokkels in kilo's vleesgewicht;

$A_{\text{scholeksters}}$ is het aantal scholeksters in de winter voor het visseizoen dat moet overleven;

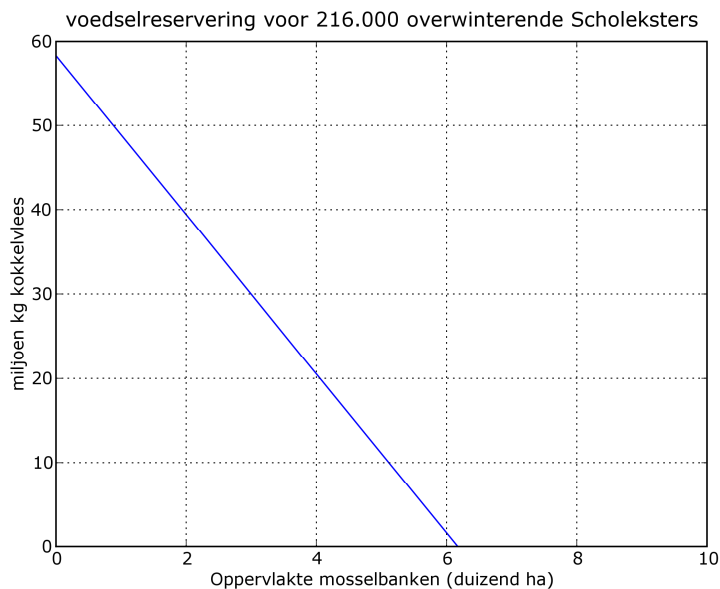
$O_{\text{mosselbanken}}$ is het oppervlak aan litorale mosselbanken in hectares. Mosselbanken geven een draagkracht van 35 Scholekster per ha, dus bij voldoende mosselbanken hoeft er minder kokkelvlees te worden gereserveerd.

270 (0,36 * 250 * 3) is de voedselreservering per scholekster in kg kokkel vleesgewicht. Dit is grafisch weergegeven in figuur 4.10.



Figuur 4.10. Voedselreservering in miljoen kg kokkelvleesgewicht voor een winterpopulatie Scholeksters, afhankelijk van de aanwezige oppervlakte mosselbanken. (de legenda aan de rechterzijde geeft in kleurschakering welke hoeveelheid kokkelvlees aanwezig moet zijn)

Voor de instandhoudingsdoelstelling van 216.000 overwinterende Scholeksters (zie boven) geldt dat er tussen de 58 miljoen kilo kokkelvlees aanwezig en iets meer dan 6000 ha mosselbanken aanwezig moet zijn, (Fig 4.11).



Figuur 4.11. Voedselreservering voor de overleving van 216.000 overwinterende Scholeksters.

Steenloper

Steenlopers foerageren voornamelijk op hard substraat, zoals dijken en dammen, op mossel- en schelpenbanken en tussen zeesla en darmwiervelden. Ze eten vermoedelijk alles wat eetbaar is, zoals tweekleppigen, alikruiken, wormen, krabben, kreeftachtigen, insecten, vissen en aas.

Steenlopers hebben een dagelijkse voedselbehoefte van 85 gram vleesgewicht. In absolute termen gesproken zou de Waddenzee meer dan genoeg voedsel bevatten om de populaties (er bestaan vijf deelpopulaties) Steenlopers te ondersteunen. Toch zijn er aanwijzingen dat met het verdwijnen van mosselbanken, de hoeveelheid Steenlopers achteruit ging (Brinkman et al., 2007).

Steenlopers zijn niet erg verstoringsgevoelig, maar zijn wel kwetsbaar in de opvetperiode, met name ter voorbereiding van de voorjaars trek.

Natuurgrenzen

De instandhoudingsdoelstelling voor Steenlopers is een verbeteropgave van 2.300 – 3.000 exemplaren seizoensgemiddeld. Steenlopers zijn jaarrond aanwezig in de Waddenzee, met een dip in juni.

In termen van voedselreservering moet er jaarrond minimaal 0,21 – 0,28 miljoen kg vleesgewicht aanwezig zijn. Maar dit is een niet erg relevante maat. Steenlopers eten allerlei prooien uit verschillende habitats. De aanwezigheid van mosselbanken lijkt heel belangrijk voor de soort, maar hier is nog geen gedegen onderzoek naar gedaan. Het is niet bekend hoeveel Steenlopers op een hectare mosselbank kunnen overleven. Een alternatief is het gebruik door Steenlopers van zeeweringen en recent ook oesterbanken.

Kanoet

Kanoeten eten voornamelijk tweekleppigen, waarbij het Nonnetje de voorkeursprooi is. De prooi moet kleiner zijn dan 2 cm.

De voedselbehoefte van de Kanoet is afhankelijk van de omgevingstemperatuur en dus het seizoen. Voor een neutrale energiebalans moet een Kanoet dagelijks 55 – 125 g vleesgewicht eten. Een model voor de ecologische voedselbehoefte, zoals WEBTICS, is (nog) niet ontwikkeld voor Kanoeten. Wel is er zeer veel bekend over voedseldichtheid en opnamesnelheid.

De hoeveelheid Kanoeten in de Waddenzee vertoont sinds eind jaren tachtig een neergaande trend. Er is een correlatie met de hoeveelheid Nonnetjes in de Waddenzee. Over de oorzaak van het teruglopen van het aantal Nonnetjes bestaan verschillende theorieën.

Natuurgrenzen

De instandhoudingsdoelstelling voor Kanoet is een seizoensgemiddelde van 44.400 stuks. De Kanoet is jaarrond in de Waddenzee aanwezig, met een dip in juni/juli. Gebaseerd op de dagelijkse voedselbehoefte en de factor 3 voor beschikbaarheid moet er een minimale hoeveelheid schelpdieren (bij voorkeur Nonnetje, anders kleine Kokkel of Mossel) aanwezig zijn van 2,7 – 6,1 miljoen kg vleesgewicht.

Een natuurgrens voor Kanoeten is de aanwezigheid van minimaal 6 miljoen kg vleesgewicht aan Nonnetjes.

Een tweede natuurgrens is dat de grote hyp's (Richel, Vliehors, Griend, Hengst) vrij blijven van verstoring.

4.4 Habitatype 1140, droogvallende wadplaten

4.4.1. Kenmerkende eigenschappen

Dit habitatype is landschappelijk gedefinieerd op basis van geomorfologische en hydraulische kenmerken. Het betreft periodiek door zout water geïnundeerde slikken en zandplaten in de kustwateren, de zogenaamde intergetijdenplaten. Alhoewel het habitatype in geomorfologische en hydrologische termen is gedefinieerd, gaat het (binnen het kader van Natura 2000) om bescherming van het hele ecosysteem. De kwaliteit van het habitatype wordt onder andere ook bepaald door de biodiversiteit. De intergetijdenplaten zijn op de meeste plaatsen niet begroeid of hoogstens bedekt met een algenlaag, maar kunnen plaatselijk gemeenschappen met Zeegras (*Zostera*) of Ruppia (*Ruppia*) bevatten. De platen hebben de hoogste diversiteit als de fysische processen

(sedimentatie, erosie, stroming) ongestoord kunnen optreden en daarmee ruimte scheppen voor een gradiënt van biologische processen. In optimale vorm levert dit een afwisselend mozaïek van lage en hoge platen, slibrijke en zandige platen, laagdynamische en hoogdynamische delen en alle tussenliggende gradiënten met de daarbij behorende levensgemeenschappen, zowel van ingegraven als aan het oppervlak levende bodemdieren, zeegrasvelden en mosselbanken. Sommige van deze organismen bereiken hoge biomassa's en soms vormen ze zelfs biogene structuren. Zodoende kunnen ze specifieke ecotopen vormen die weer habitat zijn voor verschillende soorten die karakteristiek zijn voor de wadplaten. Ook vormen ze een belangrijke schakel tussen het pelagiaal en het bentisch ecosysteem. Door filtratie leggen ze slib en organisch materiaal uit suspensie vast, en verrijken zodoende de wadplaten. Onder relatief hoogdynamische omstandigheden, zoals de buitendelta's van de Waddenzee, zijn de droogvallende platen merendeels grofkorrelig (zandig) en relatief arm aan soorten. Het natuurtype vormt binnen het getijdenlandschap een geheel met diepere geulen, permanente wateren van habitatype 1110 en habitatypen van kwelders, stranden en duinen. Ook kunnen hier biogene structuren voorkomen, harde structuren gevormd door organismen (mosselbanken, oesterbanken en kokerwormbanken), die als zelfstandig habitatype 'riffen' (1170) kunnen worden beschouwd.

De platen met hun bodemfauna vormen een belangrijk foerageergebied voor wadvogels en een belangrijk rustgebied voor zeehonden. De landschappelijke samenhang van het getijdenlandschap is voor veel van de typische soorten van belang, omdat ze een deel van hun levenscyclus in verschillende deelsystemen doorbrengen.

Het natuurtype komt voor in kustgebieden waar eb en vloed voor een afwisseling van erosie en sedimentatie zorgen. Sturende factoren zijn getijdenamplitude, stroming en wind (golven). Voor veel typische soorten is de duur en frequentie van droogvallen van de zandplaten van belang (de platen die 25 tot 60 % van de tijd droogvallen zijn het rijkst aan bodemleven), evenals de bodemsamenstelling en het nutriëntengehalte.

Veel soorten schelpdieren en wormen komen voor, maar een tiental is meestal verantwoordelijk voor 90% van de biomassa. Tot deze behoren mossel (*Mytilus*), kokkel (*Cerastoderma*), strandgaper (*Mya*), nonnetje (*Macoma*), Oester (*Crassostrea*), Mesheft (*Ensis*), wadpier (*Arenicola*), zeeduizendpoot (*Nereis diversicolor*), zandzager (*Nephtys*), wapenworm (*Scoloplos*), wadslakje (*Hydrobia*) en alikruik (*Littorina*). In de dynamische delen met grof zand kan de Gemshoornworm (*Scolecopsis squamata*) in hoge dichtheden voorkomen.

4.4.2. Kwantiteit

In de laatste 100 jaar is de Waddenzee drastisch veranderd. Twee grote ingrepen springen er uit. Allereerst de aanleg van de Afsluitdijk in 1932, en later de afsluiting van de Lauwerszee in 1969. Met de afsluiting van de Lauwerszee verdween de laatste rustig gelegen baai met daarin droogvallende platen uit de Nederlandse Waddenzee.

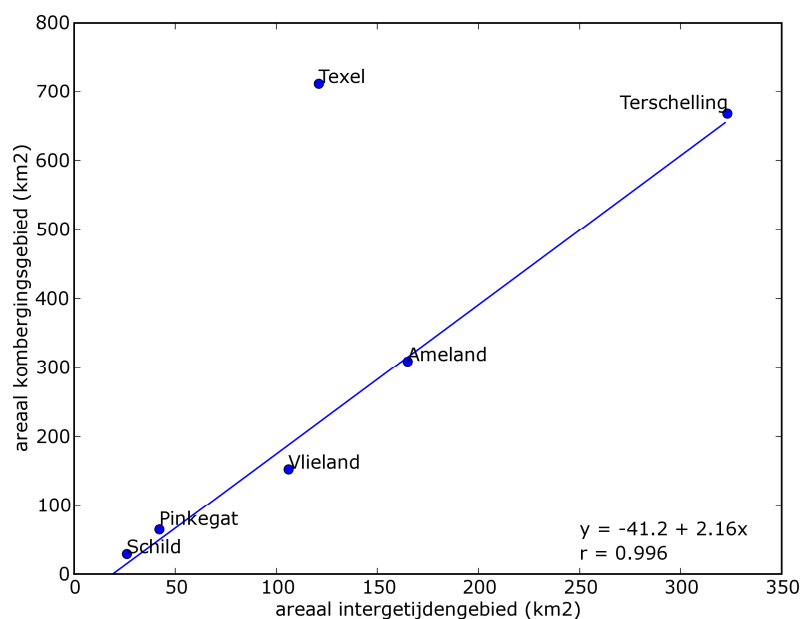
Daarnaast zijn er kleinere veranderingen die vooral invloed hadden op de overgang van land naar zee. De meeste grote inpolderingen dateren al van meer dan 100 jaar terug, maar langs de Groninger kust zijn 75 jaar geleden nog een aantal kustpolders ingedijkt.

Voor het beschrijven van het areaal aan intergetijdegebieden is het niet reëel om deze te vergelijken met de toestand van 100 jaar geleden. Er moet uitgegaan worden van de toestand waarbij Afsluitdijk, Lauwersmeer, en Groninger polders bestaan. Karakteristieken van zes kombergingsgebieden in de Waddenzee zijn samengevat in Tabel 4.4..

Tabel 4.4. *Karakteristieken van zes kombergingsgebieden in de Waddenzee. Uit: Cleveringa & Oost (1999).*

Tidal-channel system	Average tidal prism (10^6 m^3)	Drainage area (km^2)	Inter-tidal flat area (km^2)	Channel-system circumference length (km)
Texel	1054	712	121	336
Vlieland	207	153	106	160
Terschelling	1078	668	323	360
Ameland	478	309	165	254
Pinkegat	100	65	42	69
Schild	31	29	26	26

Figuur 4.12 geeft het verband tussen het areaal intergetijdengebied en het totale areaal van het kombergingsgebied (kolommen 2 en 3 van Tabel 4.4). Er is een lineaire relatie, waarvan het kombergingsgebied van Texel afwijkt. Dit heeft te maken met het afsluiten van de Zuiderzee, die een groot aandeel getijdengebieden bevatte (Elias, 2006). Het afsluiten van de Zuiderzee heeft een **natuurgrens** overschreden, waardoor het kombergingsgebied uit evenwicht is geraakt.



Figuur 4.12. Verband tussen het areaal intergetijdengebied en het totale areaal van het kombergingsgebied.

Uit de studie van Cleveringa en Oost naar fractale patronen in de Waddenzee blijkt dat er een **natuurgrens** bestaat voor het minimale getijvolume van een kombergingsgebied. Deze bedraagt 55 miljoen m^3 . Ze voorspellen dan ook dat de Schild zal verdwijnen.

In de discussie over gaswinning in de kombergingsgebieden Pinkegat en Zoutkamperlaag is een natuurgrens gesteld voor de snelheid van bodemdaling (RvS, 2007): “De kombergingsgebieden Pinkegat en Zoutkamperlaag vormen een zanddelend systeem, hetgeen wil zeggen dat beide gebieden zand uit de kustzone betrekken. Evenals de zeespiegelstijging draagt ook de winning van gas bij aan een relatief diepere ligging van de bodem ten

*opzichte van de zeespiegel. Hierdoor treedt een verandering op in de waterbeweging, met als gevolg dat de Waddenzee meer sediment vangt. Het systeem heeft de neiging de oude diepte ten opzichte van de zeespiegel te herstellen. De snelheid waarin sedimentatie kan plaatsvinden, wordt meegroeivermogen of **natuurgrens** genoemd. Voor de komberging Pinkegat is het meegroeivermogen op 6 mm/jaar gesteld en voor de komberging Zoutkamperlaag op 5 mm/jaar. [...] Het dynamische evenwicht tussen bodemdaling en zeespiegelstijging enerzijds en sedimentatie anderzijds kan in stand blijven mits de kritische grenswaarde van het kombergingsgebied niet wordt overschreden. Hiermee kan worden bepaald wat de ruimte is die door menselijke activiteiten kan worden ingevuld (de gebruiksruimte) zonder dat het dynamische evenwicht in de Waddenzee onomkeerbaar uit balans raakt."*

4.4.3. Kwaliteit

Voor een gunstige structuur & functie is het ongestoord functioneren van de fysische processen nodig (getij, stroming, golfwerking, zandtransport), wat op zijn beurt zorgt voor een variatie aan biologische processen. Dit geheel functioneert alleen op landschapsschaal, waarbij het habitattype ingebed ligt in een getijdenlandschap. Aspecten waarop de structuur & functie beoordeeld kunnen worden, zijn:

- ✓ Aanwezigheid getijstroming, zandtransport en golfwerking;
- ✓ Aanwezigheid natuurlijke geulenstelsels;
- ✓ Afwisseling zandige en slibrijke delen met overgangen;
- ✓ Aanvoer slib;
- ✓ Gevarieerde hoogteligging;
- ✓ Aanwezigheid Zeegras- en Ruppia-velden;
- ✓ Aanwezigheid 'filmlaag' met diatomeeën en cyanobacterien (subtype A);
- ✓ Compleetheid levensgemeenschappen: aanwezigheid typische soorten, maar rekening houdend met ruimtelijke en temporele dynamiek
- ✓ Biomassa, dichtheid en soortenrijkdom bodemorganismen, rekening houdend met dynamiek;
- ✓ Aantallen en soortenrijkdom wadvogels (subtype A);
- ✓ Aantallen en soortenrijkdom zeezoogdieren.

Belangrijke processen

Het belangrijkste fysische proces dat een getijdegebied vorm geeft en in stand houdt is het **getij**. Het getij heeft een verticale en horizontale component. De grootte van de **getijamplitude** is bepalend voor de grootschalige morfologie van een kustgebied. Langs zandige kusten met een geringe getijamplitude vormen zich barrière-eilanden met daarachter een Waddenzee. Bij grotere amplitudes vindt men een open kust met droogvallende zandbanken. De **horizontale getijdebeweging** is verantwoordelijk voor het in stand houden van geulen en platen. Bovendien zorgt de getijdebeweging voor het transport van zand, slib en organismen. Voor het in stand houden van een waddengebied zijn ook **wind** en **golven** belangrijk. Beide zijn verantwoordelijk voor zandtransporten naar platen. Golven en **stroming** bepalen de sedimentsamenstelling en door de wind worden uiteindelijk duinen gevormd.

De belangrijkste biologische processen zijn **primaire productie, consumptie en afbraak van organisch materiaal**. Deze processen zijn onderling gekoppeld. Van groot belang voor getijdengebieden is de primaire productie van microfytobenthos, die ongeveer even groot is als die van fytoplankton. Doordat consumptie zich op verschillende niveaus afspeelt, zal een voedselweb ontstaan. Ook kunnen aggregaten van organismen geheel eigen ecosysteemttypen vormen, b.v. zeegrasvelden, mosselbanken, etc. Door een combinatie van plantengroei en sedimenttransporten en door het verticale en horizontale getij ontwikkelen zich kwelders. Door plantengroei en zandtransport t.g.v. wind komen duinen tot ontwikkeling.

Doordat allerlei processen elkaar beïnvloeden ontstaat een gebied dat dynamisch van karakter is. Verschillende ecosysteemttypen komen voor, maar door soms zeer langdurige, cyclische processen zullen ze af en toe op een bepaalde plaats al dan niet tijdelijk verdwijnen.

Geomorfologische karakteristieken

In een getijdegebied kunnen op geomorfologische kenmerken een aantal specifieke onderdelen onderscheiden worden. Over het algemeen worden deze deelgebieden gevormd en in stand gehouden door de eerder genoemde fysische en biologische processen. Het voorkomen van deze gebieden toont dus aan dat de soms moeilijk te meten processen actief zijn.

Een waddengebied wordt gekarakteriseerd door **complete geulsystemen**. Dat wil zeggen, een zeegat, eb- en vloedgeulen, hoofdgeulen en vertakkingen tot prielen die doodlopen in zandige slikkige geulen. Ook is er een **diversiteit aan platen** aanwezig. In de zeegaten bestaan deze platen uit grof zand en meer naar binnen langs de vastelandskust of op de wantijen zijn de platen veelal slikkig. Sommige platen vallen maar korte tijd droog, andere overstromen alleen bij storm. Als de vloedstroom aan twee zijden langs een eiland naar binnen stroomt ontstaat op de ontmoetingsplaats van de vloedstromen een **wantij**. Bij de overgang naar open zee liggen de droogvallende banken van de **buitendelta**. In een natuurlijke situatie zijn ook bij overgangen naar het land karakteristieke onderdelen te onderscheiden. Allereerst de **kwelders**. Deze worden gevormd doordat vegetatie zich vestigt en slib uit het vloedwater vastlegt. Kwelders langs duinen of op **strandvlakten** hebben veelal een zandige ondergrond omdat door de wind veel duinzand ingeblazen wordt. In het verleden kwamen ook veel kwelders voor die overgingen in zoetwatermoerassen. Nadat de mens zich in eerste instantie op terpen vestigde en daarna dijken bouwde, ontwikkelden de kwelders zich, al dan niet geholpen door de mens, langs de dijken. In dit type kwelders komt geen zoetwaterkwel meer voor. Zoetwaterkwel is wel herkenbaar in kwelders langs duinen of langs delen van het pleistocene kustgebied. Zowel de **natuurlijke kwelders** met complexe geulsystemen en erosiekliffen als de half-natuurlijke **landaanwinningskwelders** moeten tot de karakteristieke waddendeelsystemen gerekend worden.

Soms komt geen kwelder voor op de overgang van **pleistoceen-wad** of **duin-wad**. Op landschapsschaal komen **beschutte baaien** en **riviermondingen** voor. In riviermondingen treedt een geleidelijke overgang op van zout naar zoet water. Zowel fysisch (optreden van transporten door dichtheidsstromingen), fysisch-chemisch (troebelheidsmaximum) en biologisch (trekroute vis, soortenminimum) heeft dit grote consequenties. Over het algemeen neemt het verticale getij in een trechtermond toe. Bij stormtijden worden daarom grote delen van het landschap langs de rivier door zeewater overstroomd.

Kenmerkend voor een waddengebied zijn niet-vastgelegde en daardoor veelal onbewoonde **wandelende eilanden**. Een aparte categorie vormen door organismen gevormde structuren zoals **oesterbanken**, **mosselbanken**, **riffen van borstelwormen** en **zeegrasvelden**.

Invloeden van de mens

Door de maatschappij wordt niet geaccepteerd dat het voor de Waddenzee benodigde zand afkomstig is, en dus leidt tot achteruitgang, van de kust van Noord Holland of de Waddeneilanden. Daarom wordt op grote schaal zand uit de diepere Noordzee gesuppleerd op of voor de stranden. Dit zand is in veel gevallen wat grover dan het oorspronkelijk aanwezige sediment. Dit zou invloed kunnen hebben op de sedimentsamenstelling en daarmee samenhangende biotopen in de Waddenzee. In het water van de kustzone komen ook grote hoeveelheden slib voor. De hoeveelheid slib in de Noordzee wordt beïnvloed door zandwinning en grote landaanwinningswerken.

Kwaliteitsparameters volgens het profieldocument H1140.

In de Waddenzee komt subtype H1140A voor, de slik- en zandplaten in het getijdengebied. De verschillende varianten van de getijdenplaten en de mosselbanken, zeegras- en ruppiavelden worden als kenmerkende onderdelen van de structuur en functie van het habitatype beschouwd. De aanwezigheid van de twee plantengemeenschappen die bij dit habitatype horen, wordt beschouwd als een indicatie van goede kwaliteit.

Code Vegetatietypen

02AA01 *Ruppium maritima*

03Aa01 *Zosteretum noltii*

03Aa02 *Zosteretum marinae*

De huidige staat van instandhouding scoort matig ongunstig op kwaliteitskenmerken volgens het profieldocument H1140. Dit is bepaald aan de hand van twee aspecten:

1. Typische soorten
2. Structuur en functie

Onder typische soorten wordt onder andere verstaan zeezoogdieren, wadvogels, zowel platvissen als niet-commerciële vissen en wulken. In zeer algemene termen wordt een beschrijving gegeven van trendveranderingen in deze soorten. Maar de waarde van deze kwaliteitsparameters voor de beschrijving van H1140 is voor ons niet in alle gevallen even duidelijk. Tevens worden genoemd typische bodemdieren, structuurvormende soorten, zeegrasvelden en *Ruppia*velden. Dit zijn wat ons betreft betere kwaliteitsparameters, waarmee ook een relatie kan worden gelegd met trends in typische soorten.

Onder structuur en functie wordt genoemd de sedimentsamenstelling van de wadplaten. Dit is een onderdeel van de structuur en functie, maar moet in samenhang met het systeem worden gezien. Het systeem bestaat juist uit allerlei graderingen in sedimentsamenstelling.

Grenzen van het type H1140

Bij het bepalen van een natuurgrens voor H1140 wordt gezocht naar een grens die bij overschrijding leidt tot het veranderen van natuurtype H1140 in een ander natuurtype. Een dergelijke natuurgrens is opgesteld voor de verdrinking van wadplaten en bedraagt ” **5-6 mm/jaar relatieve bodemdaling.**”

Op schaal van de Waddenzee is er een natuurgrens voor **“de grootte van een kombergingsgebied dat duurzaam in stand blijft, ter grootte van 55 miljoen m³ getijvolume.”**

Het opstellen van natuurgrenzen voor *kwaliteitsparameters* van habitatype 1140 is lastig. We kunnen weliswaar vaststellen dat bepaalde elementen en structuren aanwezig moeten zijn, maar in welke hoeveelheden en verhoudingen precies is moeilijk vast te stellen. Historisch gezien is er een natuurgrens vast te stellen voor het areaal zeegras (zie kader), maar dat is niet rechtstreeks te gebruiken voor de huidige situatie. Soortgelijke areaalgrenzen waarbinnen andere biotische parameters (areaal mosselbanken, areaal kokkelvelden, areaal *Ruppia*velden, etc.) en abiotische parameters (areaal laagdynamische slibrijke delen) zich zouden moeten bevinden zijn niet eenvoudig te definiëren. De voornaamste reden is dat de normal operating range voor deze arealen zeer breed is. Voordat gesproken kan worden van een overgang naar een ander natuurtype (verschillend van ‘zandige en slikkige getijdengebieden’) moet er heel wat gebeuren.

Ook andere kwaliteitsparameters zoals typische bodemdieren en structuurvormende organismen kunnen van nature sterk fluctueren. Zodat ook daarvoor van een ruime NOR gesproken kan worden. Voorbeelden zijn fluctuaties van verschillende soorten bodemdieren en structuren zoals mosselbanken. Soms vertonen vergelijkbare organismen vergelijkbare trends, maar ze kunnen zich ook zeer verschillend gedragen. Terwijl de populatie van de een stijgt vertoont de ander soms een daling. De redenen daarvoor zijn niet altijd duidelijk, en kunnen dikwijls worden teruggevoerd op toeval waarbij het al dan niet slagen van een broedval veelal bepalend is.

Verschuivingen binnen het natuurtype die leiden tot een minder hoge kwaliteit kunnen zich wel degelijk voordoen. Dit is dan afhankelijk van door de mens gestelde criteria voor kwaliteit, zoals een bepaald minimum areaal aan kokkelvelden met een bepaalde dichtheid, of een areaal aan slibrijke delen. De kwaliteitscriteria die kunnen worden opgesteld voor H1140 volgen uit een ‘ecosystem approach’. Dat wil zeggen dat rekening wordt gehouden met het ecologisch functioneren van voedselwebben en nutriëntensystemen van de Waddenzee. Omdat H1140 van groot belang is voor wadvogels kunnen criteria worden opgesteld die de overleving van wadvogels garanderen. Op deze wijze zijn kwaliteitsgrenzen voor mosselbanken, kokkelvelden, nonnetjes, sedimentsamenstelling en andere parameters op te stellen.

Een historische natuurgrens kan worden afgeleid voor zeegras. De aanwezigheid van zeegras wordt gezien als een belangrijk kwaliteitskenmerk voor H1140, evenals voor H1110. Historisch was er een areaal van 150 km² (litoraal maar voornamelijk sublitoraal) zeegras in de westelijke Waddenzee (Van Goor, 1919). Biologisch gezien vormde het zeegras een ecosysteem waarvan vele andere soorten (vissen, naaktslakken, zeenaalden en zeepaard) afhankelijk waren. Fysisch gezien had de aanwezigheid van de zeegrasvelden een grote invloed op waterbeweging en resuspensie van slib in het gebied van voorkomen en de directe omgeving. Het water was daar waarschijnlijk een stuk helderder dan in de huidige situatie (Van der Heide et al., 2007). Zeegras was dus inderdaad een dominant kwaliteitskenmerk en door het verdwijnen van het zeegras is een **natuurgrens** overschreden en is het systeem op de plekken waar Zeegras voorkwam omgeslagen van helder water met een rijke biodiversiteit naar troebel water met een veel lagere biodiversiteit. Het is onbekend waar de natuurgrens precies ligt, maar bij een bedekkingspercentage van zeegras van ongeveer 10% van de westelijke Waddenzee zouden die delen van het systeem nog in een stabiele, heldere toestand kunnen verkeren. Het is de vraag of kleinere velden of individuele planten zich ook zouden kunnen handhaven.

Men zou dus hypothetisch kunnen stellen dat een bedekkingspercentage van zeegras van 10% van een kombergingsgebied een natuurgrens is voor het natuurtype ondiep helder water, dominante zeegrasvegetatie en een hoge biodiversiteit.

5. De juridische haalbaarheid van natuurgrenzen in de Waddenzee

‘Groene grenzen voor het Wad’

Bijdrage van Kees Bastmeijer, Universiteit van Tilburg

5.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt de juridische haalbaarheid van het natuurgrenzenconcept – zoals hiervoor is uitgewerkt – besproken. ‘Juridische haalbaarheid’ is voor een deel een relatief begrip omdat de beoordeling veelal plaatsvindt op basis van bestaand recht (wetgeving en rechtspraak); echter, evenals de ecologie is ook het recht aan veranderingen onderhevig. Zo zou de Natuurbeschermingswet 1998 bijvoorbeeld aangepast kunnen worden indien inhoudselementen van deze wet een belemmering zouden vormen voor een politiek gewenste ontwikkeling (bijv. het werken met natuurgrenzen). Het nationale recht moet echter wel binnen de grenzen van het Europese en internationale natuurbeschermingsrecht blijven. Hoewel ook dit recht aan verandering of nieuwe uitleg onderhevig is (bijv. n.a.v. een nieuwe uitspraak van het Europese Hof van Justitie), gaat het hierbij om vrij vaste bakens waarlangs het nationale natuurbeschermingsrecht zich kan ontwikkelen. Daarom wordt hieronder de haalbaarheid van de natuurgrenzenbenadering vooral beoordeeld op grond van het bestaande Europese natuurbeschermingsrecht, in het bijzonder de Vogelrichtlijn (1979) en de Habitatrichtlijn (1992). Het regime van beide richtlijnen wordt kortweg aangeduid als het ‘Natura 2000-regime’.

Allereerst zal kort worden ingegaan op de essentie van het Natura 2000-regime (paragraaf 2). In de voorgaande hoofdstukken is sterk de dynamiek van het ecosysteem benadrukt en hieronder zal kort worden stilgestaan bij de vraag of deze dynamiek enigszins aansluit bij juridische flexibiliteit (paragraaf 3). Dit alles is een opstap naar de meer centrale vraag: kan een natuurgrenzenaanpak goed aansluiten bij het Natura 2000 regime? (paragraaf 4). De daarop volgende paragraaf gaat vervolgens in op een onderwerp dat zich enigszins onttrekt aan het Natura 2000 regime maar wel relevant is voor de discussie over natuurgrenzen in de Waddenzee: natuurgrenzen ten behoeve van wildernisbescherming, bezien vanuit het recht (paragraaf 5). Tot slot volgen de belangrijkste conclusies (paragraaf 6).

5.2 Implementatie van Natura 2000: landelijke en gebiedsdoelen

De doelstelling van de richtlijnen is om de achteruitgang van biodiversiteit in Europa een halt toe te roepen.¹ Daartoe bevatten beide richtlijnen zowel een regime inzake soortenbescherming als een regime voor de bescherming van belangrijke natuurgebieden. Voor wat betreft het gebiedenbeschermingsrecht dient iedere lidstaat de gebieden aan te wijzen die van groot belang zijn voor het behoud of het herstel van bepaalde dier- en plantensoorten of habitattypen (vogelsoorten genoemd op bijlage I van de Vogelrichtlijn en habitattypen, respectievelijk dier- en plantensoorten vermeld op bijlage I en II van de Habitatrichtlijn). De Vogelrichtlijn verplicht direct tot aanwijzing van gebieden, terwijl de Habitatrichtlijn een gefaseerde aanpak kent: aanmelding van gebieden door de lidstaat, plaatsing van gebieden op een lijst van gebieden van communautair belang door de Europese Commissie en vervolgens aanwijzing door de lidstaat. Zowel de vogelrichtlijn- als de habitatrichtlijngebieden moeten gezamenlijk een netwerk van natuurgebieden vormen (het Natura 2000-netwerk).

¹ Zie ‘Commission Working Document on Natura 2000’, 27 December 2002, beschikbaar op http://ec.europa.eu/environment/nature/info/pubs/docs/nat2000/2002_faq_en.pdf:

“Natura 2000 therefore plays the key role in protecting the EU’s bio-diversity in line with the decision taken at the meeting of the European Council in Göteborg in June 2001 to halt bio-diversity decline within the Union by 2010.”

Nederland heeft de bijdrage aan het Europese Natura 2000 beleid in beeld gebracht met het nationaal doelendocument.² In een eerder onderzoek, uitgevoerd door de Universiteit van Tilburg voor Vogelbescherming Nederland, werd aangegeven dat - hoewel de richtlijnen een dergelijk document niet vereisen – deze aanpak goed aansluit bij de doelstellingen van de richtlijnen.³ Om de betreffende doelen te halen worden de eerder aangewezen vogelrichtlijngebieden en aangemelde habitatrichtlijngebieden (opnieuw) aangewezen, met vermelding van de instandhoudingsdoelstellingen. Per gebied wordt aangegeven welke doelstellingen er voor soorten en/of habitattypen worden nagestreefd. Het kan daarbij gaan om behoud van bestaande waarden, maar ook om groei- of hersteldoelstellingen.

De overheid moet er voor zorgen dat deze doelstellingen worden gehaald. Daartoe moeten nieuwe plannen en projecten worden getoetst op hun mogelijke gevolgen, maar ook moet worden gezien of bestaand menselijk medegebruik het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen in gevaar zou kunnen brengen. Voorts kan het nodig zijn om een bepaald beheer te voeren om de realisatie van de doelstellingen dichterbij te brengen. In paragraaf 4 zal in het licht van het begrip natuurgrenzen en gebruiksgrenzen nader op dit regime worden ingegaan.

5.3 Ecologische dynamiek en juridische flexibiliteit: de focus op een gebiedsgerichte bescherming

De voorgaande hoofdstukken van dit rapport maken duidelijk dat de ecologische dynamiek groot is. Er bestaan binnen een gebied veelal diverse (interne en externe) invloeden op variabelen die op hun beurt weer van essentieel belang zijn voor het al of niet laten voortbestaan van bepaalde natuurtypen. Uitgelegd is dat die variabelen binnen bepaalde grenzen mogen fluctueren zonder dat het natuurtype 'omslaat' naar een ander natuurtype. De variabelen mogen dus best een zekere beïnvloeding door natuurlijke en/of menselijke factoren ondergaan, mits de variabelen binnen een zogenaamde 'Normal Operating Range' (NOR) blijven. De dynamiek van het ecosysteem komt dus deels tot uiting in het vermogen van de natuur om via terugkoppelings-mechanismen te reageren op veranderingen om zo een bepaald natuurtype te behouden. Vanuit de ecologie zou echter ook gesteld kunnen worden dat de dynamiek nog veel groter, eigenlijk oneindig groot is: ook indien de variabelen zodanig worden beïnvloed dat de grenzen van de NOR worden overschreden, dan kan de natuur daarmee omgaan: er komt een ander natuurtype voor het oorspronkelijke in de plaats, wederom met de daarbij passende en kenmerkende variabelen.

Voor het onderzoek naar natuurgrenzen is van belang te constateren dat de juridische flexibiliteit geringer is dan de hierboven beschreven ecologische dynamiek. Indien men een gebied aanwijst met het oog op bescherming van bepaalde soorten en/of habitattypen (als bijdrage aan Natura 2000), dan moet de bescherming van het gebied ook (op z'n minst mede) gericht zijn op de bescherming van die waarden. Dat kan dan gaan om het behoud of herstel, afhankelijk van de staat van instandhouding van die soorten of habitattypen, de potenties van het gebied voor die soorten en habitattypen en de bescherming die elders aan deze waarden wordt geboden. De overheid heeft de verplichting om maatregelen te nemen die gericht zijn op het realiseren van de instandhoudingsdoelen, waarbij het zowel kan gaan om een goed beheer als om het tegengaan van storende factoren (art. 6, leden 1 en 2 Hrl). Ook moet de overheid er voor zorgdragen dat er geen plannen en projecten doorgang vinden die er toe leiden of zouden kunnen leiden dat de instandhoudingsdoelen in gevaar komen (artikel 6, lid 3). Er bestaan uitzonderingen (art.6, lid 4), maar ook in die gevallen moet compensatie leiden tot het behoud van samenhang binnen Natura 2000.

Met dit regime krijgt de juridische bescherming van natuurgebieden in potentie een vrij statisch karakter: de bescherming is gericht op enkele specifiek bepaalde waarden. Enerzijds is een dergelijke benadering vanuit een oogpunt van biodiversiteitsbehoud te begrijpen: gezien de ernst van de situatie is specifieke aandacht voor soorten en habitattypen helaas noodzakelijk geworden en moeten gebieden een strikte bescherming krijgen. Anderzijds kan er spanning optreden tussen het bedoelde juridische regime en de ecologische dynamiek: de ruimte om bepaalde natuurwaarden in andere natuurwaarden over te laten gaan is juridisch gering. Ook bestaat een groot risico dat met de sterke focus op soorten en habitattypen diverse andere natuurwaarden, zoals ruimte,

² Natura 2000 doelendocument, beschikbaar op www.minlnv.nl.

³ C.J. Bastmeijer, M.K. de Bruin, J.M. Verschuuren, 'Juridische toets doelensystematiek, Natura 2000 in Nederland', Centrum voor Wetgevingsvraagstukken Universiteit van Tilburg, oktober 2006, zie http://www.vogelbescherming.nl/documents/pdf-files/Juridisch_rapport_doelensystematiek.pdf.

ongereptheid, stilte en donkerte, buiten de boot gaan vallen indien deze waarden niet het onderwerp worden gemaakt van instandhoudingsdoelstellingen.⁴

In de praktijk is de vraag opgekomen of het werken met landelijke of regionale doelen (in plaats van gebiedsdoelen) tot een grotere flexibiliteit kan leiden. Zou in een concreet geval bijvoorbeeld gesteld kunnen worden dat een serieuze inbreuk op een soort of habitatype, waarvoor het betreffende gebied is aangewezen, aanvaardbaar is omdat het elders in het land goed gaat met die soort of het habitatype of omdat er elders maatregelen worden genomen om de betreffende waarden te laten toenemen? Mede op grond van een eerder onderzoek dat de Universiteit van Tilburg voor Vogelbescherming Nederland heeft uitgevoerd,⁵ moet worden aangenomen dat dit in beginsel niet mogelijk is. Hoewel het Europese Hof zich nog niet expliciet over de exacte betekenis van het 'gunstige staat van instandhouding' heeft uitgelaten, kijkt het Hof in concrete zaken steeds naar de toestand van soorten en/of habitats in het betrokken gebied, zonder een verband te leggen met de stand van instandhouding op nationaal niveau.⁶ Ook bij (o.a.) de uitleg inzake de termen 'passende beoordeling' en 'significant effect' in de kokkelvisserij-uitspraak richt het Hof zich zuiver op het mogelijk in gevaar komen van het behalen van de instandhoudingsdoelstelling *van het betrokken gebied* (zie hierna voor een weergave van relevante passages).

5.4 Aansluiting concept natuurgrenzen – Natura 2000-regime

Eerder in dit rapport werd een onderscheid gemaakt tussen natuurgrenzen en gebruiksgrenzen. Bij natuurgrenzen staat het ecosysteem voorop. Hoe groot kunnen de invloeden op natuurtypen en populaties van soorten zijn, rekening houdend met de belangrijkste variabelen, terugkoppelingsmechanismen en onzekerheden, zonder dat deze natuurtypen of populaties aangetast worden? Bij het begrip gebruiksgrenzen gaat het om het grenzen stellen voor menselijke gedragingen, met name op basis van onze kennis van de bedoelde natuurgrenzen en rekening houdend met lacunes in kennis. In deze paragraaf wordt ingegaan op de verhouding tussen deze soorten grenzen en het Natura 2000 regime. Eerder in dit hoofdstuk werd het juridische regime al kort geschetst, maar hoe verhouden begrippen als natuurgrenzen en gebruiksgrenzen zich tot de meer specifieke juridische terminologie van het Natura 2000 regime? En is het werken met natuurgrenzen en/of gebruiksgrenzen binnen het kader van dit Europees beschermingsregime mogelijk?

5.4.1 Het Natura 2000 regime nader bezien

Artikel 6 van de Habitatrichtlijn, welk regime voor alle Natura 2000 gebieden geldt (Vogelrichtlijn- en Habitatrichtlijngebieden), maakt duidelijk dat de lidstaat diverse verplichtingen moet nakomen om te zorgen dat de instandhoudingsdoelstellingen voor een gebied worden gerealiseerd:

- De overheid moet er voor zorgdragen dat 'instandhoudingsmaatregelen' worden getroffen. Daarbij kan het gaan om *'passende specifieke of van ruimtelijke ordeningsplannen deel uitmakende beheersplannen*

⁴ Dit onderwerp krijgt in Nederland weinig aandacht binnen de implementatie van het Natura 2000 regime, terwijl in de praktijk organisaties als Staatsbosbeheer en de Provincie Gelderland juist streven naar meer robuuste natuur. Vanuit de Natura 2000-invalshoek is de aandacht voor deze bredere natuurwaarden beperkt tot de gebieden die voorheen de status hadden van natuurmonument: de doelen voor aanwijzing als natuurmonument zijn gaan gelden als doelen waarvoor het 'Natura 2000'-gebied mede in stand moet worden gehouden. Bescherming van bedoelde waarden is dan dus afhankelijk gemaakt van de vraag of een gebied voorheen natuurmonument was en of het gebied destijds mede ter bescherming van die waarden is aangewezen.

⁵ C.J. Bastmeijer, M.K. de Bruin, J.M. Verschuuren, 'Juridische toets doelensystematiek, Natura 2000 in Nederland' (zie voetnoot 3).

⁶ Zie C.J. Bastmeijer, M.K. de Bruin, J.M. Verschuuren, 'Juridische toets doelensystematiek, Natura 2000 in Nederland' (zie voetnoot 3): "De jurisprudentie van het Hof beperkt zich op dit punt tot dusver overigens tot Vogelrichtlijngebieden, omdat de verplichtingen met betrekking tot Habitatrichtlijngebieden pas vrij recent in werking zijn getreden. Het ligt echter niet voor de hand dat met betrekking tot Habitatrichtlijngebieden een andere benadering zal worden gekozen. Dat betekent dat de kans groot is dat ook in de toekomst bij een eventuele inbreukprocedure per gebied wordt gekeken of voor de daar aanwezige soorten en habitatypes een gunstige staat van instandhouding is bereikt."

en passende wettelijke, bestuursrechtelijke of op een overeenkomst berustende maatregelen (...) (art.6, eerste lid);

- De lidstaat moet *'passende maatregelen'* treffen *'om ervoor te zorgen dat de kwaliteit van de natuurlijke habitats en de habitats van soorten in de speciale beschermingszones niet verslechtert'* (art.6, tweede lid);
- De lidstaat moet *'passende maatregelen'* treffen *'om ervoor te zorgen dat er geen storende factoren optreden voor de soorten waarvoor de zones zijn aangewezen voor zover die factoren, gelet op de doelstellingen van deze richtlijn een significant effect zouden kunnen hebben'* (art.6, tweede lid);
- De lidstaat moet waarborgen dat voor ieder *'plan of project dat niet direct verband houdt met of nodig is voor het beheer van het gebied, maar afzonderlijk of in combinatie met andere plannen of projecten, significante gevolgen kan hebben voor zo'n gebied een passende beoordeling wordt gemaakt van de gevolgen voor het gebied'*. Daarbij moet het gaan om een *'passende beoordeling, rekening houdend met de instandhoudingsdoelstellingen van het gebied'* (art.6, derde lid). De uitspraak van het Europese Hof inzake de kokkelvisserij in de Waddenzee maakt duidelijk dat voor een plan of project een dergelijke beoordeling moet worden gemaakt *"wanneer op grond van objectieve gegevens niet kan worden uitgesloten dat het afzonderlijk of in combinatie met andere plannen of projecten significante gevolgen heeft voor dat gebied."*
- De lidstaat moet waarborgen dat plannen en projecten slechts worden toegestaan indien zeker is dat geen significante gevolgen voor het gebied zullen worden veroorzaakt. In de uitspraak inzake de kokkelvisserij werkt het Europese Hof het begrip 'significante gevolgen' nader uit: *"Op grond van artikel 6, lid 3, eerste volzin, van richtlijn 92/43 moet een plan of project dat niet direct verband houdt met of nodig is voor het beheer van een gebied, wanneer het de instandhoudingsdoelstellingen daarvan in gevaar dreigt te brengen, worden beschouwd als een plan of project dat significante gevolgen kan hebben voor het betrokken gebied. Dit moet met name worden beoordeeld in het licht van de specifieke milieukenmerken en omstandigheden van het gebied waarop het plan of project betrekking heeft."*

Elders in de uitspraak legt het Hof een verband met de natuurlijke kenmerken van het gebied. Aangegeven wordt dat een activiteit (i.c. de mechanische kokkelvisserij) – in het licht van de instandhoudingsdoelstellingen - slechts mag worden toegestaan *"wanneer [de bevoegde nationale autoriteiten] de zekerheid hebben verkregen dat de activiteit geen schadelijke gevolgen heeft voor de natuurlijke kenmerken van het betrokken gebied. Dit is het geval wanneer er wetenschappelijk gezien redelijkerwijs geen twijfel bestaat dat er geen schadelijke gevolgen zijn."*

Samenvattend moet de lidstaat dus alles in het werk stellen om te zorgen dat de instandhoudingsdoelstellingen van een Natura 2000 gebied worden gehaald (het resultaat telt uiteindelijk). Daartoe moet zo nodig beheer gevoerd worden, maar ook alle menselijke activiteiten moeten worden beoordeeld op mogelijke significante gevolgen voor het gebied. Daarbij gaat het om plannen en projecten, maar ook om andere (al of niet bestaande) menselijke activiteiten die niet als plan of project kunnen worden aangemerkt. Immers, dergelijke activiteiten (bijv. dagtoerisme) vallen mogelijk onder het begrip 'storende factoren' met mogelijk significante gevolgen in de zin van art. 6, tweede lid.

Centraal toetsingscriterium is derhalve of de bedoelde activiteiten en/of factoren 'significante gevolgen' kunnen hebben, waarbij moet worden bezien of de activiteiten of factoren het behalen van de instandhoudingsdoelstellingen in gevaar kunnen brengen. Volgens het Hof is dit met name het geval indien schade wordt toegebracht aan de natuurlijke kenmerken van het gebied. Indien dit het geval is moet de overheid actie ondernemen (bijv., beheer voeren, storende factoren tegengaan) of een plan of project de autorisatie ontzeggen.

Met de Hof-uitspraak inzake de kokkelvisserij is echter zeker niet alle duidelijkheid verkregen. Zo gaat het Hof niet verder in op de vraag wat een en ander betekent voor behoudsdoelstellingen en hersteldoelstellingen zoals deze door Nederland gehanteerd (gaan) worden. Hieraan wordt hieronder nadere aandacht besteed.

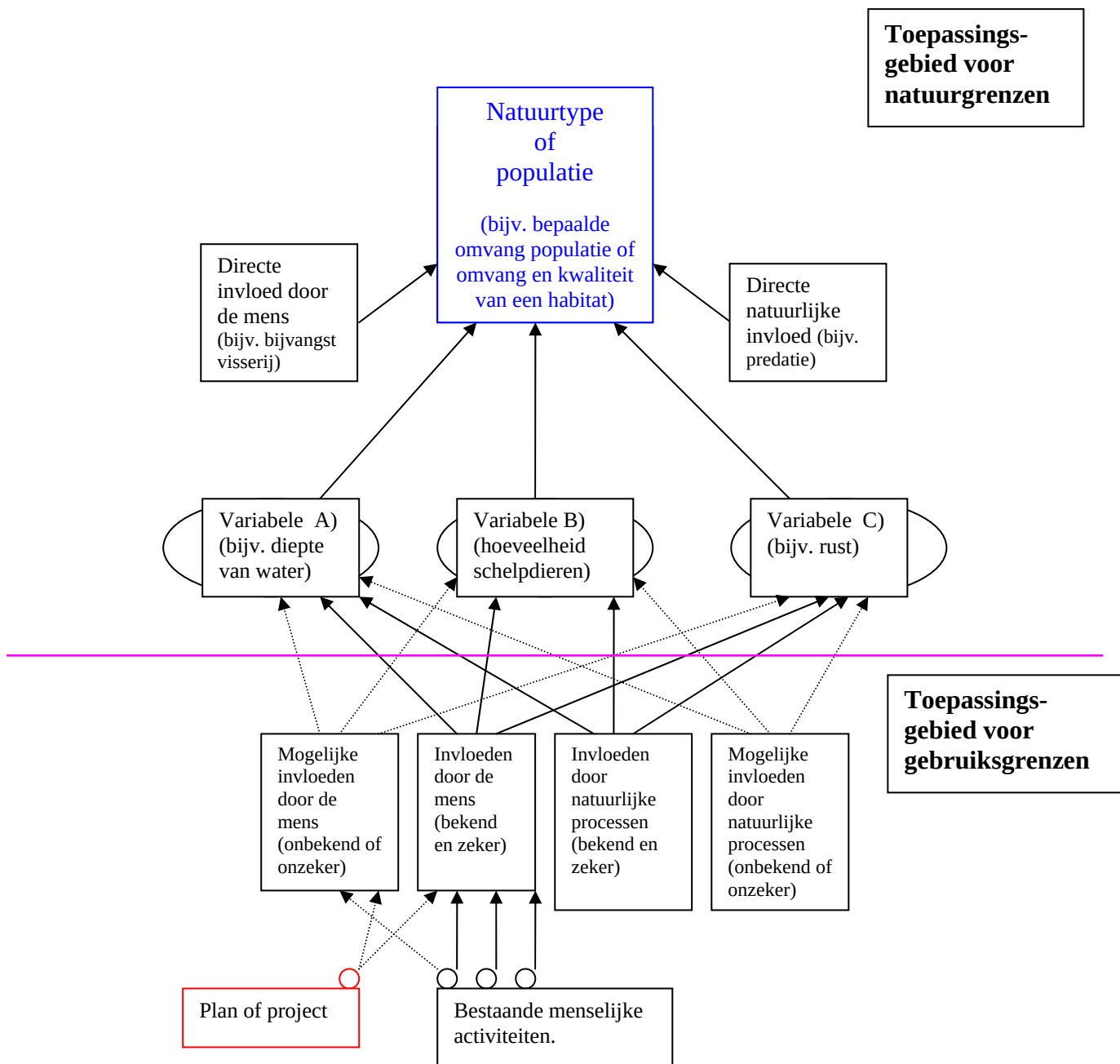
5.4.2 Nut en noodzaak van natuurgrenzen en gebruiksgrenzen voor de implementatie van Natura 2000

De bovengeschetste verplichtingen die deel uitmaken van het Natura 2000 regime maken gezamenlijk duidelijk dat het vergaren van kennis over natuurgrenzen – zoals eerder gedefinieerd (dus niet te verwarren met gebruiksgrenzen) – een impliciet vereiste is van het juridische systeem: de sterke gebiedsgerichte bescherming in combinatie met de sterke focus op bepaalde specifieke waarden (soorten, habitattypen) maakt het noodzakelijk dat zoveel mogelijk kennis wordt verkregen over de essentiële variabelen voor deze specifieke waarden en de factoren waardoor die variabelen kunnen worden beïnvloed (menselijke als ook natuurlijke factoren). Het juridische systeem vereist immers dat de lidstaat (Nederlandse overheid) er voor zorgdraagt dat de invloeden en variabelen in onderlinge samenhang het voortbestaan of zelfs herstel van de relevante soorten en habitattypen in een gunstige staat van instandhouding mogelijk maken. Daarbij gaat het zowel om natuurlijke invloeden als om invloeden die (direct of indirect) door de mens worden veroorzaakt. De jurisprudentie van het Europese Hof maakt duidelijk dat het in feite in sterke mate om een resultaatsverplichting gaat.

Ook het begrip gebruiksgrenzen lijkt in theorie aan te sluiten bij het Natura 2000 regime. Zoals hierboven is aangegeven brengt het regime immers met zich dat menselijke activiteiten geen significante gevolgen mogen veroorzaken voor de aangewezen Natura 2000 gebieden. Daarbij gaat het zowel om activiteiten die niet als plan of project kunnen worden aangemerkt (bijv. bestaand gebruik zoals dagtoerisme) als om plannen en projecten. Natuurgrenzen sluiten derhalve aan bij de doelstelling van Natura 2000 (waarborg behoud of herstel van soorten en habitattypen in een gunstige staat van instandhouding), terwijl gebruiksgrenzen aansluiten bij de benadering van het Natura 2000 regime om menselijke activiteiten te toetsen en de effecten van die activiteiten beneden een bepaald niveau te houden.

Nader toegespitst op de gehanteerde terminologie zou gesteld kunnen worden dat het begrip ‘significante gevolgen’ eigenlijk het dichtste bij natuurgrenzen liggen: significante gevolgen zijn die gevolgen die er voor zorgen dat de instandhoudingsdoelen in gevaar komen. Daarbij staat derhalve de doelstelling – het ecosysteem – voorop: Hoe groot kunnen de invloeden op natuurtypen en populaties van soorten zijn, rekening houdend met de kenmerkende en cruciale variabelen, zonder dat redelijke twijfel ontstaat dat de terugkoppelingsmechanismen voor herstel zullen zorgen?

Het begrip *gebruiksgrenzen* staat dicht bij de mens, maar verder af van datgene waar het in het juridische regime uiteindelijk om gaat (behoud of herstel van soorten en/of habitattypen in een gunstige staat van instandhouding). Juist gezien de beperkte ruimte in ons land is menselijk medegebruik van Natura 2000 gebieden moeilijk weg te denken, waarmee de vraag naar gebruiksgrenzen heel logisch is. Een belangrijke vraag is echter of de kennis van natuurgrenzen daadwerkelijk naar gebruiksgrenzen kan worden vertaald. Ten behoeve van de bespreking van deze vraag is het onderstaande schema gemaakt, waarin onder meer het ‘toepassingsgebied’ van natuurgrenzen als gebruiksgrenzen is aangegeven.



Het bovenstaande schema beoogt duidelijk te maken dat tussen natuurgrenzen en gebruiksgrenzen een behoorlijke 'afstand' kan bestaan. Zoals eerder in dit rapport is uitgelegd, is het voortbestaan van een soort of van een habitattype veelal afhankelijk van meerdere variabelen (in het voorbeeld is uitgegaan van drie variabelen maar in werkelijkheid kunnen dit er meer zijn). Deze variabelen kunnen elkaar beïnvloeden, maar ondervinden ook invloeden van andere factoren. Daarbij gaat het veelal om invloeden van natuurlijke processen maar ook invloeden door de mens. Ten dele zullen dergelijke invloeden bekend zijn, maar ten dele ook niet. Bij menselijke invloeden gaat het om invloeden van bestaande activiteiten (waaronder ook natuurbeheer wordt verstaan) maar moet ook rekening worden gehouden met mogelijke invloeden van andere geplande activiteiten. Voorts kan een natuurtype of een soort directe invloeden ondervinden (dus niet via beïnvloeding via de belangrijkste variabelen), maar de directe invloed op beschermde soorten is zeer klein.

Broekmeyer, Opdam en Kistenkas beschrijven diverse methoden die zijn ontwikkeld om het begrip 'significante gevolgen' nader uit te werken en werkbaar te maken voor de uitvoeringspraktijk.⁷ Zij wijzen bijvoorbeeld op de methode die door het Bureau Waardenburg is ontwikkeld, waarbij significantie – afhankelijk van de aard en inhoud van de instandhoudingsdoelstellingen – vooral in percentages beïnvloedt exemplaren van een soort of habitatoppervlakte wordt uitgedrukt. Het definiëren van gebruiksgrenzen voor een categorie van activiteiten kan eveneens als een methode worden aangemerkt. Hoewel er in de praktijk behoefte bestaat aan duidelijkheid en dergelijke methoden vanuit dat oogpunt breed gewaardeerd zullen worden, plaatsen Broekmeyer, Opdam en Kistenkas vraagtekens bij dergelijke meer algemene methoden. Gezien de complexiteit van ecologische systemen brengen dergelijke methoden snel 'schijnzekerheid', aldus deze onderzoekers.

Voor de combinatie van de juridische striktheid van het Natura 2000 regime en de complexiteit van ecosystemen (m.n. die van de Waddenzee) maken het ook naar onze mening in de regel onverantwoord om kennis over natuurgrenzen te vertalen naar gebruiksgrenzen voor menselijke activiteiten. Denkbaar is dat een vertaling van de natuurgrenzen naar een soort 'totale gebruiksruijtte' voor de mens mogelijk is. In feite gaat het daarbij om de beschikbare beïnvloedingsruimte die voor de mens overblijft na aftrek van de 'ruimte' die wordt ingenomen door natuurlijke factoren en een ingebouwde buffer in verband met lacuna in kennis (bijv. invloeden klimaatverandering) en onvoorziene omstandigheden. Maar het maken van verdere stappen waarbij de gebruiksruijtte wordt verdeeld over diverse bestaande en toekomstige activiteiten verdraagt zich moeilijk met het juridische regime. De beschrijving van dit regime maakt duidelijk dat 'significante gevolgen' met zekerheid uitgesloten moeten worden, terwijl het schema aangeeft dat het inschatten van de effecten van een bepaalde menselijke activiteit of categorie van menselijke activiteiten van vele aspecten afhankelijk is: van invloeden op belangrijke variabelen door geplande activiteiten, van bestaande activiteiten, van natuurlijke processen, van directe invloeden op een soort of natuurstype, etc. Daarbij spelen bovendien vele onzekerheden. Gebruiksgrenzen gaan er vanuit dat een algemene vaststelling van de toelaatbare invloeden door de betreffende activiteit(en) mogelijk is, maar dat zal in het algemeen door de complexiteit niet kunnen.

5.4.3 Natuurgrenzen als basis voor lastenverlichting?

Het bovenstaande betekent dat opgepast moet worden met dereguleringsacties op grond van gebruiksgrenzen, bijvoorbeeld door categorieën activiteiten uit te sluiten van de vergunningplicht door toepassing van artikel 19da van de Natuurbeschermingswet 1998. De vergunningplicht is immers een waarborg voor maatwerk op basis van een 'expert judgement' en juist dit maatwerk blijft gezien de striktheid van het juridisch systeem (uitsluiten van redelijke twijfel over mogelijke significante gevolgen) toch de algemene regel.

Hiermee is echter niet gezegd dat het werken met natuurgrenzen in het geheel niet zou kunnen leiden tot een verminderde last voor burgers, bedrijven en overheden bij de uitvoering van natuurbeschermingswetgeving. In algemene zin zal een gedegen kennis van natuurgrenzen noodzakelijk (zie hierboven) en behulpzaam kunnen zijn in de toepassing van het Natura 2000 regime, zoals vastgelegd in de Natuurbeschermingswet 1998. Gedacht kan met name worden aan de volgende twee aspecten:

- een gedegen kennis van de natuurgrenzen kan er toe leiden dat in meer gevallen (in vergelijking tot de huidige situatie) al bij een eerste globale beoordeling van een activiteit ('voortoets') direct geconcludeerd kan worden dat de activiteit geen significante gevolgen voor het gebied kan hebben;
- indien ook met kennis van de natuurgrenzen significante gevolgen niet bij voorbaat en met zekerheid zijn uit te sluiten, moet een passende beoordeling worden gemaakt, maar de kennis inzake natuurgrenzen kan een passende beoordeling wel in potentie behulpzaam zijn. Bij het maken van een passende beoordeling behoeven immers niet eerst de natuurgrenzen zelf zeer uitvoerig onderzocht te worden. Na een globale check inzake de juistheid van de natuurgrenzen (i.v.m. mogelijke nieuwe inzichten en onderzoeken) kan in feite direct een start worden gemaakt met het beoordelen van de mogelijke invloeden van een voorgenomen activiteit (rekening houdend andere invloeden) op die grenzen en daarmee op de instandhoudingsdoelstellingen. Daardoor kunnen de lasten die met het maken van een passende beoordeling samenhangen verminderen. Van groot belang is dan wel dat de kennis van natuurgrenzen gedegen en actueel is.

⁷ M.E.A. Broekmeyer, P.F.M. Opdam en F.H. Kistenkas, 'Het bepalen van significante effecten: omgaan met onzekerheden', Alterra Rapport 1664, Wageningen, 2008.

Het werken met natuurgrenzen zou ook op nog andere wijzen tot vormen van lastenverlichting kunnen leiden. Zo vormen natuurgrenzen bijvoorbeeld een kader om cumulatieve effecten te beoordelen, een onderwerp dat nog steeds veel vragen oproept.

De bewoording draagt bewust een voorzichtig karakter, want bedoelde 'vereenvoudigende effecten' van het huidige regime zijn sterk afhankelijk van de concrete situatie (o.a. aard activiteiten, aard van de mogelijk beïnvloedde waarden, omvang cumulatierisico, veranderingen in natuurlijke processen, maar vooral ook de gedegenheid en het detailniveau van de kennis inzake de relevante natuurgrenzen.) Ook is denkbaar dat we voor bepaalde soorten of habitattypen (al of niet voorlopig) eenvoudigweg te weinig kennis kunnen opbouwen om de natuurgrenzen met voldoende zekerheid vast te kunnen stellen.

5.4.4 Het belang van heldere instandhoudingsdoelstellingen

Eerder in dit rapport is al opgemerkt dat heldere en gedegen instandhoudings-doelstellingen van groot belang zijn voor het kunnen vaststellen van natuurgrenzen. Je moet vrij exact weten wat er beschermd en hersteld moet worden voordat onderzoek gedaan kan worden ten behoeve van de vaststelling van natuurgrenzen. Vanuit juridisch optiek zijn heldere instandhoudingsdoelstellingen eveneens van groot belang. Zoals eerder toegelicht vormen zij immers het centrale toetsingskader van het juridische regime.

Betwijfeld wordt of de concept-instandhoudingsdoelstellingen die eerder voor de Waddenzee zijn geformuleerd, voldoende helder zijn. Verwezen wordt in dit verband naar het onderzoek dat de Universiteit van Tilburg eerder dit jaar voor Vogelbescherming Nederland uitvoerde.⁸ Indien bijvoorbeeld gesproken wordt over behoud van oppervlakte voor een habitatype wordt niet aangegeven welk moment als referentie voor dat behoud moet worden aangehouden. Een zelfde vage lijn is gekozen voor de habitatrichtlijnsoorten. Behoud van omvang en kwaliteit van het leefgebied en behoud of uitbreiding van de populatie vormen de doelstelling, maar de toelichtingen geven vrijwel geen uitwerking, niet voor de kwalitatieve en niet voor de kwantitatieve zijde van de doelstelling. Voor vogels zijn de doelstellingen en toelichtingen meer uitgewerkt, maar ook voor de vogels is de wijze waarop deze doelstellingen zijn omschreven niet consistent en niet altijd duidelijk.

Ten aanzien van herstel- of groeidoelstellingen kan het stellen van natuurgrenzen nog extra gecompliceerd zijn. Het kan immers zijn dat juist door een bepaalde bestaande en voortdurende invloed de betreffende waarde (populatie van een soort of een habitatype) in het verleden te zeer is aangetast; in feite zijn dan in het verleden de natuurgrenzen overschreden. In een dergelijk geval kan de doelstelling met zich meebrengen dat natuurgrenzen worden opgesteld die gericht zijn op de toekomstige situatie en dat bepaalde bestaande invloeden verminderd moeten worden totdat deze (weer) binnen de natuurgrenzen vallen. Ook dergelijke herstel- of groeidoelstellingen moeten vanzelfsprekend helder zijn en ook hier mag betwijfeld worden of dit voldoende aandacht heeft gekregen. Zo werd ten aanzien van habitatype H1140 bijvoorbeeld gesteld: "Voor de mosselbanken op de droogvallende platen, wordt gestreefd naar een toename van de oppervlakte"; echter, hoe groot deze toename moet zijn is onduidelijk.

5.5 Waddenzee als 'wildernis' en het stellen van grenzen aan menselijk mede-gebruik⁹

5.5.1 Het begrip 'wildernis'

Over het begrip 'wildernis' is internationaal veel geschreven. Onder meer in de Verenigde Staten kent het begrip een lange geschiedenis. Lange tijd is het begrip wildernis beschouwd als iets negatiefs: wilde natuur die door de mens getemd en nuttig gemaakt zou moeten worden.¹⁰ Langzaam maar zeker heeft het begrip een positieve

⁸ C.J. Bastmeijer, M.K. de Bruin and J.M. Verschuuren, 'Natura 2000 in Nederland: concept-aanwijzingsbesluiten getoetst', Een onderzoek in opdracht van Vogelbescherming Nederland naar de juridische kwaliteit van de concept-aanwijzingsbesluiten voor geselecteerde Natura 2000-gebieden (Westerschelde, IJsselmeer en Waddenzee), Universiteit van Tilburg, maart 2008.

⁹ Bij het schrijven van deze paragraaf is gebruik gemaakt van een concept-artikel over wildernisbescherming in Nederland dat Kees Bastmeijer in voorbereiding heeft.

¹⁰ R.F. Nash, *Wilderness and the American Mind*, vierde druk, Yale University Press, New Haven/London, 2001.

lading gekregen: met de toenemende invloeden van de moderne mens op natuur en landschap is het inzicht gegroeid dat ongerepte natuurgebieden uiteenlopende waarden hebben maar ook steeds schaarser worden en daarom bescherming verdienen.¹¹ Zo gezien is 'wildernis' een creatie van de civilisatie, aldus Nash,¹² maar dat doet aan de beschermingswaardigheid van de waarden van wildernis niets af.

De definitie van 'wildernis' is een lastige kwestie. In de literatuur verschillen de gehanteerde definities sterk, maar twee invalshoeken zijn sterk herkenbaar: de invalshoek van 'beleving' door de mens en de invalshoek van een feitelijke beschrijving op basis van bepaalde kenmerken (wilderniskwaliteiten). Vanuit de eerste invalshoek kan ieder gebied waarin een persoon een 'wilderniservaring' heeft als wildernis worden beschouwd: 'Any place in which a person feels stripped of guidance, lost and perplexed may be called a wilderness.'¹³ Deze benadering is gebaseerd op de ervaring van de individuele mens. Vaak wordt gesteld dat het begrip 'wildernis' daarom een te sterk subjectief karakter draagt om een basis te kunnen vormen voor regulering van menselijke activiteiten. Deze kritiek is slechts overtuigend indien men het begrip wildernis inderdaad niet verder uitwerkt en laat afhangen van individuele invulling. Verdere uitwerking van het begrip is echter zeker mogelijk, waarmee wildernisbescherming ook een onderwerp van beleid en recht kan worden. Zo is denkbaar dat men op basis van empirisch 'public perception'-onderzoek nauwkeurig in beeld brengt waarom mensen een gebied als wildernis beschouwen en waarom zij de betreffende kenmerken waarde toekennen. Op basis van dergelijk onderzoek, maar ook op andere wijzen (bijv. op basis van een consultatieproces of een rechtsvergelijkend onderzoek naar definities in bestaande 'wildernis wetgeving'), kan men komen tot de genoemde tweede benadering voor het definiëren van wildernis: een beschrijving van de belangrijkste fysieke kenmerken.

Deze tweede benadering ligt aan de basis van de totstandkoming van beleid en wetgeving, specifiek gericht op wildernisbescherming. Er bestaan in de wereld diverse wetten en regelingen die expliciet tot doel hebben 'wildernis' te beschermen en een definitie van het begrip omvatten. Het gaat dan veelal om een groot natuurgebied met een relatief intact ecologisch systeem waar permanente bewijzen van (de aanwezigheid van) de moderne mens (bijv. wegen, gebouwen, e.d.) ontbreken. Recent is in een publicatie een overzicht gegeven van bestaande wilderniswetgeving, waarbij ook is ingegaan op de gehanteerde definities en daaruit af te leiden centrale kenmerken van wilderniswetgeving.¹⁴

5.5.2 Wildernisbescherming in het Waddengebied en de relatie met Natura 2000

Vergeleken met onder meer de Verenigde Staten en Australië kent het 'wildernis'-concept in Nederland een minder rijke geschiedenis in de beleidsontwikkeling, het recht en de literatuur. Vooral de laatste decennia krijgt het concept groeiende aandacht. Zowel in het beleid als in de praktijk van natuurbescherming bestaat al enige tijd serieuze aandacht voor het beheren of creëren van gebieden als wildernis of robuuste natuur, waar natuurlijke processen zoveel mogelijk zonder inmenging van de mens vrij spel hebben. Een beschrijving van het wildernis-concept voor de Waddenzee wordt gegeven in Revier & Reijnders (2002).

Op het rijksoverheidsniveau is volgens de beleidsnota natuur voor mensen, mensen voor natuur, het beleid gericht op het realiseren van een ecologisch robuust functionerend netwerk:

"In 2020 ligt er een aaneengesloten netwerk van kwalitatief hoogwaardige natuurgebieden. Dit vormt de ecologische en recreatieve ruggengraat van Nederland. Het versnipperde natuurnetwerk van het einde van de twintigste eeuw wordt langzaam omgevormd tot een ecologisch robuust functionerend netwerk, waar rust, ruimte en ongereptheid wordt ervaren."¹⁵

Voor het Waddengebied heeft dit uitgangspunt in zekere zin wel verdere uitwerking gekregen. Behoud van de openheid van het landschap vormt alle lange tijd een belangrijk uitgangspunt van het ruimtelijk beleid ten aanzien

¹¹ Idem.

¹² Idem, pag. xi.

¹³ Nash 2001, pag. 3.

¹⁴ Zie Cyril F. Kormos (ed.), *A Handbook on International Wilderness Law and Policy*, Fulcrum Publishing, Golden, Colorado, USA. 2008.

¹⁵ Zie de Beleidsnota Natuur voor mensen, mensen voor natuur, Nota natuur, bos en landschap in de 21e eeuw, beschikbaar op www.minlnv.nl/cdlpub/servlet/CDLServlet?p_file_id=14008 -, pag. 22.

van het Waddengebied, welk uitgangspunt ook meer concrete invulling krijgt door bijvoorbeeld de bouw van windturbines op bepaalde plaatsen niet mogelijk te maken. Ook via het instrument van het beschermd (staats)natuurmonument kregen de bredere waarden van de Waddenzee lange tijd juridische bescherming. Al sinds 1974 zijn delen van de Waddenzee aangewezen als beschermd (staats)natuurmonument onder de Natuubeschermingswet. Maar liefst elf aangewezen (staats)natuurmonumenten gaan in de aanwijzing van de Waddenzee als Natura 2000 gebied op.

Via een wat ingewikkelde constructie kunnen deze waarden ook juridische bescherming krijgen na de aanwijzing van het Waddengebied als Natura 2000 gebied. Op grond van artikel 15a van de Natuurbeschermingswet worden de doelstellingen die in de betreffende natuurmonument-aanwijzingsbesluiten waren opgenomen onderdeel van de instandhoudingsdoelen voor de Waddenzee. Bij strijdigheid tussen deze doelen en de specifieke Natura 2000 doelen gaan de laatstgenoemde doelen overigens wel voor vanwege de Europeesrechtelijke status van die doelen.

Deze regeling betekent dat de reikwijdte van de bescherming van de natuurwaarden van de Waddenzee substantieel wordt verbreed. Bij deze aanwijzingen werd het belang van het gebied vanuit een oogpunt van natuurschoon (bijv. ongereptheid, natuurlijke processen, stilte) en de landschappelijke waarden sterk benadrukt. Bij de aanwijzing in 1993 vermeldde de toelichting bijvoorbeeld:

In nationaal opzicht vormt de Waddenzee in feite één van de laatste (en daarvan de grootste) werkelijk grootschalige ecosystemen waar de menselijke invloed gering is en de natuurlijke processen (binnen zekere grenzen) vrij spel hebben. De invloed van het getij, de golfwerking en de wind zijn bepalend voor de belevingswaarde. De Waddenzee wordt ervaren als een gebied van bijzondere landschappelijke schoonheid.

Bedacht moet overigens wel worden dat de juridische bescherming van de bedoelde bredere natuurwaarden niet op de gehele Waddenzee betrekking heeft. De 'oude' natuurmonumentdoelen zijn slechts toepasselijk voor het gedeelte van het Waddengebied dat voorheen het natuurmonument vormde.

Aan de bovenbedoelde aanpak kleven enkele substantiële bezwaren. Zo moet steeds worden onderzocht of een bepaald onderdeel van de Wadden voorheen binnen de grenzen van een natuurmonument viel. In feite zijn er dus vele regimes op de Waddenzee van toepassing. Ook de wijze waarop de 'oude doelen' bij de concept-aanwijzing aandacht hebben gekregen is niet fraai. Met aanhechting van de oude besluiten worden de oude doelen min of meer aan de aanwijzing 'gehangen'. Denkbaar was geweest dat men op basis van de oude besluiten de beschermingsdoelstellingen die betrekking hebben op natuurschoon en natuurwetenschappelijke waarden voor het gehele Waddengebied goed had onderzocht en een plaats had gegeven bij de andere doelen voor het Natura 2000 gebied, natuurlijk voorzover die doelen niet strijden met de meer specifieke Natura 2000 doelen. Met name onder het kopje 'algemene doelen' had een doel ten aanzien van uitgestrektheid, e.d. niet misstaan. Deze aanpak zou ook meer recht doen aan de verwevenheid en onderlinge samenhang van al deze natuurwaarden. Ook zou zo meer recht gedaan worden aan de eerdere aanwijzingen van het gebied als (staats)natuurmonument en de beleidslijnen in de Waddenzee PKB's. De doelstellingen worden nu als 'de oude doelen' kort aangehaald waarbij wordt opgemerkt dat de oude besluiten 'ter informatie' zijn bijgevoegd. Hier had op z'n minst 'ter gebruik bij toetsing' moeten staan, want het is wel degelijk de bedoeling dat de betreffende doelen worden toegepast bij het toetsen van menselijke activiteiten.

5.5.4 De toepasbaarheid van natuurgrenzen bij wildernisbescherming

Het bovenstaande betekent dat het behoud van het Waddengebied als wildernis in zekere zin al in het huidige beleid en recht is verankerd, maar zich zeker ook kan lenen voor een nadere, meer expliciete uitwerking. Belangrijk is daarvoor dat men een gemeenschappelijk beeld krijgt van wat 'wildernis' in de Nederlandse context betekent en welke waarden daarmee samenhangen. Indien daarover meer helderheid bestaat kunnen bepaalde grenzen worden gesteld aan de toegelaten aantasting van de betreffende waarden. Deze grenzen zijn dan niet zozeer gebaseerd op ecologische kennis, maar primair op de kenmerkende kwaliteiten van het gebied ('wildernis

kwaliteiten). Overigens kunnen dergelijke kwaliteiten deels van belang zijn voor het nastreven van de typische Natura 2000-waarden (bijv. rust ten behoeve van foeragerende vogels.)

Deze discussie vraagt nadere aandacht en is voor heel Nederland (en Europa) van groot belang omdat we hier een zwak punt van het Natura 2000 regime raken: zoals eerder opgemerkt focust dit regime zich immers sterk op soorten en habitattypen en de natuurlijk kenmerken van een gebied die voor die specifieke waarden van belang zijn. Een uitwerking van het systeem langs die specifieke lijnen (zoals in Nederland lijkt te geschieden) betekent een ‘verenging’ van het natuurbeschermingsrecht. Zo kan het juridisch heel moeilijk worden grote projecten uit belangrijke natuurgebieden te weren indien de relatie met de specifieke soorten en habitattypen ontbreekt. Nu wordt dat nog enigszins opgevangen door het ruimtelijk orderingsbeleid en de koppeling met de oude natuurmonument doelen, maar hiermee wordt geen juridisch dekkende bescherming gegeven van de betrokken waarden. Onder meer de Raad voor de Wadden constateerde al eerder (2004) dat aan de landschappelijke waarden van de Waddenzee onvoldoende bescherming wordt geboden via het systeem van de Vogelrichtlijn en Habitatrichtlijn en dat “voor de landschapsgrenzen een additioneel kader [zal] moeten worden ontwikkeld,” waartoe onder meer onderzoek zou moeten worden verricht naar “de niet-gebruikswaarden van het Waddengebied in het algemeen en de belevingswaarde van het landschap in het bijzonder.”¹⁶ Nader verkennend onderzoek heeft inmiddels plaatsgehad,¹⁷ maar het onderwerp vraagt nog zeker nadere aandacht en uitwerking. Daarbij is overigens denkbaar dat bij de uitwerking van ‘wildernisbescherming’ in de Waddenzee ruimtelijke keuzes worden gemaakt. Eerder in dit rapport werd op deze mogelijkheid al gewezen.

Voor alle duidelijkheid wordt nog opgemerkt dat ‘wildernisbescherming’ niet hoeft te betekenen dat ‘de mens uit de natuur wordt geplaatst. Onder meer de eerder genoemde internationale publicatie van Cyril Kormos geeft overtuigend aan dat diverse vormen van menselijk medegebruik te verenigen zijn met de bescherming van een gebied als wildernis. Het gaat hierbij dan om vormen die niet leiden tot aantasting van de wilderniskwaliteiten van het gebied. In het algemeen zal dit betekenen dat menselijk activiteiten die resulteren in permanente bewijzen van de aanwezigheid van de moderne mens (bijv. bouwwerken, wegen, pijpleidingen, hoogspanningskabels, langdurige aantasting van de zeebodem, e.d.) niet toelaatbaar zijn. Veel andere vormen van menselijke activiteiten, waaronder diverse vormen van toerisme (niet gemotoriseerde recreatie) en kleinschalige visserij, handmatige oogst van schelpdieren, e.d., kunnen onder voorwaarden wel worden toegelaten (mits deze activiteiten natuurlijk ook toegestaan kunnen worden in het licht van de Natura 2000-waarden van het gebied).

5.6. Conclusies

Het onderzoek maakt duidelijk dat het vergaren van kennis over natuurgrenzen – zoals eerder gedefinieerd (dus niet te verwarren met gebruiksgrenzen) – niet alleen ‘aansluit’ bij de doelstelling van het Natura 2000 regime, maar in feite een impliciet vereiste is om het regime goed te laten functioneren: de sterk gebiedsgerichte benadering, de sterke focus op bepaalde soorten en habitattypen en de striktheid van de juridische verplichtingen maken het noodzakelijk dat zoveel mogelijk kennis wordt verkregen over de essentiële variabelen voor deze specifieke waarden en de factoren waardoor die variabelen kunnen worden beïnvloed (menselijke als ook natuurlijke factoren).

Ook het begrip gebruiksgrenzen lijkt in theorie aan te sluiten bij het Natura 2000 regime (het regime vereist immers toetsing van effecten door o.a. menselijke activiteiten), maar het begrip staat verder af van waar het

¹⁶ Brief van de Raad voor de Wadden aan de Minister van VROM betreffende ‘natuur- en landschapsgrenzen en monitoring en kennisaudit en Waddenacademie’, 24 november 2004, kenmerk 77/MvR. Zie ook de navolgende passage uit deze brief: “De Raad adviseert het kabinet om in dit verband een rijksvisie voor het Waddengebied op te stellen. Verder zal er een begin moeten worden gemaakt met wetenschappelijk onderzoek naar de niet-gebruikswaarden van het Waddengebied in het algemeen en de belevingswaarde van het landschap in het bijzonder. De Raad heeft – evenals zijn voorganger de Waddenadviesraad – al vaker op het belang hiervan gewezen.” Zie uitvoeriger hierover, het advies 2004/06 van de Raad voor de Wadden (basis van bovengenoemde brief), ‘Natuur- en landschapsgrenzen, monitoring, kennisaudit en Waddenacademie’, beschikbaar op de website van de Raad voor de Wadden: <http://www.waddenadviesraad.nl/>

¹⁷ Zie met name Mirjam Broekmeyer, Fred Kistenkas, Martin Baptist en Arjan Koomen, Landschapsgrenzen in de Waddenzee, *Quick scan van kennis, instrumenten en hiaten*, Alterra, Wageningen, juni 2007.

uiteindelijk om gaat (waarborg behoud of herstel van soorten en habitattypen in een gunstige staat van instandhouding).

Nader toegespitst op de gehanteerde terminologie zou gesteld kunnen worden dat het begrip 'significante gevolgen' eigenlijk het dichtste bij natuurgrenzen liggen: significante gevolgen zijn die gevolgen die er voor zorgen dat de instandhoudingsdoelen in gevaar komen of dreigen te komen. Daarbij staat derhalve de doelstelling – het ecosysteem – voorop: Hoe groot kunnen de invloeden op natuurtypen en populaties van soorten zijn, rekening houdend met de kenmerkende en cruciale variabelen, zonder dat redelijke twijfel ontstaat dat de terugkoppelingsmechanismen voor herstel zullen zorgen? Het begrip *gebruiksgrenzen* staat dicht bij de mens, maar verder af van datgene waar het in het juridische regime uiteindelijk om gaat (behoud of herstel van soorten en/of habitattypen in een gunstige staat van instandhouding). Wat betreft gebruiksgrenzen is van belang te beseffen dat de vraag of een bepaalde menselijke activiteit wel of geen 'significante gevolgen' heeft voor een Natura 2000 gebied eigenlijk geen zuivere vraag is: het gaat er om of deze activiteiten, in samenhang met andere menselijke activiteiten, maar ook rekening houdend met invloeden van natuurlijke processen en onzekerheden, er toe kunnen leiden dat de instandhoudingsdoelstellingen niet worden bereikt.

Juist gezien de beperkte ruimte in ons land is menselijk medegebruik van Natura 2000 gebieden moeilijk weg te denken, waarmee de vraag naar gebruiksgrenzen wel heel logisch is. Een belangrijke vraag is echter of de kennis van natuurgrenzen daadwerkelijk naar gebruiksgrenzen kan worden vertaald. In het onderhavige onderzoek van IMARES en ander onderzoek (bijv. het eerder aangehaalde onderzoek van Broekmeyer, Opdam en Kirstenkas) wordt de ecologische complexiteit van gebieden als de Waddenzee op basis van ecologische kennis overtuigend aangegeven. Deze complexiteit in combinatie met de striktheid van het juridisch regime (de eis van afwezigheid van redelijke twijfel ten aanzien van de vraag of de instandhoudingsdoelstellingen in gevaar komen) maakt het werken met gebruiksgrenzen daarom in de regel uiterst riskant. Mogelijk bestaan er uitzonderingen, maar dit vraagt dan nader toegespitst onderzoek.

Tenslotte kan worden geconcludeerd dat 'wildernisbescherming' heel goed het onderwerp kan zijn van beleid en recht en uiteindelijk ook van 'grenzen voor menselijk medegebruik'. In zekere mate is dit voor de Waddenzee al vormgegeven, vooral via het ruimtelijke ordeningsbeleid en het koppelen van de oude natuurmonumentdoelen aan de concept-aanwijzingsbesluiten. Het moet echter mogelijk zijn om het wildernisconcept voor de Waddenzee nader en meer expliciet uit te werken en erkenning te geven in het juridisch regime. Voor het waarborgen van een goede juridische bescherming van waarden zoals ongereptheid, ruimte, stilte en donkerte voor het Waddengebied is een expliciete erkenning van deze waarden in de instandhoudingsdoelstellingen voor het gebied van groot belang. Indien hierover meer helderheid bestaat moet het ook mogelijk zijn grenzen te stellen aan menselijk medegebruik in het licht van die doelstellingen. Vermoedelijk zijn deze grenzen zelfs nog makkelijker vast te stellen dan de op ecologische kennis te baseren 'echte' natuurgrenzen. Bovendien hoeft dit geenszins te leiden tot het 'uit de natuur plaatsen' van de mens.

6. Discussie

6.1 Introductie

Natuur stelt zelf geen grenzen. Een belangrijk kenmerk van natuur is dat die zich aanpast aan veranderende omstandigheden. Natuur verandert mee met invloeden van buitenaf. Een goed beschreven voorbeeld is het Veluwemeer. Na het ontstaan door de inpoldering van Flevoland in 1953 werd het een meer met helder water, waterplanten en zwanen, en recreatie met kleine boten. Met toegenomen eutrofiering kwamen er steeds meer waterplanten die uiteindelijk een belemmering vormden voor kleine vaartuigen, maar gunstig waren voor de ontwikkeling van de zwanenpopulatie. Het was nog steeds een karakteristiek Veluwemeer. Na de toenemende lozing van N en P en de geringe uitwisseling met het grotere IJsselmeer ontstond in 1969 een omslag naar blauwalg (*Oscillatoria*). Dat was goed voor kleine vaartuigen, maar niet voor de hogere planten en kranswieren en dus slecht voor de zwanen. Die situatie was echter wel weer goed voor een vissoort als Brasem. Ook die situatie kon gekenmerkt worden als een robuust stabiel ecosysteemtype. Dit voorbeeld is uitgebreid beschreven in "Ecology of Shallow Lakes" (Scheffer 2001). Kenmerkend is de overgang van het ene type natuur (helder water gedomineerd door waterplanten, diverse visfauna en zwanen) naar het andere type natuur (troebel water gedomineerd door blauwalg en Brasem). In beide gevallen stabiele natuurlijke systemen, al kan één van deze natuurtypes op grond van vastgesteld natuurgebeleid mogelijk als minder gewenst worden aangemerkt.

Een bepaald **type** natuur kan maar een bepaalde invloed weerstaan zonder duidelijk te veranderen. Er bestaan **natuurgrenzen** waarbinnen een type natuur gedijt. In bovenstaand voorbeeld is er een grens voor de concentratie aan voedingsstoffen. Die concentratie wordt beïnvloed door een menselijke activiteit. Die activiteit kent een **gebruiksgrens** die vastgesteld wordt op basis van kennis van de natuurgrens voor het specifieke natuurtype.

Voor het vaststellen van natuurgrenzen moet eerst het **natuurtype** worden gedefinieerd. In het terrestrisch – en moerasachtig - domein is het mogelijk bepaalde natuurtypen zeer nauwkeurig te beschrijven en te classificeren. De vegetatiekunde, en dan vooral de plantensociologie, is daarvan een goed voorbeeld. Een bepaalde plantengemeenschap wordt gekenmerkt door de mate van voorkomen van verschillende soorten en het al dan niet voorkomen van kensoorten.

Habitat-eisen voor een dennenbos of beukenbos (zandige bodem) zijn anders dan die voor een elzenbroekbos (hoge grondwaterstand), en dus heeft een droge zandige bodem een andere vegetatie dan een moeras. Toch hoeft zich op een bepaalde bodem niet altijd eenzelfde vegetatietype te ontwikkelen. Als invloeden (begrazing, maaien, zure regen) een bepaald niveau hebben dan ontstaat geen bos, maar een lage, meestal door grassen overheerste, vegetatie. Dit vegetatietype (natuurtype) kan in stand blijven wanneer de milieu-omstandigheden begrenzend werken of door het te blijven beheren. De natuurgrenzen voor grasland zijn te definiëren: bv. bodemtype, klimaatzone etc. en een begrazingsdruk van meer dan XX vee-eenheden per ha houdt grasland in stand. Willen we bosontwikkeling, dan moeten we zorgen dat de begrazingsdruk onder dit niveau komt.

Een bepaald natuurtype kan zich tot op zekere hoogte aanpassen, en een zekere druk weerstaan. Maar deze aanpassing is wel begrensd. Als de invloeden op de natuur een bepaalde grens overschrijden dan zal een natuurtype verdwijnen of overgaan tot een ander type. Instandhouding van een bepaalde natuur vereist dat de milieu-omstandigheden en invloeden van buitenaf zich binnen een bepaalde range bevinden. Deze range is te omschrijven als de natuurgrenzen voor dat type. Om deze grenzen te bepalen en kwantitatief te beschrijven is het dus in eerste instantie noodzakelijk het natuurtype goed te definiëren en zo kwantitatief mogelijk te beschrijven (voorbeeld beschrijving van vegetatietypen of z.g. profielen van habitats uit de EU-habitat Richtlijn).

Er bestaan complicerende factoren. Natuur hoeft niet stabiel te zijn. Door interne processen zoals ontwikkeling naar een climax of cyclische ontwikkeling, kunnen systeemeigenschappen veranderen. Natuurtypen en daaruit afgeleide doelen en grenzen moeten niet statisch beschreven worden. Bijvoorbeeld, een gebied moet ruimte bieden aan een "bepaalde" hoeveelheid Scholeksters. Daarvoor moet een bepaalde hoeveelheid voedsel, ruimte, rust etc. gewaarborgd zijn, plus extra om tegenvallers en groei op te vangen. Als de aantallen toenemen moeten

ook die achtergrondwaarden en garanties toenemen. Zodoende zijn (variabele) gebruiksgrenzen vast te stellen. Deze kunnen door politiek worden afgedongen, maar als dat gebeurt zal het in overleg/aanpassing met EU-regelgeving moeten.

Het is dus altijd belangrijk het gewenste type natuur te beschrijven (natuurtype, doeltype, instandhoudingsdoel) en aan te geven wanneer er sprake is van zodanige verandering dat het niet meer aan de typeomschrijving voldoet. Hier liggen links met het begrip “Normal Operating Range”. Deze beschrijving kan gebaseerd zijn op fysische, geomorfologische en ecologische karakteristieken (oppervlakte bepaald habitat, aantal soorten, aantallen van een bepaalde soort, samenstelling gemeenschap, voorkomen van kensoorten, leeftijdsverdeling van individuen etc. Vragen die hierbij opdoemen zijn:

- Zijn dit dan natuurgrenzen (voor het type natuur), of natuurlijke parameters die het natuur(doel)type inkleuren of definiëren?
- Wat is de relatie met de instandhoudingsdoelen van Natura2000?
- Hoe verhoudt zich de invloed van externe factoren en de invloed van interne biologische factoren (groei, sterfte, reproductie, competitie, successie, predatie, etc.) en hoe zijn externe factoren op te delen in abiotische habitatvariabelen en antropogene invloeden?

Vervolgens kan (wellicht) aangegeven worden tussen welke grenzen het natuurtype aanwezig kan zijn. Dus aan de ene kant de natuurlijke habitatkarakteristieken en processen, en aan de andere kant de maximale invloed van menselijke activiteiten (verstoring, verdroging, vermesting etc.)

Daarna kan (wellicht) aangegeven worden wanneer een bepaalde invloed zodanig is dat die “natuurgrens” overschreden wordt en het de natuur zodanig verandert dat het buiten het vastgestelde type valt. Het vaststellen (kwalificeren en kwantificeren) van een natuurgrens is grotendeels een maatschappelijk proces, en daarmee ook het aangeven in hoeverre aantasting van een natuurtype wordt geaccepteerd.

In voorgaande hoofdstukken is daarom voor een klein aantal, zeer verschillende voorbeelden onderzocht of we doelstellingen, relevante omgevingsvariabelen en natuurgrenzen kunnen benoemen en kwantificeren. Deze voorbeelden waren:

- Kwelders
- Mosselbanken
- Vogelpopulaties
- Droogvallende wadplaten (habitattype 1140)

6.2 Definitie natuurgrenzen en gebruiksgrenzen

In de discussies rond het begrip, en de uitwerking van de voorbeelden, is duidelijk geworden dat de vraag “Wat is een natuurgrens” in grote lijnen op verschillende manieren geïnterpreteerd wordt.

1. Een door politiek of beleid afgesproken limiet waarbinnen een bepaalde variabele (aantal, biomassa, oppervlak van een soort of habitattype) moet blijven. Deze benadering leidt over het algemeen tot het instellen van een gebruiksgrens.
2. Een op basis van ecologische kennis bepaalde **natuurgrens** waarvoor bij overschrijding een soort of ecotoop zich niet meer kan herstellen of het ecosysteem een significante verandering ondergaat. Echter:
 - a. Is natuurgrens de grens waarbinnen het type natuur nog aan de typebeschrijving voldoet (de **endogene natuurgrens**, bepaald door de Normal Operating Range)
 - b. Is de natuurgrens bepaald door processen en (a)biotische kenmerken van omgevingsvariabelen die het bestaan van een natuurtype mogelijk maken (de **exogene natuurgrens** bepaald door van buitenaf werkende variabelen, die kunnen worden beïnvloedt door de mens)?

In de praktijk zijn alle benaderingen in gebruik. We stellen een bepaalde eis aan een activiteit (**gebruiksgrens**), omdat deze activiteit de invloed van processen kan overschrijden (**exogene natuurgrens**) zodanig dat een natuurtype omslaat naar een ander type (**endogene natuurgrens**). Een voorbeeld: we stellen een eis aan bodemdaling omdat deze activiteit het proces van aanzanding kan overschrijden zodanig dat de litorale zandbanken sublitoraal worden.

In alle gevallen is een zeer goede beschrijving van typen en doelen noodzakelijk. Daaruit volgt dat het volgende stappenplan:

1. **Definieer en kwantificeer het “natuurtype” en de kwalificerende variabelen (de endogene natuurgrenzen) inclusief bandbreedtes voor de Normal Operating Range.**
2. **Bepaal de grenzen van de natuurlijke omgevingsvariabelen en processen die ten grondslag liggen aan het functioneren van het natuurtype (de exogene natuurgrenzen)**
3. **Bepaal de grenzen van externe stuurbare factoren die het type zodanig veranderen dat het buiten de definitie gaat vallen (de uiterste gebruiksgrenzen).**
4. **Bepaal de beleidsmatige limieten voor activiteiten van gebruikers (de beleidsmatig haalbare gebruiksgrenzen). Deze gebruiksgrenzen zijn in tijd en ruimte gedefinieerd.**

In de discussie over natuurgrenzen ontstaat altijd een semantische discussie. Het is essentieel om te komen tot duidelijke en eenduidige definities voor natuurgrens en gebruiksgrens. Het hier gemaakte onderscheid tussen endogene en exogene natuurgrenzen, en uiterste en beleidsmatige gebruiksgrenzen kan daarbij vervallen.

De natuurgrens is de limietwaarde voor kenmerkende (omgevings)variabelen waardoor een bepaald natuurtype nog net aan de definitie voor dat type voldoet. Overschrijding van de natuurgrens leidt tot wezenlijke aantasting van een natuurtype.

De gebruiksgrens is de beleidsmatige vastgestelde limietwaarde voor een activiteit waardoor de kenmerkende (omgevings)variabelen van een natuurtype niet dusdanig worden aangetast dat een natuurgrens wordt overschreden. Overschrijding van de gebruiksgrens leidt mogelijk tot aantasting van een natuurtype.

Een gebruik heeft altijd effect. Het effect kan en moet uitgedrukt worden in dezelfde of vergelijkbare (omgevings)variabelen als die waarin het natuurtype is beschreven. Dit leidt tot het instellen van een gebruiksgrens per activiteit, *zodanig dat cumulatie van effecten van andere activiteiten of plannen is meegewogen*. De Raad voor de Wadden noemt dit ook een natuurgrens, maar zegt erbij dat het eigenlijk een gebruiksgrens is. De Raad vindt dat de grens flexibel moet kunnen zijn en aan te passen aan veranderend inzicht of natuurlijke variatie.

Gebruiksgrenzen kunnen flexibel in de tijd worden aangebracht. Zo kan bijvoorbeeld de mosselzaadvisserij afhankelijk gemaakt worden van de aanwezige biomassa mosselen en de broedval. In goede jaren kan geoogst worden, in slechte jaren niet. Gebruiksgrenzen kunnen ook flexibel in de ruimte worden gedefinieerd. Bepaalde mosselbanken kunnen worden beschermd, zodat stabiele, rijke banken kunnen ontstaan.

De combinatie van veranderende omstandigheden en flexibele gebruiksgrenzen is alleen hanteerbaar te maken door een vorm van **adaptief management**. Hierbij is **monitoring** van de (veranderende) systeemvariabelen cruciaal.

Het vaststellen van natuurgrenzen is een eerste stap om een gerichte inschatting te maken van de mogelijke significante gevolgen van een nieuwe activiteit. Vanwege de complexiteit van het Waddenzee ecosysteem zal er echter een ruime onzekerheidsmarge rond de natuurgrens worden gedefinieerd. Het gevolg is dat algemeen geldende grenswaarden voor alle typen van activiteiten (wens van Cie Meijer) geen specifieke waarde hebben. Waarschijnlijk zal per geval een situatie-specifieke afweging gemaakt moeten worden, waarbij ook cumulatieve effecten goed kunnen worden meegewogen.

6.3 Vaststellen van doelen; de normatieve methode

Stel dat duidelijk wordt dat een activiteit niet mogelijk is vanwege de (mogelijk cumulatieve) effecten, of omdat niet voldoende wetenschappelijke zekerheid gegeven kan worden dat er geen significante effecten zijn. Stel dat iedereen het wel belangrijk vindt dat de activiteit wel doorgaat. Het (totaal)effect op de instandhoudingsdoelen van

de Waddenzee kan dan verminderd worden door gebieden te sluiten voor de activiteit. In de voor een activiteit openstaande gebieden is het dan mogelijk dat er op dat (locale) niveau significante effecten optreden, maar op gebiedsniveau blijven de wezenlijke kenmerken van het habitatype in stand. Is het dan mogelijk een “beheerplan” aan de EU voor te leggen waarbij voor dit aan te tasten deel (bv 25% van de Waddenzee) derogatie wordt aangevraagd terwijl voor het “gesloten” deel door zwaardere bescherming de natuurwaarden vergroot worden?

De keuze wat men wil met de Waddenzee is tot op zekere hoogte een politieke keuze. Die zou vastgelegd moeten worden in een beheersvisie met een duidelijk omschreven hoofddoelstelling en een daarop gebaseerd beheerplan. Alle partijen die een mogelijke invloed uitoefenen op de vastgelegde hoofddoelstelling moeten zich conformeren aan die doelstelling. Duidelijk moet zijn op welke natuurvisie de hoofddoelstelling is gebaseerd. Door de Raad voor Natuur- en Milieuonderzoek is een vijftal visies gedefinieerd, variërend van puur natuur tot (duurzaam) technologisch gebruik. Voor de Waddenzee is nationaal en internationaal gekozen voor een zo natuurlijk mogelijke ontwikkeling met menselijk medegebruik passend binnen de hoofddoelstelling (zie verschillende PKB's en Nota's Watersysteemverkenningen), maar elementen van verschillende visies zijn zichtbaar in de uitgangspunten voor het beleid. Later zijn ook andere termen in zwang gekomen zoals wildernis, wildernis met beperkt menselijk gebruik, een arcadische of technologische natuur. Als die keuze eenmaal gemaakt is moet deze wel zoveel mogelijk consequent ten aanzien van de verschillende gebruiksfuncties doorgevoerd worden. En ook als om andere politieke of juridische redenen bepaalde functies toch boven de gewenste normatieve waarde worden toegestaan, zou men opnieuw naar het afwegingskader voor de andere functies moeten kijken. De Waddenzee is nu veel te veel een lappendeken, met maatregelen op maat per gebruiksfunctie, zonder werkelijk naar integrale managementconcepten te streven. In het huidige PKB lijkt het doel een wildernis met beperkt menselijk gebruik, terwijl de uitvoering van vele functies sterk het karakter van het arcadische scenario hebben, terwijl andere functies zelfs onnodig scherp worden beperkt. Omdat wildernis een andere aanpak vergt dan arcadische of technologische natuur, en omdat natuur- en gebruiksbelangen toch vaak tegenstrijdig zijn, verdient het overweging om slechts bepaalde delen van de Nederlandse Waddenzee de wildernisstatus te geven. Daarvoor moet men onderzoeken of daarmee het wilderniskenmerk niet wordt aangetast. Een groot gebied met dezelfde oppervlakte als een aantal kleinere gebieden heeft een veel hogere garantie voor het handhaven van wildernis. In andere delen van de Waddenzee kan dan, binnen duidelijke grenzen, menselijk medegebruik worden toegestaan, zonder dat de wezenlijke kenmerken van het systeem hoeven te worden aangetast. Nagegaan moet worden of deze benadering mogelijk is binnen de huidige juridische kaders van Natura 2000.

De normatieve methode (zie Bijlage I) kan daarbij een instrument zijn om tot objectieve en voor de gebruikers begrijpelijke en dus aanvaardbare maatregelen te komen. In de tabel is een scenario gebaseerd op een (subjectief) beleidsplan nader uitgewerkt. Dit beleid is weergegeven in de grijze kolom. Voor de Waddenzee staat zo'n balk ver naar rechts, voor de Oosterschelde iets meer links en voor Noordzee nog verder naar links. De gewenste situatie bij een bepaald scenario is dus grijs gekleurd.

De horizontale regels zijn ook verschoven ten opzichte van elkaar. Zo staat iets wat eigenlijk helemaal niet acceptabel is volgens de beleidvisie met 5 in de grijze kolom (bv inpolderen) terwijl zaken waar je in beleid en beheer naar streeft met 2 in de grijze kolom staan.

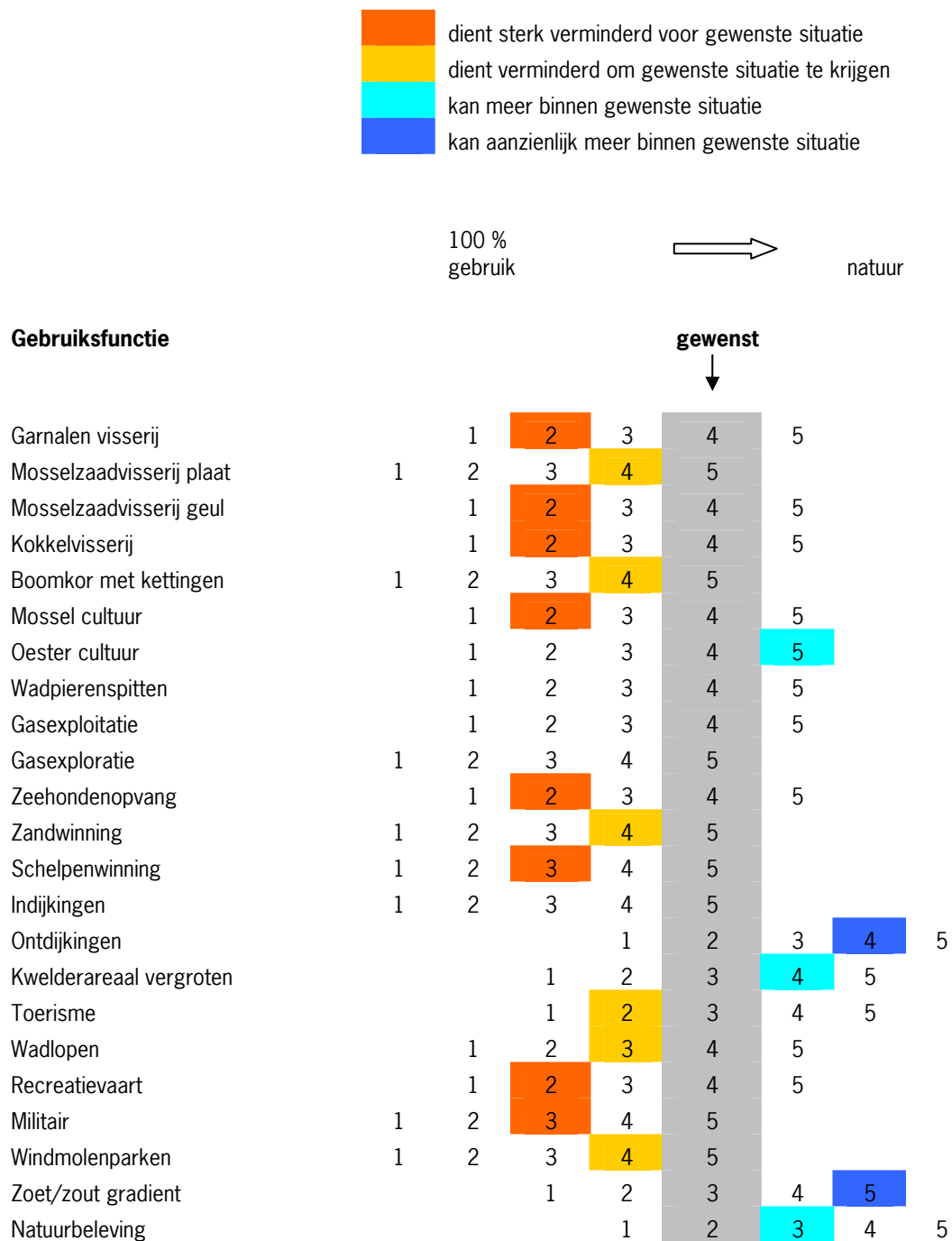
Het niveau van het huidige gebruik is voorzien van een kleur, waarbij oranje en geel staan voor 'meer uitgeoefend' dan een bij een scenario behorende gewenste situatie en de blauwe kleuren voor 'minder uitgeoefend'.

Op die manier kan het beleid dus eisen stellen aan gebruikers (moet minder of kan meer) waarbij die conclusies gebaseerd moeten zijn op expert judgement en consensus, maar gebruik makend van kennis over natuurgrenzen.

In onderstaand voorbeeld is uitgegaan van een wildernis met beperkt menselijk gebruik. Hierdoor scoort de gewenste situatie voor vele gebruiksfuncties een 4. Als men echter kiest voor een echte wildernis zal dit voor diverse functies naar een 5 gaan en schuift de grijze balk naar rechts. In dat geval zou bijvoorbeeld alle bodemberoerende visserij gestaakt moeten worden. Alleen mossel- en oestercultuur uitgaande van ingevangen larven kan dan nog worden toegestaan. Ook zou men dan in het kader van 'natuur voor mensen, mensen voor natuur' het ecotoerisme en de daaraan gekoppelde natuurbeleving verder moeten optimaliseren.

Tabel 1. Afhankelijk van wat men wil met de Waddenzee (range van volledig gebruik tot volledig natuur (in 5 klassen) wordt voor elke activiteit aangegeven of deze nu al aan de eis voldoet, toe kan nemen of ingeperkt moet worden. De “klasse” voor het gewenste beheer is een politieke afweging, en voor die klasse worden dan “gebruiksgrenzen” aangegeven.

Tabel 1: Scenario 1, Waddenzee als wildernis (met de mens als beperkt onderdeel)



7. Conclusies

De Waddenzee wordt gekenmerkt door grote verschillen, zowel in ruimte als in tijd. Ruimtelijk gezien is er een patroon van geulen en platen met zeer verschillende eigenschappen. Op die platen en in de geulen zijn ook weer verschillende ecotopen herkenbaar. Die ruimtelijke schakering kan ook in de tijd variëren. Herkenbare ecotopen zoals mosselbanken, zeegrasvelden en kweldervegetaties kunnen op bepaalde plekken, al dan niet tijdelijk, verdwijnen en op ander plekken ontstaan. Daarnaast kunnen populaties van organismen sterk fluctueren wat betreft aantallen en leeftijdsopbouw. Organismen uit een vergelijkbare niche kunnen zich verschillend ontwikkelen. Zo kunnen bepaalde soorten filtreerders afnemen terwijl andere in dezelfde periode toenemen. Deze ontwikkelingen zijn dikwijls gevolg van toeval, zoals het optreden van broedval op de juiste plaats en tijd.

Dit soort onzekerheden is inherent aan ecologische systemen (Broekmeyer et al. 2008) en maakt voorspellen van de toekomst en invloed van (andere) externe factoren op toekomstige ontwikkelingen moeilijk. Toch is er wel sprake van een zekere mate van “stabiliteit” of herkenbaarheid. Ecotopen en soorten bevinden zich over het algemeen binnen herkenbare “grenzen” of toestandsvariabelen waarmee het type, hiervoor wordt de term “natuurtype” geïntroduceerd, beschreven kan worden. De ruimte binnen deze grenzen wordt “Normal Operating Range (NOR)” genoemd. Er wordt aangenomen dat terugkoppelingsmechanismen binnen deze ruimte streven naar herstel indien het systeem zich naar de rand van de NOR begeeft. Buiten deze ruimte zou het systeem zich kunnen bevinden in het domein van een ander type en zich dan stabiliseren. Dan is dus een “natuurgrens” overschreden.

De vraag of die “natuurgrens”, of de maximale mate van beïnvloeding “de gebruiksgrens”, bepaald kan worden is moeilijk te beantwoorden. Voor relatief simpele benaderingen is dat mogelijk. Voorbeelden zijn de hoeveelheid voedsel die aanwezig moet zijn voor een bepaalde hoeveelheid vogels (zie par 4.3 Vogelpopulaties) of de maximale bodemdaling die nog bijgehouden kan worden door natuurlijke sedimentatieprocessen (par 4.4 Habitattype 1140). De toestand van een habitattype of een populatie wordt dikwijls echter bepaald door een veelheid van invloeden. Zo kan een kweldertype dat bij een bepaalde overstromingsfrequentie hoort een bepaalde mate van zeespiegelstijging of bodemdaling accommoderen omdat er met elke overstroming slib wordt aangevoerd. Toch kan het type onder die omstandigheden ook veranderen in een type dat kenmerkend is voor een andere overstromingsfrequentie. Dit kan te maken hebben met begrazingsintensiteit of minder goede of versterkte ontwatering (par 4.1 Kwelders). Ook wat betreft ecotopen als mosselbanken (par 4.2 Droogvallende mosselbanken) en “habitats” als droogvallende wadplaten is het duidelijk dat het vaststellen van gebruiksgrenzen voor een bepaalde activiteit moeilijk is omdat andere niet beïnvloedde of beïnvloedbare variabelen het systeem in de rand van de NOR of zelfs daaroverheen kunnen drukken. Daarmee zou dan het “natuurtype” kunnen veranderen in een ander type en wordt de natuurgrens overschreden terwijl de effecten van de gebruiker binnen de gebruiksgrens blijven. Dit zal vooral spelen als een systeem zich al aan de rand van de NOR bevindt, en het al dan niet overschrijden van de grens is dan dus ook afhankelijk van de huidige toestand, en van onvoorspelbare toekomstige ontwikkelingen die het systeem in een bepaalde richting sturen.

Bij discussies over het natuurtype mosselbank is duidelijk gemaakt hoe belangrijk de definitie van het type is, maar ook hoe bij strikt vasthouden aan een definitie riskante besluiten genomen kunnen worden. Bij het in kaart brengen wordt de grens van de bank per definitie bepaald bij een bedekkingspercentage van 5%. Volgens die definitie blijft het natuurtype “mosselbank” dus in principe bestaan ook al wordt de bank zodanig aangetast dat de bedekking terugloopt van bijvoorbeeld 80% naar juist boven 5%. Het totaaloppervlak van die specifieke bank neemt dan niet af terwijl iedereen overtuigd is van een sterke achteruitgang van het type.

Over het al dan niet toelaatbaar zijn van een bepaalde activiteit, en dus het stellen van een gebruiksgrens, zal altijd enige onzekerheid bestaan en blijft “best professional judgement” nodig. Hierbij wordt dus een subjectief element geïntroduceerd. Het daarbij optredende probleem is vergelijkbaar met de problematiek die is beschreven door Broekmeijer et al (2008) in relatie tot omgaan met onzekerheden bij het bepalen van significantie van effecten. Het is in dat geval ook moeilijk om exacte grenzen te bepalen, onder andere door het onvoorspelbare gedrag van complexe systemen. Aangegeven wordt dat er dikwijls gezocht moet worden naar werkwijzen om met die onzekerheden om te gaan in plaats van te proberen met veel onderzoek meer zekerheid te krijgen. Zeker als de kans klein is dat zo'n onderzoek op redelijke termijn die zekerheid kan verschaffen. Met goede monitoringdata, kennis van veerkracht en hersteltijd van het systeem, het al dan niet chronisch of eenmalig zijn van de activiteit,

en de ruimtelijke schaal waarop de activiteit en/of de effecten betrekking hebben, kunnen toch gedegen en onderbouwde adviezen worden gegeven. Zo kan met redelijk grote zekerheid gesteld worden dat het herstel van een complexe gestructureerde mosselbank vele jaren kan duren. Daar kan een eenmalige ingreep dus ernstige gevolgen hebben. Herstel van een kokkelpopulatie kan binnen één of twee jaar na een goede broedval plaatsvinden, ook als nagenoeg alle kokkels verdwenen zijn. Hierbij moet wel worden aangetekend dat in de periode tussen verdwijnen en nieuwe broedval een onbekend en onvoorspelbaar aantal jaren kan zitten en dat in die periode sprake is van een ander of verarmd "natuurtype".

Het is bij besluiten gebaseerd op Best Professional Judgement en "calculated guesses" wel belangrijk de ontwikkeling goed te monitoren zodat ingegrepen kan worden indien de ontwikkeling afwijkt van de verwachting. Het maakt de zaak eenvoudiger als de activiteit in een deel van een gebied plaatsvindt, zodat de monitoring zich kan richten op een "gestoord" en "ongestoord" deelgebied. Indien plannen gericht zijn op activiteiten die gebiedsdekkend zijn, en de onzekerheid groot over effecten die bepaalde natuurgrenzen kunnen overschrijden, dan kan gepoogd worden aanzienlijk delen te vrijwaren van de activiteit tot op grond van monitoring meer zekerheid is verkregen over de effecten en de toelaatbaarheid daarvan in het kader van wetten en richtlijnen.

In zo'n geval is het wellicht juridisch haalbaar de activiteit het voordeel van de twijfel te gunnen.

Het is wel belangrijk dat de na te streven natuurdoelen (het natuurtype) duidelijk en zo mogelijk kwantitatief beschreven zijn, inclusief de grenzen waarbuiten het niet meer als dat specifieke type geassocieerd wordt, en dat de specialisten inzicht hebben in de belangrijkste factoren die dat type beïnvloeden. Daarvoor worden de volgende stappen voorgesteld:

1. **Definieer en kwantificeer het "natuurtype", de kwalificerende variabelen en de natuurlijke omgevingsvariabelen en processen die ten grondslag liggen aan het functioneren van het natuurtype.**
2. **Bepaal de grenzen van externe beïnvloeding die het type zodanig veranderen dat het buiten de definitie gaat vallen (de uiterste gebruiksgrenzen).**
3. **Bepaal de beleidsmatige limieten voor activiteiten van gebruikers (de beleidsmatig haalbare gebruiksgrenzen) zodat de kenmerkende (omgevings)variabelen van een natuurtype met zekerheid niet worden aangetast. Deze gebruiksgrenzen zijn in tijd en ruimte gedefinieerd.**

Wat betreft het eerste punt zou LNV volgens de Raad voor de Wadden duidelijke streefbeelden moeten ontwikkelen zodat die richtinggevend kunnen zijn voor de vaststelling van natuurgrenzen (en hiermee aan grenzen van gebruik). Dit kan resulteren in het inkleuren van instandhoudingsdoelen (kwaliteit uitdrukken in een maat met marge, opgehangen aan een referentie en rekening houdend met natuurlijke fluctuaties) voor een aantal in de verschillende beleidsdoelen geformuleerde soorten en habitats.

Hiermee zijn de problemen voor het beleid niet opgelost. Omdat de begrippen natuurgrens en gebruiksgrens steeds verschillend geïnterpreteerd (zullen) worden moeten deze bij alle plannen en beleidsdiscussies nadrukkelijk gedefinieerd worden. Wij stellen de volgende definities voor:

De natuurgrens is de limietwaarde voor kenmerkende (omgevings)variabelen waardoor een bepaald natuurtype nog net aan de definitie voor dat type voldoet. Overschrijding van de natuurgrens leidt tot wezenlijke aantasting van een natuurtype.

De gebruiksgrens is de beleidsmatige vastgestelde limietwaarde voor een activiteit waardoor de kenmerkende (omgevings)variabelen van een natuurtype niet dusdanig worden aangetast dat een natuurgrens wordt overschreden. Overschrijding van de gebruiksgrens leidt mogelijk tot aantasting van een natuurtype.

Binnen het Natura 2000 regime worden primair op basis van ecologische criteria gebieden onderdeel van het Natura 2000 netwerk. Voor ieder gebied moet helder worden gemaakt wat de instandhoudingsdoelstellingen voor dat gebied zijn. Hoewel deze doelstellingen mede moeten bijdragen tot het behalen van landelijk geformuleerde doelen, is het juridisch regime sterk gericht op individuele gebieden. Per gebied moeten de instandhoudingsdoelstellingen worden gehaald. Daartoe moet zo nodig beheer gevoerd worden, maar ook alle menselijke activiteiten moeten worden beoordeeld op mogelijke significante gevolgen voor het gebied. Daarbij gaat het om plannen en projecten, maar ook om andere (al of niet bestaande) menselijke activiteiten die niet als

plan of project kunnen worden aangemerkt (bijv. dagtoerisme). Centraal toetsingscriterium is of de bedoelde activiteiten en/of factoren 'significante gevolgen' kunnen hebben. Om dit te bepalen moet worden onderzocht of de activiteiten of factoren een wezenlijke verslechtering van de instandhoudingsdoelen veroorzaken. Indien dit het geval is moet de overheid actie ondernemen (bijv., beheer voeren, storende factoren tegengaan) of een plan of project de autorisatie ontfangen.

Kennis over natuurgrenzen – zoals eerder gedefinieerd (dus niet te verwarren met gebruiksgrenzen) – is in feite een impliciet vereiste om het Natura 2000 regime goed te laten functioneren: de sterk gebiedsgerichte benadering, de sterke focus op bepaalde soorten en habitattypen en de striktheid van de juridische verplichtingen maken het noodzakelijk dat zoveel mogelijk kennis wordt verkregen over de essentiële variabelen voor deze specifieke waarden en de factoren waardoor die variabelen kunnen worden beïnvloed (menselijke als ook natuurlijke factoren). Wanneer natuurgrenzen voor soorten en gebieden zijn opgesteld is de fase van een voortoets eenvoudiger: er kan sneller worden vastgesteld of de voorgenomen activiteit mogelijk significante effecten veroorzaakt.

Ook het begrip gebruiksgrenzen lijkt in theorie aan te sluiten bij het Natura 2000 regime (het regime vereist immers toetsing van effecten door o.a. menselijke activiteiten), maar het begrip staat verder af van waar het uiteindelijk om gaat (waarborg behoud of herstel van soorten en habitattypen in een gunstige staat van instandhouding). Voor het vaststellen van effecten van activiteiten (gebruiksgrenzen) is in deze studie een voorstel gedaan om te komen tot een "normatieve inschaling" van activiteiten en de toelaatbaarheid daarvan. Deze methodiek komt tegemoet aan het advies van de Raad van de Wadden die o.a. stelt dat er in feite sprake moet zijn van gebruiksgrenzen die maatschappelijk overeengekomen zijn, en waarvan de effecten liggen tussen een minimaal vereiste ecologische ondergrens (het niveau waarop onomkeerbare veranderingen optreden), en de ecologische bovengrens (maximale draagkracht van het systeem voor wat betreft populatiegrootte van soorten).

In een dynamisch systeem als de Waddenzee zullen de gebruiksgrenzen dynamisch moeten worden opgesteld. Het is essentieel dat de gebruiksgrenzen periodiek worden bijgesteld, of in de ruimte worden gedifferentieerd. Hiervoor is monitoring van de toestand van het systeem een randvoorwaarde.

Volgend op de eerste drie stappen waarin natuurgrenzen en gebruiksgrenzen worden gekwantificeerd zullen derhalve:

- 4. Definieer te monitoren parameters.**
- 5. Stel de in tijd en ruimte flexibele gebruiksgrenzen voor activiteiten vast door vergelijking tussen de gemeten systeemwaarden en de vastgestelde grenswaarden, met inachtneming van de systeemdynamiek (adaptief management).**

Omdat alle menselijke activiteiten invloed hebben en (significante) negatieve effecten nooit met zekerheid zijn uit te sluiten is het noodzakelijk ruimte te creëren voor het opvangen van onzekerheden. Dit kan door het stellen van "bandbreedtes" rond te accepteren effecten en het toestaan van risico op het optreden van zulke effecten in een deel van het gebied terwijl in het overige deel van het gebied een zwaarder beschermingsregime wordt gehandhaafd waardoor daar van "verbetering" sprake kan zijn.

In het onderhavige onderzoek van IMARES en ander onderzoek (bijv. het eerder aangehaalde onderzoek van Broekmeyer, Opdam en Kirstenkas) wordt de ecologische complexiteit van gebieden als de Waddenzee op basis van ecologische kennis overtuigend aangegeven. Deze complexiteit in combinatie met de striktheid van het juridisch regime (de eis van afwezigheid van redelijke twijfel ten aanzien van de vraag of de instandhoudingsdoelstellingen in gevaar komen) maakt het werken met gebruiksgrenzen daarom in de regel uiterst riskant. Mogelijk bestaan er uitzonderingen, maar dit vraagt dan nader toegespitst onderzoek.

Het vaststellen van natuurgrenzen is een eerste stap om een gerichte inschatting te maken van de mogelijke significante gevolgen van een nieuwe activiteit. Vanwege de complexiteit van het Waddenzee ecosysteem zal er echter een ruime onzekerheidsmarge rond de natuurgrens worden gedefinieerd. Het gevolg is dat algemeen geldende grenswaarden voor alle typen van activiteiten (wens van Cie Meijer) geen specifieke waarde hebben. Er zal toch per geval een situatie-specifieke afweging gemaakt moeten worden, waarbij ook cumulatieve effecten goed kunnen worden meegewogen.

8. Kwaliteitsborging

IMARES beschikt over een ISO 9001:2000 gecertificeerd kwaliteitsmanagementsysteem (certificaatnummer: 08602-2004-AQ-ROT-RvA). Dit certificaat is geldig tot 15 december 2009. De organisatie is gecertificeerd sinds 27 februari 2001. De certificering is uitgevoerd door DNV Certification B.V. Het laatste controlebezoek vond plaats op 23-25 april 2008. Daarnaast beschikt het chemisch laboratorium van de afdeling Milieu over een NEN-EN-ISO/IEC 17025:2000 accreditatie voor testlaboratoria met nummer L097. Deze accreditatie is geldig tot 27 maart 2009 en is voor het eerst verleend op 27 maart 1997; deze accreditatie is verleend door de Raad voor Accreditatie. Het laatste controlebezoek heeft plaatsgevonden op 12 juni 2007.

9. Referenties

- Bal, D., H.M. Beije, M. Fellinger, R. Haveman, A.J.F.M. van Opstal & F.J. van Zadelhof, 2001. Handboek Natuurdoeltypen. Rapport Expertisecentrum LNV nr. 2001/020. Wageningen, 832 p.
- Beeftink, W.G., 1984. Geography of European halophytes. In: Dijkema, K.S. (ed.), W.G. Beftink, J.P. Doody, J.M. Gehu, B. Heydemann & S. Rivas Martinez. Salt marshes in Europe. Council of Europe. Nature and environment series 30, Strasbourg: 15-33.
- Beeftink, W.G., 1986. De betekenis van de factor getij voor de schorrevegetatie. In: J. Rozema (ed.), Oecologie van estuariene vegetatie. Vrije Universiteit, Amsterdam; Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek, Yerseke, 45 p.
- Beeftink, W.G., 1987. Vegetation responses to changes in tidal inundation of salt marshes. In: J. van Andel, J.P. Bakker & R.W. Snaydon (eds.), Disturbance in grasslands. Junk Publishers, Dordrecht, 97-117.
- Brinkman, A.G. & T. Bult 2003. Geschikte eulitorale gebieden in de Nederlandse Waddenzee voor het voorkomen van meerjarige natuurlijke mosselbanken. Alterra rap[ort 456. Alterra Wageningen
- Brinkman, A.G., T. Bult, N. Dankers, A. Meijboom, D. den Os, M.R. van Stralen & J. de Vlas 2003. Mosselbanken: kenmerken, oppervlaktebepaling en beoordeling van stabiliteit. Alterra rapport 707. 70 pgs/ EVA-II rapport
- Brinkman, A.G., J.J. de Leeuw, M.F. Leopold, C.J. Smit, C.J. & I.Y.M. Tulp, 2007. Voedseleecologie van een zestal schelpdieretende vogels. IMARES rapport C078/07.
- Brinkman A.G. & Jansen J.M. 2007. Draagkracht en exoten in de Waddenzee. Wageningen IMARES. Rapport C073/07, 34 pp.
- Broekmeyer, M.E.A, P.F.M. Opdam & F.H. Kistenkas, 2008. Het bepalen van significante effecten: omgaan met onzekerheden. Alterra-rapport 1664, ISSN 1566-7197.
- Cleveringa, J. & A. Oost, 1999. The fractal geometry of tidal-channel systems in the Dutch Wadden Sea. Geologie en Mijnbouw 78: 21-30. DOI 10.1023/A:1003779015372.
- Dankers, N. 1993. Integrated estuarine management - obtaining a sustainable yield of bivalve resources while maintaining environmental quality. In: R.F. Dame (ed.), Bivalve filter feeders in estuarine and coastal ecosystem processes. NATO ASI Ser., Subser. G: Ecological Sciences, Vol. 33; 479-511.
- Dankers, N., A.G. Brinkman, A. Meijboom & E. Dijkman. 2001. Recovery of intertidal musselbeds in the Waddensea: use of habitat maps in the management of fishery. Hydrobiologia 465: 21-30
- Dankers N., A. Meijboom, M. de Jong, E. Dijkman, J. Cremer, S. van der Sluis (2004) Het ontstaan en verdwijnen van droogvallende mosselbanken in de Nederlandse Waddenzee. Alterra-rapport 921. Alterra-Wageningen
- De Jong, D.J. & van der Pluijm, A.M., 1994. Consequences of a tidal reduction for the salt-marsh vegetation in the Oosterschelde estuary (The Netherlands). Hydrobiologia 282/283: 317-333.
- De Jong, D.J., de Jong, Z. & Mulder, J.P.M., 1994. Changes in area, geomorphology and sediment nature of salt marshes in the Oosterschelde estuary (SW Netherlands) due to tidal changes. Hydrobiologia 282-283: 303-316.
- De Leeuw, J.J., 1997. Demanding divers. Ecological energetics of food exploitation by diving ducks. PhD Thesis, University of Groningen. ISBN 90-369-1207-5.
- De Leeuw, J.J., 1999. Food intake rates and habitat segregation of tufted duck and scaup exploiting zebra mussels in the IJsselmeer area. Ardea 87: 15-31.

Dijkema, K.S., Bossinade, J.H., Bouwsema, P. & De Glopper, R.J., 1990. Salt marshes in the Netherlands Wadden Sea: rising high-tide levels and accretion enhancement. In: J.J. Beukema, W.J. Wolff & J.J.W.M. Brouns (eds.), Expected effects of climatic change on marine coastal ecosystems. Kluwer Publishers, Dordrecht, 173-188.

Dijkema, K.S., Bossinade, J.H., Van den Berghs, J. & Kroeze, T.A.G., 1991. Natuurtechnisch beheer van kwelderwerken in de Friese en Groninger Waddenzee: greppelonderhoud en overig grondwerk. RIN-rapport 91/10; RWS Directie Groningen, Nota GRAN 1991-2002, 156 p.

Dijkema, K.S., De Jong, D.J., Vreeken-Buijs, M.J. & Van Duin, W.E., 2005. Kwelders en schorren in de Kaderrichtlijn Water. Ontwikkeling van Potentiële Referenties en van een Potentieel Goede Ecologische Toestand. Alterra-TEXEL, WageningenUR; Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg; Rijkswaterstaat, Adviesdienst Geo-informatie en ITC, Delft. RIKZ/2005.020. 62 p.

Elias, E., 2006. Morphodynamics of Texel Inlet. Proefschrift Technische Universiteit Delft, 261 p.

Ens B.J., Smaal AC, & de Vlas J. (2004) The effects of shellfish fishery on the ecosystems of the Dutch Wadden Sea and Oosterschelde. Final report on the second phase of the scientific evaluation of the Dutch shellfish fishery policy (EVA II). Alterra-rapport 1011; RIVO-rapport C056/04; RIKZ-rapport RKZ/2004.031. Alterra, Wageningen.

Ens B.J. 2006. The conflict between shellfisheries and migratory waterbirds in the Dutch Wadden Sea. In: G.C. Boere, C.A. Galbraith & D.A. Stroud (eds). Waterbirds around the world. The Stationery Office, Edinburgh, pp. 806-811.

Ens B.J., Kats R.K.H. & Camphuysen C.J. 2006. Waarom zijn Eiders niet massaal gestorven in de winter van 2005/2006? Limosa 79: 95-106.

Eysink, W.D., Dankers, N., Dijkema, K.S., Van Dobben, H.F., Smit, C.J. & De Vlas, J., 1995. Monitoring effecten van bodemdaling op Ameland-Oost. DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen en Texel, Waterloopkundig Laboratorium, Lelystad. 66p.+ figuren, tabellen en appendix.

Eysink, W.D., Dijkema, K.S., van Dobben, H.F., Slim, P.A., Smit, C.J., de Vlas, J., Sanders, M.E., Wiertz, J., & Schouwenberg, E.P.A.G., 2000a. Monitoring effecten bodemdaling op Ameland-Oost, evaluatie na 13 jaar gaswinning, WL | Delft Hydraulics / Alterra, rapport H841. 203 p.

Eysink, W.D., Dijkema, K.S. & van Duin, W.E., 2000b. Effecten van bodemdaling door gaswinning op de Peazemerlannen. WL/Delft Hydraulics en Alterra. 35 p.

Eysink, W.D. 2005. Monitoring effecten van bodemdaling op Ameland-Oost, Evaluatie na 18 jaar gaswinning. 42 p.

Feekes, W. 1950. Bouw en plantengroei. In: G.A. Brouwer *et al.*, Griend. Het vogeleiland in de Waddenzee. Martinuss Nijhoff, 's-Gravenhage.

Fretwell SD & Lucas HL Jr. (1970) On territorial behavior and other factors influencing habitat distribution in birds. I. Theoretical development. Acta Biotheoretica, XIX, 16-36.

Heithaus, M.R., A. Frid, A.J. Wirsing & B. Worm. 2008. Predicting ecological consequences of marine top predator declines. Trends in Ecology 23: 202-210

Hertweck, G. & G. Liebezeit (1996) Biogenic and geochemical properties of intertidal biosedimentary deposits related to Mytilus beds. In: Dworschack, P.C., M. Stachowitsch & J.a. Ott (eds) Influences of organisms on their environment: the role of episodic events. Proc. 29th EMBS Vienna 1994 Blackwell, Vienna 131-144

Inglis, G.J., B.J. Hayden & A.H. Ross. 2000. An overview of factors affecting the carrying capacity of coastal embayments for mussel culture. NIWA report CHC00/96. New Zealand

Kats R.K.H. 2007. Common Eiders *Somateria mollissima* in the Netherlands. The rise and fall of breeding and wintering populations in relation to the stocks of shellfish. Proefschrift Rijksuniversiteit Groningen, Alterra Scientific Contributions 19: 334pp.

Kersting, K., 1984. Normalized ecosystem strain: a system parameter for the analysis of toxic stress in (micro-)ecosystems. Ecological Bulletins 36: 150-153.

Olf, H., Bakker, J.P. & Fresco, L.F.M., 1988. The effect of fluctuations in tidal inundation frequency on a salt marsh vegetation. Vegetatio 78: 13-19.

Oost, A.P., Ens, B.J., Brinkman, A.G., Dijkema, K.S., Eysink, W.D., Beukema, J.J., Gussinklo, H.J., Verboom, B.M.J. & Verburgh, J.J., 1998. Integrale Bodemdalingstudie Waddenzee. Instituut voor Aardwetenschappen, Universiteit Utrecht (UU), Utrecht, Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO), Texel, Waterloopkundig Laboratorium (WL I delft hydraulics), Delft, Nederlands Instituut Onderzoek der Zee (NIOZ), Texel, Nederlandse Aardolie Maatschappij B.V. (NAM), Assen.

Rappoldt C, Ens BJ, Dijkman EM, & Bult T (2003) Scholeksters en hun voedsel in de Waddenzee. Rapport voor deelproject B1 van EVA II, de tweede fase van het evaluatieonderzoek naar de effecten van schelpdiervisserij op natuurwaarden in de Waddenzee.

Rappoldt, C., Ens, B. J., Kersten, M., & Dijkman, E. (2004) Wader Energy Balance & Tidal Cycle Simulator WEBTICS. Technical Documentation version 1.1. Alterra rapport 869. Alterra, Wageningen.

Rappoldt, C., Kersten, M., & Ens, B. J. (2006) Scholeksters en de droogvalduur van kokkels in de Oosterschelde; Modelberekeningen voor de periode 1990-2045 aan het effect van zandhonger en zeespiegelstijging op het aantal scholeksters. Ecocurves rapport 2/SOVON-onderzoeksrapport 2006/12. EcoCurves/SOVON Vogelonderzoek Nederland, Haren/Beek-Ubbergen.

Reents, S., 1995. Vergelijking van het kunstmatige afwateringssysteem in de kwelderwerken met natuurlijke kreeksystemen. Stageverslag Rijkswaterstaat, Directie Noord-Nederland en IBN-DLO, Texel, 97 p. incl. bijlagen.

Reijnders, P.J.H., S.M.J.M. Brasseur & A.G. Brinkman, 2000. Habitatgebruik en aantalsontwikkelingen van gewone zeehonden in de Oosterschelde en het overige Deltagebied, 56 pp.

Revier, H. & P.J.H. Reijnders, 2002. Visie op de natuur van de Waddenzee en op het beheer van zeehonden in de Waddenzee. In: Wetenschappelijk Platform Zeehonden in de Waddenzee: compilatie van gegevens over zeehonden en zeehondenopvang in de Nederlandse Waddenzee, p. 85-90. LNV Directie Noord, Groningen.

RvS, 2007. Raad van State uitspraak 200606028/1 gaswinning Waddenzee.

Scheffer, M., 2001. Ecology of Shallow Lakes. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers. ISBN 0 412 74920 3.

Steenbergen, J., J. M. D. D. Baars, M.R. van Stralen, J. Kesteloo-Hendrikse & T.P. Bult Het mosselareaal en – bestand op droogvallende platen in de Waddenzee in et voorjaar van 2003. RIVO rapport C070/03

Steenbergen, J., J.M.D.D. Baars & T.P. Bult 2005 Een analyse van de winterverliezen van litorale mosselbanken in de Waddenzee (periode 1994-2003)

Sutherland W J (1996) From Individual Behaviour to Population Ecology. Oxford University Press, Oxford.

Swennen C. 1976. Populatiestructuur en voedsel van de Eidereend *Somateria mollissima* in de Nederlandse Waddenzee. Ardea 64: 311-371.

Swennen C. 1985. Iets over de vogels van het open water van IJsselmeer, Waddenzee en Noordzee. Vogeljaar 33: 208-214.

Swennen C. 1990. Dispersal and migratory movements of Eiders *Somateria mollissima* breeding in The Netherlands. Ornis Scand. 21: 17-27.

Van der Heide, T., E.H. van Nes, G.W. Geerling, A.J. P. Smolders, T.J. Bouma & M. M. van Katwijk, 2007. Positive Feedbacks in Seagrass Ecosystems: Implications for Success in Conservation and Restoration. Ecosystems DOI: 10.1007/s10021-007-9099-7.

Van der Meer J & Ens B.J. (1997) Models of Interference and Their Consequences for the Spatial Distribution of Ideal and Free Predators. Journal of Animal Ecology, 66, 846-858.

Van Duin, W.E., Dijkema, K.S. & Zegers, J., 1997. Veranderingen in bodemhoogte (opslibbing, erosie en inklink) in de Peazemerlannen. IBN-rapport 326. 104 p.

Van Duin, W.E. & Dijkema, K.S., 2003. Proef met de onderhoudsarme ontwatering in de kwelderwerken: "de Kreekenproef"; evaluatie 1997-2002. Wageningen, Alterra. Alterra-rapport 634. 137 p.

Van Goor A.C.J., 1919. Het zeegras (*Zostera marina* L.) en zijn betekenis voor het leven der visschen. 1(4).

Van Nes, E.H. & M. Scheffer, 2007. Slow recovery from perturbations as a generic indicator of a nearby catastrophic shift. The American Naturalist 169: 738-747.

Weijerman, M., H. Lindeboom & A.F. Zuur, 2005. Regime shifts in marine ecosystems of the North Sea and Wadden Sea. Mar. Ecol. Prog. Ser. 298: 21-39.

Zijlstra, W., 1993. Vegetatieontwikkeling op de Dollardkwelder gedurende een periode van extensieverend beheer. Stichting Het Groninger Landschap, Groningen. Intern Rapport 93/2, 61 p.

Verantwoording

Rapport C067/08
Projectnummer: 439.62108.01

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: Prof. dr. ir. P.J.H. Reijnders
Senior onderzoeker



Handtekening:

Datum: 16-10-2008

Akkoord: Drs. F. C. Groenendijk
Afdelingshoofd ecologie



Handtekening:

Datum: 16-10-2008

Aantal exemplaren:	50
Aantal pagina's:	136
Aantal tabellen:	5
Aantal figuren:	18
Aantal bijlagen:	5

Bijlagen

Bijlage I.

Normatieve inschaling van gebruiksfuncties

(Unpublished manuscript by H. Lindeboom)

Integraal management van gebruiksfuncties en natuur in de Waddenzee; normatieve inschaling om tot relatieve afwegingen te komen. 18

Samenvatting.

Bij de Derde Nota Waddenzee, PKB deel 1, zijn kanttekeningen te plaatsen bij de logica van maatregelen t.a.v. de verschillende gebruiksfuncties.

In dit rapport worden met behulp van normatieve inschaling de gewenste en huidige effecten van de verschillende gebruiksfuncties in het Nederlandse deel van de Waddenzee met elkaar vergeleken, uitgaande van 2 verschillende natuur-scenario's. Afhankelijk van de politieke keuze voor wildernis, arcadische of technologische natuur zullen sommige gebruiksfuncties minder kunnen worden uitgeoefend, terwijl er voor andere functies meer mogelijkheden zijn.

1. Inleiding:

In de Waddenzee is de PKB Waddenzee van 1994 van kracht. Momenteel is een nieuwe PKB in voorbereiding. De hoofddoelstelling voor de Waddenzee is de duurzame bescherming en ontwikkeling van de Waddenzee als natuurgebied en het behoud van het unieke open landschap. Daarbij zijn nieuwe activiteiten dan wel uitbreiding of wijziging van bestaande activiteiten met een economische en/of recreatieve betekenis mogelijk, mits zij passen binnen de hoofddoelstelling voor de Waddenzee.

Het beleid uit de PKB-Waddenzee, de bepalingen in de NB-wet en het Beheersplan Waddenzee vormen tezamen een complexe stapeling van zoneringen die zich richten op elke afzonderlijke activiteit. Uit de recente publieke discussie over de nieuwe PKB blijkt dat de logica van maatregelen t.a.v. verschillende gebruiksfuncties regelmatig ver te zoeken is, zeker als we daarbij de menselijke perceptie betrekken. Een garnalenvisser mag zich in de geulen bij de Vliehors niet buiten zijn stuurhut begeven om zeehonden niet te verstoren, terwijl vlakbij straaljagers vanaf 75 m hoogte met bommen gooien.

Bij het opzetten van een aantal korte essays over heikele onderwerpen die spelen in de Waddenzee is ALTErra, team wad en zee, tegen hetzelfde probleem aangelopen. Waarom mag gaswinning niet, en schelpdiervisserij wel, terwijl de effecten van dat laatste beter aantoonbaar lijken te zijn. En hoewel het juridisch verklaarbaar is waarom een bepaald gebied gesloten is voor mechanische schelpdierwinning maar niet voor mechanische wadpierwinning, is dit ecologisch niet te onderbouwen.

En als we de diverse bepalingen over deelgebieden in de Waddenzee in een GIS systeem bij elkaar brengen ontstaat een lappendeken die nauwelijks onder lijkt te doen voor de landsituatie (zie figuur op pagina 12). Per sector wordt apart beleid op maat gemaakt met een functionele zonering, maar van een integrale benadering lijkt niet of nauwelijks sprake.

In dit rapport wordt een eerste aanzet gegeven om een instrumentarium te ontwikkelen waarmee vergelijkingen objectief in kaart te brengen zijn, en waarmee een integrale aanpak nagestreefd kan worden.

Er zij hier met nadruk op gewezen dat de in dit rapport gebruikte normatieve waarden berusten op een beperkt expert judgement en derhalve nog onderwerp van discussie zijn. De tabellen dienen dan ook alleen als voorbeelden gezien te worden, en kunnen in dit stadium nog niet voor absolute vergelijkingen gebruikt worden.

¹⁸ (H.J. Lindeboom, voorzitter LOICZ-SSC; Dit rapport kwam in zeer korte tijd tot stand dankzij de grote inzet van en discussies binnen het ALTErra-Texel team)

2. Natuurwaarden en normatieve inschaling

Een vergelijking van de effecten en gewenste maatregelen voor de verschillende gebruiksfuncties kan opgesteld worden door gebruik te maken van een normatieve schaal. Binnen de EU werkt men hier aan voor grote watersystemen, en hoewel de uiteindelijke vorm die dit krijgt nog steeds onderwerp van discussie is, is een mogelijke aanpak in dit rapport wat nader uitgewerkt.

Voor de gebruiksfuncties wordt gebruik gemaakt van een schaal van 1 t/m 5, waarbij per gebruiksfunctie wordt aangegeven wat deze schaal betekent. In de regel zal een 1 een maximale uitvoering van de gebruiksfunctie zijn met de daaraan gekoppelde effecten terwijl een 5 betekent dat de gebruiksfunctie niet uitgeoefend wordt, en er dus ook geen effecten zijn. In het algemeen staat het hoogste cijfer dus voor een optimale kans voor natuurlijke processen zonder extra menselijke effecten hierop. Een uitzondering zijn menselijke handelingen die het functioneren van de natuurlijke processen juist versterken, zoals bijvoorbeeld ontstekingen. Hierbij betekent een 1 ook de hoogste activiteit, maar hiervoor wordt dit als een voor de natuur gewenste situatie gezien.

Vervolgens kan op de schaal worden aangegeven wat bij een bepaald beleidsvoornemen de gewenste waarde is, en ook wat de huidige situatie is.

De gewenste situatie, en de natuurwaarde die men nastreeft is afhankelijk van wat politiek, management en publiek willen. Voor natuur geldt dat er een globale keus zou kunnen worden gemaakt tussen wildernis, arcadische natuur en technologische natuur.

In dit rapport zijn voorbeelden uitgewerkt voor de scenario's:

- 1) wildernis met de mens als een beperkt onderdeel daarvan, en
- 2) arcadische natuur (een combinatie van gebruik en natuur).

Andere scenario's waaraan men kan denken zijn echte wildernis, waarin menselijke activiteiten tot een absoluut minimum zijn terug gebracht, of technische natuur waarin met moderne middelen een optimale productie binnen een nog aanvaardbaar landschap nagestreefd wordt. Deze laatste opties worden summier behandeld.

Kwantificeerbare effecten.

Voor een verdere uitwerking van een objectieve vergelijking tussen de gebruiksfuncties zouden een aantal kwantificeerbare effecten gebruikt kunnen worden. Dit zou dan bijvoorbeeld kunnen gaan om:

- a) Beïnvloeding voedselbeschikbaarheid voor vogels
- b) Beïnvloeding rust en weidsheid als menselijke belevingsfactor
- c) Sedimentonttrekking, zandbalans
- d) Verstoring rustplaats en, of broedplaats vogels en zeehonden
- e) Aantasting natuurlijk landschap
- f) Verandering biodiversiteit

In dit rapport is alleen een denkbeeldig voorbeeld in een bijlage opgenomen. Als men deze objectieve vergelijking echt wil maken zijn vele achtergrondgegevens en berekeningen noodzakelijk. Zo kan men bijvoorbeeld voor het berekenen van het effect op de voedselbeschikbaarheid de verstoringstijd van een x aantal vogels maal de hoeveelheid voedsel in het verstoorde areaal als maat nemen. De weidsheid kan worden uitgedrukt in het aantal verstovende objecten maal het oppervlak van een object op een bepaalde afstand.

De tijd beschikbaar voor het schrijven van dit rapport was echter veel te kort om dat verder uit te werken.

3. Normatieve waarden en effecten per gebruiksfunctie

Voor deze teksten is regelmatig gebruik gemaakt van het Waddenzee Quality Status Rapport 1999, voor verdere details wordt naar dit rapport verwezen.

3.1. Garnalenvisserij

De garnalenvisserij wordt in Nederland door 90 schepen uitgevoerd waarbij gebruik gemaakt wordt van boomkorren en sleepnetten voorzien van een rollenpees. Van de gemiddelde jaarlijkse Nederlandse vangst van 8500 ton wordt 2800 ton in de Waddenzee gevangen. Afgezien van de doelsoort garnalen worden ook vele andere op de bodem levende dieren meegevangen. Met behulp van een zeefnet kan de bijvangst van vissen verkleind worden. Door gebruik te maken van een natte sorteermolen met directe afvoer naar zee wordt de overleving van bijgevangen dieren vergroot. De uiteindelijke mortaliteit van de bijvangst wordt bepaald door de

duur van de vistrek en een adequate inzet van de sorteerder. Van de effecten op sublitorale mosselbanken, zeegrasvelden en Sabelaria riffen is relatief weinig bekend, maar vermoed wordt dat dit significant is. Op de normatieve schaal van 1 tot 5 is niet vissen een 5 en alles maximaal bevissen een 1. Nu zit de garnalenvisserij op 2. In een beperkt aantal geulen is deze visserij aan limiterende regels gebonden. In wildernis zou slechts een zeer beperkte oogst kunnen worden toegestaan (4), in arcadische natuur zou men op 3 kunnen uitkomen.

3.2. Mosselzaadvisserij

Mosselzaadvisserij kan plaats vinden op platen en in geulen, en wordt uitgevoerd met een zogenaamde mosselkor. Er is toestemming om maximaal een driejaargemiddelde van 650.000.000 kg te vissen. Zolang er genoeg in de geulen gevangen kan worden is het vissen op platen verboden. Zesentwintig procent van de platen, aangevuld met de beste 10 % wat betreft geschiktheid voor het ontwikkelen van stabiele mosselbanken, is voor de mosselzaadvisserij verboden. Bovendien wordt in jaren van beperkte voedselvoorraden voor vogels 70% van de gemiddelde voedselbehoefte van vogels voor hen gereserveerd.

Over het effect van deze visserij op het ontstaan en handhaven van sublitorale mosselbanken is weinig bekend. Vrijwel alle sublitorale mosselen worden bevestigd en op de normatieve schaal scoort mosselzaadvisserij in geulen een 2 of mogelijk een 1. Op platen mag slechts beperkt gevestigd worden als sublitoraal te weinig gevangen kan worden, dit scoort een 4.

In wildernis zou een zeer beperkte visserij (4) in het sublitoraal kunnen worden toegestaan, omdat daar vooral sprake is van het verplaatsen van mosselen naar gebieden met betere opgroeimogelijkheden. Op platen dient dit niet te worden toegestaan (5). In het arcadische natuurscenario de gewenste waarden respectievelijk 3 en 4 zijn.

3.3. Kokkelvisserij

In Nederland wordt zowel met de hand als met behulp van schepen op kokkels gevestigd. Bij de mechanische kokkelvisserij worden met behulp van waterstralen en een kokkelkor, een spijlenkooi op sleden waartussen een mes is geplaatst, de kokkels uit het zand gespoeld, waarna ze door een hydraulische zuiger uit de kor worden gezogen. Sinds 1993 is de aanvoer van kokkels aan de vogelstand en de voedselbehoefte van vogels gerelateerd. Er bestaan vermoedens dat deze vorm van visserij de bodemstructuur voor langere tijd verandert wat gevolgen voor de ontwikkeling van bodemdieren kan hebben. Hiernaar wordt onderzoek gedaan. Vijfentwintig procent van de platen is gesloten voor de kokkelvisserij. Ook is deze visserij niet toegestaan in een aantal gebieden (5% van het plaatoppervlak) waar een goed potentieel voor mosselbank ontwikkeling is. In 1997 zijn 36 kokkelvisvergunningen voor 22 schepen verleend. De maximale hoeveelheid jaarlijks te oogsten kokkels is op 10.000 ton vlees gesteld. In 1998 werd een record oogst van 9600 ton gehaald.

De huidige kokkelvisserij met beperkte gesloten gebieden scoort een 2 op de normatieve schaal. In wildernis, met beperkt menselijk medegebruik zou dit op 4 moeten liggen, terwijl in arcadische natuur een 3 zou kunnen worden nagestreefd.

3.4. Boomkorvisserij met kettingen

Door het ontbreken van grotere vissen in de Waddenzee is deze vorm van visserij het laatste decennium tot bijna nul gedaald. Alleen zeer sporadisch wordt nog met de zgn. eurokotter met 4 m netten in de diepere geulen gevestigd. Waardoor deze grotere vissen, die vroeger wel gevangen werden zijn verdwenen is onderwerp van onderzoek. Het vissen met wekkerkettingen veroorzaakt aanzienlijke schade aan vaste bodemstructuren, terwijl ook veel bijvangst wordt gedood.

Door de zeer lage intensiteit scoort deze vorm van visserij nu een 4. In wildernis zou dit een 5 moeten zijn, in arcadische natuur zou dit op 4 kunnen liggen, mits alle gebieden met kwetsbare bodemstructuren geheel ontzien worden.

3.5. Mosselcultuur

In de Nederlandse Waddenzee is 65 km² aangewezen voor de mosselkweek waarvan ongeveer 36 km² daadwerkelijk in gebruik is. Het voor de kweek gebruikte mosselzaad wordt van de natuurlijke sublitorale banken gevestigd (zie mosselzaadvisserij) en op de circa 480 kweekpercelen gebracht. Deze worden in Nederland door ongeveer 85 bedrijven regelmatig onderhouden en bevestigd. In de periode tussen 1987 en 1996 bedroeg de gemiddelde aanvoer per jaar 44.000 ton.

Probleem van de huidige mosselcultuur is dat de opgeviste en op de percelen gebrachte biomassa niet wezenlijk verschilt van de uiteindelijk verhandelde biomassa. Door hoge sterfte op de percelen vindt er dus geen netto toename van het gewicht plaats, en is van aquacultuur eigenlijk nauwelijks sprake. Hierdoor scoort mosselcultuur nu een 2 op de normatieve schaal. Als daarentegen van actief ingevangen mossellarven gebruik wordt gemaakt, en geen bodembeschadigende middelen nodig zijn om de jonge mosselen te verzamelen, zou deze cultuur een 4 scoren. Deze laatste vorm zou ook binnen het wildernis scenario toegestaan kunnen worden, waardoor mosselcultuur daar op 4 staat. In meer arcadische natuur komt de mosselcultuur op een 3.

3.6. Oestercultuur

Tussen 100 en 150 jaar geleden was de Waddenzee en een groot deel van de aangrenzende Noordzee een belangrijke bron van platte oesters. Door klimaatsfluctuaties, overbevissing en mogelijk ziekten is dit 80 jaar geleden volledig verdwenen. Door ziekten wordt de groei van platte oesters nog steeds sterk geremd. Inmiddels heeft de Japanse oester, een geïntroduceerde soort, zich in de Waddenzee gevestigd. Ook deze soort is verhandelbaar. Op Silt vindt commerciële kweek plaats. Omdat de Japanse oester een geïntroduceerde soort is die toch niet weg te krijgen zal zijn, lijkt een groter commercieel gebruik ook binnen de natuurdoelstellingen gerechtvaardigd.

Doordat er sinds de 1^{ste} Wereldoorlog geen oesters meer in de Nederlandse Waddenzee zijn gekweekt zijn de oude perceelrechten volledig verdwenen. Derhalve scoort de oestercultuur een 5.

Doordat deze cultuur alleen gebruik maakt van ingevangen larven zou ook in het wildernis scenario enige cultuur kunnen worden toegestaan (4). In het arcadische scenario komt de oestercultuur in navolging van de mosselcultuur op een 3.

3.7. Wadpierenospitten

Wadpieren worden of met de hand of met een mechanische pierenspitter verzameld. In Nederland hebben 4 bedrijven, 1 op Texel en 3 op Wieringen, een vergunning om met een schip en waterstralen de pieren uit de grond te spuiten. De pieren worden tot 40 cm diep over een spoor van 1,20 m breed uit de wadboden gewonnen. Het Texelse bedrijf heeft een concessie gebied van 12 km² waaruit jaarlijks tussen de 4 en 6 miljoen pieren worden gewonnen. De effecten van mechanische pierenwinning zijn per beviste m² waarschijnlijk vergelijkbaar met de effecten van de kokkelvisserij.

Daarnaast zijn op diverse plaatsen pierenstekers actief die de pieren met de hand uitgraven.

In een wildernis zou alleen beperkte handwinning kunnen zijn toegestaan (4). In het arcadische scenario kan ook mechanische winning worden toegelaten (3). Door de lage intensiteit en het beperkte aantal bedrijven scoort de huidige winning een 4.

3.8. Gasexploitatie

Op dit moment wordt in een beperkt aantal gebieden gas gewonnen. Dit leidt plaatselijk tot bodemdaling. Bij Ameland is op de platen en kwelders uitgebreid onderzoek naar de effecten van deze bodemdaling gedaan. Het blijkt dat bij een relatief langzame daling de natuurlijke aanslibbingprocessen dit bij kunnen houden, en dat de natuurwaarden van de Waddenzee niet wezenlijk worden aangetast. Een groot deel van de onder de Waddenzee aanwezige gasvoorraad wordt momenteel niet geëxploiteerd. Derhalve scoort gaswinning op de normatieve schaal een 4. In een wildernis zou zeer beperkte gaswinning kunnen worden toegestaan (4), in arcadische natuur ligt gaswinning op een 3, of bij zeer geleidelijke onttrekking op een 2.

3.9. Gasproefboringen

Onder de Waddenzee bevinden zich uitgebreide gasvoorkomens. Voor een optimale winning zijn een beperkt aantal exploratie boringen noodzakelijk. De effecten van deze boringen op de natuurwaarden zijn met de huidige technische mogelijkheden minimaal. Door de zichthinder en het aantasten van de weidsheid worden deze effecten door mensen echter als maximaal ervaren. Doordat er nu niet geboord wordt scoort het huidige gasboren op de normatieve schaal een 5.

In het scenario wildernis zullen boringen, zolang er duidelijk zichthinder optreedt, niet worden toegestaan en scoort gasboren een 5. In arcadische natuur is de score een 3.

3.10. Zeehondenopvang

In het jaar 2000 zijn 3300 gewone en 350 grijze zeehonden in het Nederlandse deel van de Waddenzee geteld. Doordat bij gewone zeehonden gemiddeld 30% niet geteld wordt, is de schatting dat er circa 5000 van deze dieren in de Waddenzee zitten. Een direct zeehonden beïnvloedende menselijke activiteit is de zeehondenopvang.

Bij kleine populaties of bij catastrofes, zoals olierampen of dodelijke ziekten, kan opvang de populatie ondersteunen. Met het opvangen van zeehonden, zeker als deze uit verschillende gebieden komen, en bij behandeling met antibiotica en vaccins, vergroot men het risico van ziekteverspreiding. In 2000 zijn circa 200 zeehonden opgevangen, waarvan 6 door ECOMARE op Texel en de rest door de zeehondenopvang in Pieterburen. Bij een populatiegrootte van circa 5000 zeehonden is opvang onnodig, en wegens het risico van ziekteverspreiding zelfs ongewenst. Voor publieksvoorlichting, en om ethische redenen zou een zeer beperkte opvang toegestaan kunnen worden. In een wildernis met beperkt menselijk gebruik scoort zeehonden opvang een 4, terwijl de huidige opvang op een 2 zit. In het arcadische scenario lijkt een norm van 3 redelijk.

3.11. Zandwinning

De hoeveelheid zand die in de Nederlandse Waddenzee wordt gewonnen is teruggelopen van 3,5 miljoen m³ in 1985 naar nihil in 2000. Nu mag alleen het zand dat verkregen wordt bij het uitdiepen van vaargeulen, jaarlijks circa 200.000 m³, nog voor commerciële doeleinden worden gebruikt. Hierdoor scoort zandwinning op de normatieve schaal nu een 4. Bij wildernis zou dit afhankelijk van menselijk medegebruik een 4 of 5 moeten zijn. In het arcadische scenario lijkt een 4 reëel.

3.12. Schelpenwinning

Schelpenwinning is toegestaan in de Nederlandse Waddenzee zelf en in de kustzone tot 3 zeemijl buitengaats. Jaarlijks is winning tot ten hoogste 210.000 m³ waarvan 90.000 m³ in het PKB gebied toegestaan. In de periode 1990-1997 werd jaarlijks gemiddeld 85.000 m³ in dit gebied gewonnen. In het gebied ten oosten van het wantij Terschelling is winning niet toegestaan.

Door de ruimtelijke beperkingen scoort schelpenwinning nu een 3 op de normatieve schaal.

In wildernis met beperkt menselijk gebruik zou dit 4 moeten zijn in arcadische natuur lijkt een 3 reëel.

3.13. Indijkingen

In het Nederlandse deel van de Waddenzee worden geen nieuwe stukken land ingedijkt. Indijkingen zouden zeker ook schade doen aan de natuurwaarde van de Waddenzee. Derhalve scoort dit nu een 5 op de normatieve schaal. In beide scenario's dient dit ook een 5 te zijn.

3.14. Ontdijkingen

In het verleden zijn grote stukken van de Waddenzee ingedijkt, toentertijd noodzakelijk voor de veiligheid en het verkrijgen van nieuwe landbouwgronden. Dit is wel ten koste gegaan van de natuurwaarden. Nu wordt overwogen op zeer beperkte schaal ontdijkingen te plegen. Een proefproject met het bij een kwelder verwijderen van de zomerdijk is in Friesland opgestart. De komende jaren zullen de effecten hiervan bestudeerd worden.

Op de normatieve schaal is een 1 maximaal ontdijken en 5 niet ontdijken. Momenteel scoort ontdijken een 4. In het wildernis scenario zou dit, onder voorwaarde dat de veiligheid gegarandeerd is, een 2 moeten zijn, terwijl in het arcadische scenario een 3 realistisch lijkt.

3.15. Vergroten kwelderareaal

Middels rijshoutdammen heeft men in het verleden vergroting van het kwelderareaal langs het vasteland nagestreefd. Nu wordt deze techniek in hoofdzaak gebruikt om het huidige areaal te handhaven. Eventuele natuurlijke groei hier en afslag elders zijn mogelijk. De aangroei van kwelders is afhankelijk van de slibaanvoer en de getij hoogten.

De jaargemiddelde hoogwaters van 1998 en 1999 behoorden tot de 5 hoogste van de afgelopen eeuw.

Daardoor doen de pionierzones het relatief slecht. Middels op maat gesneden verbeteringen probeert men zowel de bestaande kwelderwerken alsmede het optreden van pioniervegetaties te bevorderen. Bij ontdijkingen ontstaan nieuwe mogelijkheden voor kwelders. Op de normatieve schaal betekent een 1 maximaal vergroten en staat een 5 voor niet vergroten. Doordat dit nu slechts zeer beperkt gebeurt, scoort vergroten op de normatieve schaal nu een 4. In beide scenario's zou dit naar 3, of mogelijk zelfs 2 moeten gaan, waarbij actieve vergroting van ontdijking moet komen en niet van het actief laten groeien in het huidige platengebied.

3.16. Toerisme

Toerisme is van groot economisch belang voor de Waddenzeeregio. Voor het Nederlandse deel is voor 1993 een totaal van 5804 banen in de particuliere sector becijferd, hetgeen ca 7% van de totale werkgelegenheid is. Het totale inkomen bedroeg ongeveer 192 miljoen euro. De laatste 10 jaar is het aantal overnachtingen in het

Nederlandse deel van de Waddenzee redelijk stabiel. In tegenstelling tot de situatie in Duitsland neemt in Nederland de logeercapaciteit, uitgedrukt in het aantal bedden, zelfs wat af. Dilemma is voortdurend een evenwicht te vinden tussen kwantiteit en kwaliteit. Meer toeristen betekend meer inkomsten, maar bij te veel toeristen neemt de Waddenbeleving af.

Binnen het beschermingsgebied, de natuurreservaten en de algemene beschermingsstelsels zijn de toeristische activiteiten d.m.v. natuurbeschermingswetten strikt gereguleerd. Algemene doelstelling is toerisme en recreatie te reguleren of te stabiliseren door uitbreiding van toeristenaccommodaties en infrastructuur te beperken.

Door de wens mensen van het Waddengebied te laten genieten en tegelijkertijd de economie te stimuleren ligt het gewenste normatieve getal in beide scenario's op 3. Doordat in sommige gebieden de drukte als kwaliteit verlagend wordt ervaren ligt de actuele waarde op 2.

3.17. Wadlopen.

In 1996 is per interprovinciale verordening het wadlopen met een vergunningssysteem gereguleerd. De verordening voorziet in een maximum aantal van 50.500 personen die per jaar onder begeleiding van organisaties met een A-licentie het wad op gaan. In 1999 bedroeg het aantal deelnemers dat aan door deze categorie georganiseerde tochten deelnam 33.999, terwijl personen met een B- of C-licentie nog eens 5694 personen hebben begeleid. Dit aantal blijft de laatste jaren stabiel.

Naast wadlopen met licentiehouders vindt wadlopen plaats via een aantal organisaties die excursies mogen houden ter bevordering van het natuurbewustzijn. In 1999 bedroeg het aantal deelnemers aan dit soort excursies 37.713 en dit aantal stijgt de laatste jaren. Door de toegangsgebieden tot 25 te beperken treedt enige regulering op. Tenslotte wordt, ruw geschat, door tussen de 130.000 en 180.000 personen wadgelopen vanaf drooggevallen of voor anker liggende schepen. Indien wadlopen niet onder deskundige begeleiding gebeurt kunnen met name vogels en zeehonden verstoord worden.

In het wildernis scenario zou wadlopen op een normatieve waarde van 4 moeten liggen, waarbij alleen gelicentieerde tochten zijn toegestaan, in het arcadische scenario lijkt een 3 reëel. Momenteel ligt wadlopen met name wegens de tochten vanaf schepen op een 3.

3.18. Recreatievaart

De recreatievaart wordt gereguleerd door het aantal ligplaatsen, in Nederland ruim 4000. Dit aantal is nog licht groeiende.

Ook zijn delen van de Waddenzee, op grond van artikel 17 van de Natuurbeschermingswet (zie figuur 1) een deel van het jaar of het gehele jaar voor de scheepvaart gesloten.

Op de normatieve schaal scoort recreatievaart op dit moment een 2, met name ook door de intensiteit en het ongereguleerde wadlopen dat vanaf droogvallende of voor anker liggende schepen wordt gedaan. In het wildernis scenario zou dit op 4 moeten liggen, waarbij wel het op verantwoorde wijze genieten van de natuurwaarde van de Waddenzee een belangrijke prioriteit is. In het arcadische scenario lijkt een 3 gewenst.

3.19. Militair gebruik

Op dit moment bestaan de voor militaire activiteiten gebruikte gebieden in de Waddenzee uit het amfibisch oefenterrein in de Mokbaai bij Texel, het testschietterrein in het IJsselmeer bij Breezanddijk, het schietterrein voor militaire vliegtuigen op de Vliehors, het tank schietoefenterrein op Vlieland, en het oefenterrein voor machinegeweren in de Marnewaard.

Het is voornamelijk de geluids- en druk-hinder waardoor de militaire activiteiten op dit moment een 3 scoren op de normatieve schaal. In wildernis met beperkt menselijk gebruik zou dit minimaal een 4 en als de menselijke beleving ten volle wordt meegewogen, een 5 moeten zijn. In het arcadische scenario lijkt een 3 redelijk.

3.20. Windmolenparken

In het Nederlandse beschermingsgebied is de bouw van windmolens verboden. Buiten het gebied liggen diverse windmolenparken. In het Noordwesten van Friesland zijn dit er drie, terwijl in Groningen een park ligt bij de Eemshaven. Op de afsluitdijk is de aanleg van een grootschalig park (300 MW) gepland.

Het effect van de windmolens is voornamelijk zichthinder, terwijl het mogelijke nadelige effect voor vogels ter discussie staat. Hoewel in de Waddenzee zelf geen windmolens staan of mogen komen scoort deze gebruiksvorm momenteel toch een 4 (bij verwezenlijking van een park op de afsluitdijk wordt dit een 3). In

wildernis is wegens de grote zichtbaarheid een 5 gewenst, waarbij aan de horizon geen draaiende verticale objecten staan, terwijl in het arcadische scenario een 3 reëel lijkt.

3.21. Zoet-zout gradienten

Door het indijken van de Zuiderzee en de Lauwerszee in de vorige eeuw, en de constructie van sluizen, zijn alle geleidelijke zoet-zout overgangen in het Nederlandse deel van de Waddenzee verloren gegaan. In de brakke zones van deze overgangen bevond zich vroeger een gebiedseigen flora en fauna, die nu ontbreekt. Hierdoor is de biodiversiteit teruggelopen.

Het opnieuw creëren van geleidelijke zoet-zout overgangen, bijvoorbeeld in de afsluitdijk, zou de biodiversiteit en de natuurbeleving ten goede komen.

Op de normatieve schaal staat de 5 voor geen overgangen, en de 1 voor alle oorspronkelijke overgangen optimaal hersteld. Doordat kustveiligheid dit laatste onmogelijk maakt zou zoet-zout in het wildernis scenario op 2 liggen en in arcadische natuur op 3. Door het volledig ontbreken is de huidige score een 5.

3.22. Natuurbeleving.

Bij de huidige doelstelling van de Waddenzee, de duurzame bescherming en ontwikkeling als natuurgebied en het behoud van het unieke open landschap, is het optimaal door de mens beleven van natuur en weidsheid waarschijnlijk de belangrijkste subdoelstelling van het beleid. Probleem daarbij is dat verschillende personen natuur geheel anders kunnen beleven. Waar de één weidsheid en rust zoekt, de ander gegrepen wordt door het zien van nieuwe soorten planten of dieren, zoekt een derde juist gezelligheid in het gezelschap van anderen. De Waddenzee is groot genoeg en dus ideaal om al deze wensen te combineren, en daar ligt ook de kracht voor een duurzame ontwikkeling. Door middel van een ruimtelijk gedifferentieerd maar wel consistent beleid zijn vele vormen van natuurbeleving mogelijk.

In beide scenario's is de gewenste natuurbeleving op een 2 gezet, hoewel in wildernis een 1 misschien nog meer gewenst is. Op dit moment scoort beleving een 3, omdat, zeker in deelgebieden in de Waddenzee, de beleving nog wel geoptimaliseerd of zelfs gemaximaliseerd kan worden.

4. Tot slot:

De keuze wat men wil met de Waddenzee is een politieke keuze. Willen we wildernis, wildernis met beperkt menselijk gebruik, een arcadische of technologische natuur. Als die keuze eenmaal gemaakt is moet deze wel zoveel mogelijk consequent ten aanzien van de verschillende gebruiksfuncties doorgevoerd worden.

En ook als om andere politieke of juridische redenen bepaalde functies toch boven de gewenste normatieve waarde worden toegestaan, zou men opnieuw naar het afwegingskader voor de andere functies moeten kijken. De Waddenzee is nu te veel een lappendeken, met maatregelen op maat per gebruiksfunctie, zonder werkelijk naar integrale managementconcepten te streven. In het huidige deel 1 van de derde Nota Waddenzee lijkt het doel een wildernis met beperkt menselijk gebruik, terwijl de uitvoering van vele functies sterk het karakter van het arcadische scenario hebben, terwijl andere functies zelfs onnodig scherp worden beperkt. Omdat wildernis een andere aanpak vergt dan arcadische of technologische natuur, en omdat natuur- en gebruiksbelangen toch vaak tegenstrijdig zijn, verdient het overweging om slechts bepaalde delen van de Nederlandse Waddenzee de wildernisstatus te geven. In andere delen van de Waddenzee kan dan, binnen duidelijke grenzen, menselijk medegebruik worden toegestaan, zonder dat de wezenlijke kenmerken van het systeem hoeven te worden aangetast (scenario 2).

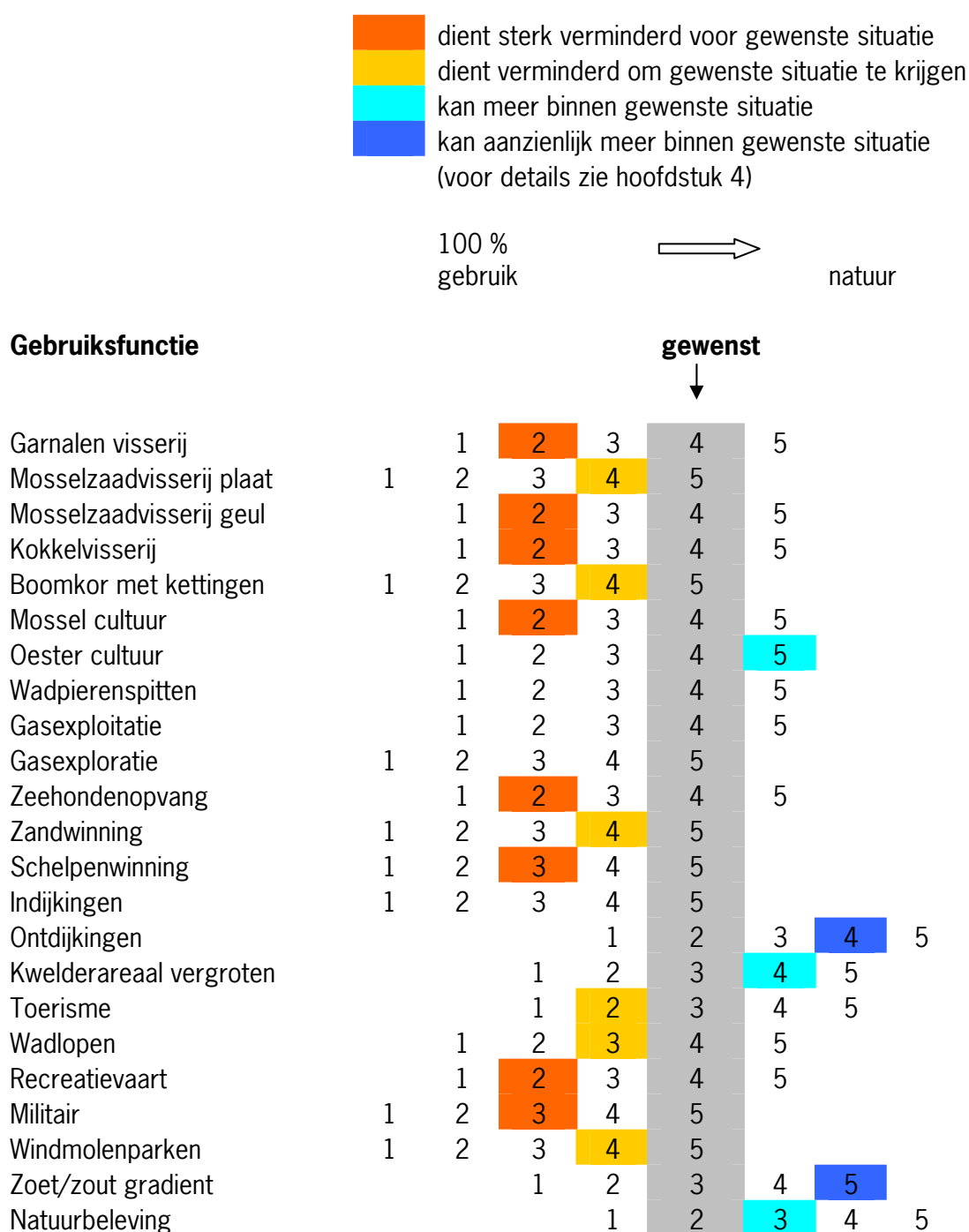
In beide soorten gebieden moet men dit dan wel zo veel mogelijk consequent voor alle gebruiksfuncties doorvoeren.

De normatieve methode kan daarbij een instrument zijn om tot objectieve en voor de gebruikers begrijpelijke en dus aanvaardbare maatregelen te komen.

In de tabel is een scenario gebaseerd op een (subjectief) beleidsplan nader uitgewerkt. Dit beleid is weergegeven in de grijze kolom, en de gewenste situatie bij een bepaald scenario is grijs gekleurd, de huidige situatie is voorzien van een kleur, waarbij oranje en geel staan voor 'meer uitgeoefend' dan een bij een scenario behorende gewenste situatie en de blauwe kleuren voor 'minder uitgeoefend'. Waarschuwing: de tabel is uit een beperkt expert judgement gekomen en dient vooralsnog alleen als voorbeeld te worden gezien.

Tabel 1. Afhankelijk van wat men wil met de Waddenzee (range van volledig gebruik tot volledig natuur (in 5 klassen) wordt voor elke activiteit aangegeven of deze nu al aan de eis voldoet, toe kan nemen of ingeperkt moet worden. De "klasse" voor het gewenste beheer is een politieke afweging, en voor die klasse worden dan "gebruiksgrenzen" aangegeven.

Tabel 1: Scenario 1, Waddenzee als wildernis (met de mens als beperkt onderdeel)



In dit voorbeeld is uitgegaan van een wildernis met beperkt menselijk gebruik. Hierdoor scoort de gewenste situatie voor vele gebruiksfuncties een 4.

Als men echter kiest voor een echte wildernis zal dit voor diverse functies naar een 5 gaan en schuift de grijze balk naar rechts. In dat geval zou bijvoorbeeld alle bodemberoerende

visserij gestaakt moeten worden. Alleen mossel- en oestercultuur uitgaande van ingevangen larven kan dan nog worden toegestaan.

Ook zou men dan in het kader van 'natuur voor mensen, mensen voor natuur' het ecotoerisme

en de daaraan gekoppelde natuurbeleving verder moeten optimaliseren.

Bijlage II

Inventarisatie natuurbeschermingsdoelen

Jacqueline Tamis & Ruud Jongbloed

Hier wordt een overzicht gegeven van een grote verscheidenheid aan doelen. De voor de rapportage over Natuurgrenzen meer relevante zijn **geel** gemarkeerd, en indien relevant voor de gedachtenvorming toegelicht en uitgewerkt in verschillende hoofdstukken van het hoofdrapport

Beleidsoverzicht Waddenzee

Overzicht

De belangrijkste natuurbeschermingsdoelen voor de Waddenzee kunnen afgeleid worden uit de volgende beleidsdocumenten:

Internationaal beleid:

- PSSA (MARPOL 73/78);
- Trilaterale afspraken.

Europese wet- en regelgeving:

- Vogel- en Habitatrichtlijn/Natura 2000;
- Kaderrichtlijn Water.

Nationaal beleid:

- PKB Waddenzee;
- Natuur voor mensen, mensen voor natuur;
 - o Ecologische Hoofdstructuur (EHS)
 - o Programma 'Nat natuurlijk'
- Natuurbeschermingswet '98;
- Flora- & faunawet;
- Waterbeheer in de 21^{ste} eeuw (WB21);
- Agenda Vitaal Platteland en MJP.

Deze stukken worden in de volgende paragrafen nader toegelicht, met de focus op de gestelde doelen.

Nederlandse implementatie van internationaal en Europees beleid

De Vogelrichtlijn en de Habitatrichtlijn zijn in Nederland vertaald in de Flora- en faunawet en in de Nbw'98. De eerste regelt hoe in heel Nederland omgegaan moet worden met beschermde soorten, de tweede regelt hoe gehandeld moet en mag worden in en rondom natuurgebieden, Natura 2000-gebieden. Deze gebieden liggen overigens bijna allemaal in de EHS (Ecologische Hoofdstructuur), het Nederlandse ecologische netwerk.

Internationaal beleid

PSSA (MARPOL 73/78)

In Esbjerg is in 2001 tijdens de Regeringsconferentie Waddenzee besloten dat er een trilaterale aanmelding bij de IMO (International Maritime Organisation) zal komen tot het laten aanwijzen van grote delen van het trilateraal samenwerkingsgebied Waddenzee tot Particularly Sensitive Sea Area (PSSA): bijzonder gevoelig zeegebied. In 2002 is de Waddenzee door IMO als PSSA aangewezen. Het bestaande beschermingsregime (IMO, EC, nationale scheepvaartregulatie) is van toepassing voor de Waddenzee. De toewijzing als PSSA leidt dus niet tot additionele beperkingen voor de scheepvaart of het gebruik van havens. De PSSA status beoogt vooral meer (internationaal) bewustzijn te creëren voor veilig scheepvaartverkeer.

Trilaterale samenwerking

Nederland werkt vanaf 1978 samen met Duitsland en Denemarken aan de bescherming en het behoud van de Waddenzee, vanuit de 'Trilateral Wadden Sea Cooperation'. Binnen Nederland is het Ministerie van LNV verantwoordelijk voor de trilaterale samenwerking. In 1997 is het Trilaterale Waddenzee Plan opgesteld. De doelstellingen van het Trilaterale Waddenzee Plan is (Common Wadden Sea Secretariat, 1998) zijn nader beschreven als z.g. ECOTARGETS. Deze ecotargets zijn beschreven voor verschillende deelsystemen:

- Landschap en cultuur
 - o Identiteit: het behouden, herstellen en ontwikkelen van de elementen die bijdragen aan het karakter of de identiteit van het landschap.
 - o Verscheidenheid: het handhaven van de volledige verscheidenheid aan cultuurlandschappen die kenmerkend zijn voor het landschap van de Waddenzee
 - o Geschiedenis: het behouden van het cultuur-historische erfgoed.
 - o Landschap: speciale aandacht besteden aan de belevingswaarde en de cultuur-historische waarden van het landschap bij beheer en ruimtelijke ordening.
- Water en sediment
 - o Achtergrondconcentraties van natuurlijke micro-verontreinigingen.
 - o Concentraties van door de mens geproduceerde vervuilende stoffen als gevolg van nullozingen.
 - o Een Waddenzee die kan worden beschouwd als een 'eutrofiërings-nietprobleemgebied'.
- Kwelders
 - o Een groter areaal aan natuurlijke kwelders.
 - o Een grotere natuurlijke morfologie en dynamiek, waaronder natuurlijke afwateringspatronen van kunstmatige kwelders, op voorwaarde dat de huidige oppervlakte niet wordt verkleind.
 - o Een verbeterde natuurlijke vegetatiestructuur van kunstmatige kwelders, inclusief de pionierzone.
 - o Gunstige omstandigheden voor trekkende en broedende vogels.
- Getijdegebied
 - o Een natuurlijke dynamische situatie in het getijdegebied.
 - o Een groter areaal aan geomorfologisch en biologisch ongestoorde droogvallende en permanent onder water staande gebieden.
 - o Een groter areaal aan, en een meer natuurlijke verspreiding en ontwikkeling van mosselbanken, Sabellaria-riffen en Zostera-velden.
 - o Een levensvatbare stand en een natuurlijke reproductiecapaciteit, inclusief het overleven van de jongen, van de gewone en de grijze zeehond.
 - o Gunstige omstandigheden voor trekkende en broedende vogels.
- Stranden en duinen
 - o Grotere natuurlijke dynamiek van de stranden, primaire duinen, strandvlakten en primaire duinvalleien in relatie tot de kustwateren.
 - o Een grotere aanwezigheid van een complete natuurlijke successie van vegetatie.
 - o Gunstige omstandigheden voor trekkende en broedende vogels.
- Estuaria
 - o Bescherming van waardevolle delen van de estuaria.
 - o Instandhouden en, voor zover mogelijk, herstellen van de rivieroeveren in hun natuurlijke staat.
- Kustwateren
 - o Een grotere natuurlijke morfologie, onder meer in de buitendelta's tussen de eilanden.
 - o Een goede voedselvoorraad voor vogels.
 - o Een levensvatbare stand en een natuurlijke reproductiecapaciteit van de gewone zeehond, grijze zeehond en de bruinvis.
- Landelijk gebied
 - o Gunstige omstandigheden voor flora en fauna, vooral voor trekkende en broedende vogels.
- Vogels
 - o Gunstige omstandigheden voor trekkende en broedende vogels:
 - een goede beschikbaarheid van voedsel;
 - een natuurlijk broedsucces;
 - voldoende grote ongestoorde pleisterplaatsen en ruigebieden;
 - natuurlijke vlucht-afstanden.
- Zeezoogdieren
 - o Een levensvatbare stand en een natuurlijke reproductiecapaciteit voor de gewone zeehond, inclusief het overleven van de jongen.
 - o Een levensvatbare stand en een natuurlijke reproductiecapaciteit voor de grijze zeehond, inclusief het overleven van de jongen.
 - o Een levensvatbare stand en een natuurlijke reproductiecapaciteit voor bruinvissen.

De gemeenschappelijke beoordeling van het ecosysteem in de Waddenzee vindt plaats door het trilaterale monitoring- en beoordelingsprogramma (TMAP).

De meest recente trilaterale conferentie was in 2005, vastgelegd in de verklaring van Schiermonnikoog. Hier wordt onder andere in beschreven: nadere maatregelen om de veiligheid van de scheepvaart te verbeteren, voortzetting kustbescherming, voortzetting reductie van broeikasgassen (klimaatverandering en zeespiegelstijging), en de aanleg van windturbines.

Vanuit de trilaterale samenwerking bestaat het streven om te komen tot een nominatie van de Waddenzee als Werelderfgoed. De aanwijzing als Werelderfgoed site is een kwalitatieve erkenning en geen juridisch instrument. Het maakt in die zin dan ook geen deel uit van het beleid ter bescherming van de Waddenzee.

Europese wet- en regelgeving

Vogel- en habitatrichtlijn en Natura 2000

Natura 2000 is een Europees ecologische netwerk dat bestaat uit de speciale beschermingszones als bedoeld in de vogel- en habitatrichtlijn (richtlijn (EEG) nr. 79/409 en richtlijn (EEG) nr. 92/43, respectievelijk).

Het doel van Natura 2000 is het behoud en herstel van de biodiversiteit in de Europese Unie. De vogelrichtlijn heeft als doel het behoud van alle in het wild levende vogelsoorten en hun leefgebieden in Europa. De habitatrichtlijn heeft als doel de bescherming van planten en dieren en hun leefgebieden in Europa.

De Vogelrichtlijn en de Habitatrichtlijn zijn in Nederland geïmplementeerd in de Natuurbeschermingswet 1998 (zie paragraaf 0).

De Waddenzee is als beschermd gebied aangewezen. In het Ontwerpbesluit Waddenzee (Min. LNV, 2007) wordt het gebied en de bijbehorende instandhoudingsdoelstellingen beschreven.

De volgende algemene doelen zijn opgenomen in het Ontwerpbesluit Waddenzee:

- Behoud van de bijdrage van het Natura 2000 gebied aan de biologische diversiteit en aan de gunstige staat van instandhouding van natuurlijke habitats en soorten binnen de Europese Unie.
- Behoud van de bijdrage van het Natura 2000 gebied aan de ecologische samenhang van het Natura 2000 netwerk zowel binnen Nederland als binnen de Europese Unie.
- Behoud en waar nodig herstel van de ruimtelijke samenhang met de omgeving ten behoeve van de duurzame instandhouding van de in Nederland voorkomende natuurlijke habitats en soorten.
- Behoud en waar nodig herstel van de natuurlijke kenmerken en van de samenhang van de ecologische structuur en functies van het gehele gebied voor alle habitattypen en soorten waarvoor instandhoudingsdoelen zijn geformuleerd.
- Behoud of herstel van gebiedsspecifieke ecologische vereisten voor de duurzame instandhouding van de habitattypen en soorten waarvoor instandhoudingsdoelen zijn geformuleerd.

Voor de habitattypen en –soorten zijn de doelen in Tabel 5 weergegeven. De beschermde vogelsoorten staan weergegeven in Tabel 6.

Voor alle grote wateren (Noordzee, Waddenzee en Delta) geldt dat behoud of herstel van de ruimtelijke samenhang tussen geulen, ondieptes, platen en kwelders (of schorren) en de bijbehorende sedimentatie- en erosieprocessen van groot belang zijn. Verder is het behoud van openheid, rust en donkerte van belang. Voor vogels betekent dit voldoende rust en ruimte om te foerageren en voldoende rustige hoogwatervluchtplaatsen op korte afstand van foerageergebieden in het intergetijdengebied. Voor de grotere wateren wordt onderscheid gemaakt tussen een aantal hoofdtypen welke hieronder met de (voor de Waddenzee relevante) bijbehorende kernopgaven staan genoemd (Natura 2000 doelendocument):

- o Open water:
 - o Overstroomde zandbanken (incl. biogene structuren)
Verbetering kwaliteit permanent overstroomde zandbanken (getijdengebied) o.a. met biogene structuren met mossels. Tevens van belang als leefgebied voor eider en zwarte zee-eend en als kraamkamer voor vis.
- o Estuaria en zoet-zout overgang:

- o Kwaliteit estuaria
Behoud kwaliteit Eems-Dollard
- o Zoet-zout overgangen Waddengebied
Herstel zoet-zout overgangen (b.v. via spuiregime en vistrappen) i.h.b. visintrek Afsluitdijk, Westerwoldse Aa en Lauwersmeer/Reitdiep in relatie tot Drentsche Aa (rivierprik)
- o Achterland fint
Behoud van verbinding met Eems ten behoeve van paaifunctie voor fint in Duitsland
- o Getijdenplaten
 - o Diversiteit getijdenplaten
Verbetering kwaliteit slik- en zandplaten (getijdengebied) ten behoeve van vergroting van diversiteit
 - o Rust- en foerageergebieden
Behoud slikken en platen voor rustende en foeragerende niet-broedvogels zoals voor de bonte strandloper, rosse grutto, scholekster, kanoet, steenloper en eider en rustgebieden voor gewone zeehond.
- o Schorren en kwelders
 - o Diversiteit schorren en kwelders
Behoud van schorren en zilte graslanden (buitendijks) met alle successiestadia, zoet-zout overgangen, verscheidenheid in substraat en getijdenregime en mede als hoogwatervluchtplaats.
- o Permanent droge zandplaten en stranden
 - o Voortplantingshabitat
Behoud ongestoorde rustplaatsen en optimaal voortplantingshabitat (waaronder embryonale duinen) voor bontbekplevier, strandplevier, kluut, grote stern en dwergstern, visdief en grijze zeehond.

Tabel 5 Overzicht beschermde habitattypen en –soorten in het Natura 2000 gebied ‘Waddenzee’ met bijbehorende doelen (Min. LNV, 2007)

Type	Doel
H1110 Permanent met zeewater van geringe diepte overstroomde zandbanken	Behoud oppervlakte en verbetering kwaliteit permanent overstroomde zandbanken, getijdengebied (subtype A).
H1140 Bij eb droogvallende slikwadden en zandplaten	Behoud oppervlakte en verbetering kwaliteit slik- en zandplaten, getijdengebied (subtype A).
H1310 Eenjarige pioniersvegetaties van slik- en zandgebieden met <i>Salicornia</i> spp. en andere zoutminnende soorten	Behoud oppervlakte en kwaliteit.
H1320 Schorren met slijkgrasvegetatie (<i>Spartinion maritimae</i>)	Behoud oppervlakte en kwaliteit.
H1330 Atlantische schorren (<i>Glauco-Puccinellietalia maritimae</i>)	Behoud oppervlakte en verbetering kwaliteit schorren en zilte graslanden, buitendijks (subtype A). Behoud oppervlakte en kwaliteit schorren en zilte graslanden, binnendijks (subtype B). Achteruitgang in oppervlakte van habitatype schorren en zilte graslanden, binnendijks (subtype B) ten gunste van habitatype schorren en zilte graslanden, buitendijks (subtype A) is toegestaan.
H2110 Embryonale wandelende duinen	Behoud verspreiding, oppervlakte en kwaliteit.
H2120 Wandelende duinen op de strandwal met <i>Ammophila arenaria</i> (“witte duinen”)	Behoud verspreiding, oppervlakte en kwaliteit.
H2130 *Vastgelegde kustduinen met kruidvegetatie (“grijze duinen”)	Behoud oppervlakte en verbetering kwaliteit grijze duinen, kalkarm (subtype B).
H2160 Duinen met <i>Hippophaë rhamnoides</i>	Behoud oppervlakte en kwaliteit.
H2190 Vochtige duinvalleien	Behoud oppervlakte en kwaliteit vochtige duinvalleien, kalkrijk (subtype B).
H1095 Zeeprik	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor uitbreiding populatie.
H1099 Rivierprik	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor uitbreiding populatie.
H1103 Fint	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor uitbreiding populatie.
H1364 Grijze zeehond	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor behoud populatie.
H1365 Gewone zeehond	Behoud omvang en kwaliteit leefgebied voor uitbreiding populatie.

Tabel 6 Overzicht beschermde vogelsoorten in het Natura 2000 gebied 'Waddenzee' met bijbehorende doelen (Min. LNV, 2007)

Vogelsoort	Omvang leefgebied	Kwaliteit leefgebied	Populatie
<i>Broedvogels</i>			<i>Aantal paren (minimum)</i>
Lepelaar	Behoud	Behoud	340
Eider	Behoud	Behoud	2.700
Bruine kiekendief	Behoud	Behoud	30
Blauwe kiekendief	Behoud	Behoud	3
Kluut	Behoud	Behoud	3.800
Bontbekplevier	Behoud	Behoud	60
Strandplevier	Uitbreiding	Verbetering	15
Kleine mantelmeeuw	Behoud	Behoud	15.000
Grote stern	Behoud	Behoud	9.500
Visdief	Behoud	Behoud	5.300
Noordse stern	Behoud	Behoud	1.500
Dwergstern	Behoud	Behoud	160
Velduil	Behoud	Behoud	5
<i>Niet-broedvogels</i>			<i>Aantal vogels (seizoensgemiddelde)</i>
Fuut	Behoud	Behoud	310
Aalscholver	Behoud	Behoud	4.200
Lepelaar	Behoud	Behoud	520
Kleine zwaan	Behoud	Behoud	1.600 (seizoensmaximum)
Toendrarietgans	Behoud	Behoud	-
Grauwe gans	Behoud	Behoud	7.000
Brandgans	Behoud	Behoud	36.800
Rotgans	Behoud	Behoud	26.400
Bergeend	Behoud	Behoud	38.400
Smient	Behoud	Behoud	33.100
Krakeend	Behoud	Behoud	320
Wintertaling	Behoud	Behoud	5.000
Wilde eend	Behoud	Behoud	25.400
Pijlstaart	Behoud	Behoud	5.900
Slobeend	Behoud	Behoud	750
Topper	Behoud	Verbetering	3.100
Eider	Behoud	Verbetering	90.000-115.000 (midwinter-aantallen)
Brilduiker	Behoud	Behoud	100
Middelste zaagbek	Behoud	Behoud	150
Grote zaagbek	Behoud	Behoud	70
Slechtvalk	Behoud	Behoud	40 (seizoensmaximum)
Scholekster	Behoud	Verbetering	140.000-160.000
Kluut	Behoud	Behoud	6.700
Bontbekplevier	Behoud	Behoud	1.800
Goudplevier	Behoud	Behoud	19.200
Zilverplevier	Behoud	Behoud	22.300
Kievit	Behoud	Behoud	10.800

Kanoet	Behoud	Behoud	44.400
Drieteenstrandloper	Behoud	Behoud	3.700
Krombekstrandloper	Behoud	Behoud	2.000 (seizoensmaximum)
Bonte strandloper	Behoud	Behoud	206.000
Grutto	Behoud	Behoud	1.100
Rosse Grutto	Behoud	Behoud	54.400 (enige afname in relatie tot herstel van schelpdierbanken is aanvaardbaar)
Wulp	Behoud	Behoud	96.200
Zwarte ruiter	Behoud	Behoud	1.200
Tureluur	Behoud	Behoud	16.500
Groenpootruiter	Behoud	Behoud	1.900
Steenloper	Behoud	Verbetering	2.300-3.000
Zwarte stern	Behoud	Behoud	23.000 (seizoensmaximum)

Kaderrichtlijn Water (KRW)

Doel van de Kaderrichtlijn Water is het verbeteren van de kwaliteit van het oppervlakte- en grondwater in Europa. Waterbeheer dat wordt gecoördineerd op het niveau van stroomgebieden is daarbij het uitgangspunt. Een belangrijk instrument vormt het stroomgebiedbeheersplan. Het Nederlandse deel van de Waddenzee maakt deel uit van de stroomgebieden Eems en Rijn.

De Kaderrichtlijn Water is er op gericht om in 2015 een goede ecologische en een goede chemische toestand in de Waddenzee te bereiken. Het begrip 'goede toestand' zal nader ingevuld worden met concrete doelen voor verschillende aspecten. De chemische toestand van oppervlaktewater moet in 2015 voldoen aan de Europese normen voor de 'prioritaire stoffen' (zie appendix) en nationale normen voor 'stroomgebied-relevante stoffen'. De ecologische doelstellingen worden per watertype benoemd. Voor elk type waterlichaam wordt een maatlat gemaakt. De Waddenzee is geclassificeerd als type K2 ('beschut polyhalien kustwater'). Het KRW-kustwatertype K2 vertoont overlap met de volgende natuurdoeltypen:

NDT-1.5b Zout intergetijdengebied: nagenoeg-natuurlijk intergetijdengebied

NDT-1.5c Zout intergetijdengebied: nagenoeg-natuurlijk open water van het zout getijdenlandschap.

De status van het waterlichaam Waddenzee is natuurlijk. Het ecologische doel dient daarom volgens de systematiek van de KRW te worden afgeleid uit de referentiesituatie; de Waddenzee in onverstoorde toestand. In eerste instantie is uitgegaan van de ecologische situatie van een onbedijkte Waddenzee. Om tot realistische doelen te komen, wordt onderzocht welke doelstellingen passen bij de huidige omvang van de Waddenzee. Momenteel wordt dit aangepast aan de huidige situatie mét Afsluitdijk. Voor de waterlichamen Havens in de Waddenzee (sterk veranderd kustwater) en Eems-Dollard (sterk veranderd overgangswater) is de Praagse methode toegepast: de ecologische doelstelling wordt afgeleid vanuit de huidige toestand in plaats van vanuit de referentie situatie. Voor deze waterlichamen is gekozen voor de term "ecologische doelstelling" in plaats van MEP/GEP (Matig of Goed Ecologische Potentieel). Voor de chemische doelstelling heeft de status Natuurlijk of Sterk Veranderd geen gevolgen, deze blijft altijd gelijk.

Als de huidige toestand niet voldoet aan het doel (= natuurgrens ??), dan dienen er maatregelen te worden getroffen. De ecologische doelstelling omvat ook het halen van doelen voor stoffen:

- stroomgebiedrelevante stoffen (gelden als doelstelling voor het hele stroomgebied),
- overige relevante stoffen (gelden specifiek voor een waterlichaam),
- fysisch-chemische parameters zoals bijv. de temperatuur en nutriënten.

De chemische doelstellingen (Goede Chemische Toestand, GCT) gelden voor alle waterlichamen binnen een stroomgebied. Voorlopige resultaten wijzen uit dat de Waddenzee niet voldoet aan de GCT en GET. De PAK's antracene, benzo(a)pyreen en benzo(k)fluorantheen, en het zware metaal cadmium voldoen in de Waddenzee aan de EU-norm. De stoffen lood, nikkel en tributyltin voldoen niet aan de Europese norm. Met name de stof tributyltin (en zijn verbindingen) overschrijdt zeer duidelijk de norm. Van een 17-tal prioritaire stoffen of stofgroepen uit de KRW-toetsingslijst zijn op dit moment geen of onvoldoende gegevens beschikbaar om een beoordeling voor de zoute wateren te kunnen uitvoeren (Stuurgroep Water 2000+ / RBO Rijn-Noord, 2006).

Hieronder wordt een samenvatting gegeven van de belangrijkste kenmerken, doelen en maatregelen voor de Waddenzee vanuit de KRW (Stuurgroep Water 2000+ / RBO Rijn-Noord, 2006):

- Belangrijkste kenmerken
 - o Open, dynamisch systeem met grote biologische rijkdom
 - o Dynamiek van getij, water en wind in geulen en op slikken, platen en kwelders
 - o Voortdurende sedimentatie- en erosieprocessen
 - o Kwelderareaal en aanwezigheid zeegras ontoereikend
 - o Natuurlijke mosselbanken (nu ontoereikend)
 - o Intensieve scheepvaart in de vaargeulen
 - o Visserij: mosselzaadvisserij, mosselpercelen, garnalenvisserij en sleepnetvisserij
 - o Delfstofwinning: gaswinning
- Ecologische doelen
 - o Kwelders van voldoende kwaliteit
 - o Minder algen
 - o Waar mogelijk meer zoet-zout overgangen
 - o Meer zeegras
 - o Voldoende natuurlijke mosselbanken
- Mogelijke maatregelen
 - o Bescherming potentiële zeegrasvelden
 - o Bevorderen verspreiding zeegras
 - o Herstel zoet-zout overgangen en gradiënten
 - o Reguleren mosselzaadvisserij
 - o Bevorderen kweek mosselzaad
 - o Beperken vuilwateremissie scheepvaart
 - o Aanpak schadelijke antifouling
 - o Beperken van activiteiten die de bodem beschadigen (visserij en baggeren)

Het terugdringen van de plaagalg (Phaeocystis) is afhankelijk van het terugdringen van de nutriëntenaanvoer vanuit het vaste land. Volgens de Stuurgroep Water 2000+ / RBO Rijn-Noord (2006), kan voldoende terugdringing om de goede toestand te bereiken niet worden gehaald. Het streven is om de eilandkwelders optimaal te beheren, met voldoende (natuurlijke) dynamiek en diversiteit. Het is belangrijk om aandacht te besteden aan mogelijke calamiteiten in verband met de industrie aan, en de scheepvaart op de Waddenzee en direct ten noorden van de Waddeneilanden.

Het Regionaal Coördinatiecollege Waddengebied stuurt de gebiedsgroepen 'Waddenzee' en 'Eems-Dollard'. Tussen kabinet en regio is afgesproken dat de KRW-beheerplannen voor de Waddenzee onderdeel worden van het Beheer- en Ontwikkelingsplan Waddenzee. Het besluitvormingsproces loopt via het RBO Rijn –Noord / Nedereems.

De beheerplannen KRW en Natura2000 voor de Waddenzee worden onderdeel van het Beheer- en Ontwikkelingsplan Waddenzee (PKB Waddenzee). De KRW-maatregelen die Rijkswaterstaat neemt worden opgenomen in het Beheerplan Rijkswateren (BPRW).

Nationaal beleid

Pkb Waddenzee

De hoofdlijnen van het rijksbeleid voor de Waddenzee is vastgelegd in de Planologische Kernbeslissing (PKB). De hoofddoelstelling voor de Waddenzee is de duurzame bescherming en ontwikkeling van de Waddenzee als natuurgebied en het behoud van het unieke open landschap.

Om dit te bereiken is het beleid gericht op de duurzame bescherming en/of een zo natuurlijk mogelijke ontwikkeling van (PKB Waddenzee, deel 4):

- de waterbewegingen en de hiermee gepaard gaande geomorfologische en bodemkundige processen;
- de kwaliteit van water, bodem en lucht. De water- en bodemkwaliteit dient zodanig te zijn dat verontreinigingen slechts een verwaarloosbaar effect hebben op flora en fauna;
- de flora en de fauna;

en tevens op behoud van:

- de landschappelijke kwaliteiten, met name rust, weidsheid, open horizon en natuurlijkheid inclusief duisternis. Tevens worden de in de bodem aanwezige archeologische waarden en in het gebied aanwezige cultuurhistorische waarden beschermd.

De veiligheid van de bewoners van het waddengebied wordt gewaarborgd door een goede verdediging tegen de zee. De bereikbaarheid van de havens en de eilanden wordt gewaarborgd.

De aanwezige kernkwaliteiten van de Waddenzee (natuurlijke rijkdommen, horizon en samenhang) bieden kansen voor economische ontwikkeling. Ook de beleving van de natuurlijke en landschappelijke kwaliteiten van de Waddenzee door bewoner en bezoeker van het waddengebied wordt als uitgangspunt genomen bij verdere beleidsuitwerking.

Plannen, projecten of handelingen zijn op grond van de pkb mogelijk, mits zij passen binnen de hoofddoelstelling voor de Waddenzee en de toets van het afwegingskader kunnen doorstaan.

Natuurwaarden

Het beleid met betrekking tot natuur is gericht op een zo natuurlijk mogelijke ontwikkeling van het ecosysteem. Het kabinet streeft naar herstel van natuurlijke zoet-zoutovergangen, met onder meer het doel om voor zowel het stroomgebied van de Eems als voor het stroomgebied van de Rijn, aanvullend op de bestaande natuurlijke zoet-zoutovergangen, één natuurlijke zoet-zoutovergang in het waddengebied te realiseren. Realisering hiervan kan alleen geschieden indien de plannen ook en voldoende worden gesteund door de regionale land- en tuinbouworganisaties.

Voor de bescherming van de natuurlijke waarden en kenmerken van de Waddenzee is het afwegingskader van toepassing zoals vastgelegd in de Natuurbeschermingswet 1998. Hierin staat de zogenaamde habitattoets centraal. Voor de bescherming van de soorten is bovendien het afwegingskader van de Flora- en faunawet van toepassing.

Landschappelijke waarden

Voor zover wettelijke regelingen zich er niet tegen verzetten, zal door het bevoegd gezag een zelfde afweging als bij de natuurwaarden moeten worden gemaakt ten aanzien van de landschappelijke kwaliteiten (met name rust, weidsheid, open horizon en natuurlijkheid inclusief duisternis).

Archeologische waarden

Voor wat betreft de in de bodem aanwezige archeologische waarden is het beschermingsregime van de Monumentenwet van toepassing.

Waterkwaliteit

De belasting van de Waddenzee met verontreinigingen en nutriënten zal worden teruggebracht overeenkomstig het landelijk waterkwaliteits- en Noordzeebeleid met speciale aandacht voor diffuse verontreinigingen en het (inter)nationaal beleid voor de lucht, de bodem en het water. Voor de lange termijn is het doel het bereiken van de streefwaarden voor water en bodem uit de Vierde Nota Waterhuishouding en het bereiken van een 'goede toestand' op basis van de Kaderrichtlijn Water. In de planperiode van de Vierde Nota Waterhuishouding (tot 2006) wordt er naar gestreefd voor zoveel mogelijk stoffen de minimum kwaliteit (MTR) te realiseren. Tevens geldt het toetsingskader van de Kaderrichtlijn Water ten aanzien van de waterkwaliteit (zie paragraaf 0).

Natuur voor mensen, Mensen voor natuur

De nota Natuur voor mensen, mensen voor natuur is in 2000 uitgebracht. Hoofddoelstelling van het beleid is het behoud, herstel, ontwikkeling en duurzaam gebruik van natuur en landschap, als essentiële bijdrage aan een leefbare en duurzame samenleving.

De nota stelt onder andere dat de realisatie van de Ecologische Hoofdstructuur (EHS) met kracht zal worden voortgezet.

Ecologische Hoofdstructuur (EHS)

Het ministerie van LNV heeft in 1990 in het Natuurbeleidsplan (NBP) de Ecologische Hoofdstructuur (EHS) geïntroduceerd. De EHS bestaat uit een netwerk van natuurgebieden, waaronder de Waddenzee. Alle Natura-2000 gebieden vallen ook onder de EHS. Het doel van de EHS is de instandhouding en ontwikkeling van deze natuurgebieden, om daarmee een grote aantalsoorten en ecosystemen te laten voortbestaan.

Elk EHS-gebied heeft een zogenoemd natuurdoel. Een natuurdoel beschrijft een bepaalde natuurkwaliteit en wordt gebruikt als een toetsbare doelstelling voor een natuurgebied. De provincies wijzen de natuurdoelen aan. De EHS is nog steeds in ontwikkeling en zal pas afgerond zijn als de natuurdoelen zijn gehaald en de natuurgebieden een samenhangend geheel vormen. Dit is naar verwachting rond 2018.

In het landelijke natuurbeleid vormen de natuurdoeltypen de basis voor de kwantitatieve sturing (Reijnen *et al.*, 2003). Een Natuurdoeltype is een in het natuurbeleid nagestreefd type ecosysteem dat een bepaalde biodiversiteit en een bepaalde mate van natuurlijkheid als kwaliteitskenmerken heeft. De kwantitatieve doelen zijn in termen van 27 natuurdoelen vastgelegd in het Structuurschema Groene Ruimte 2. De natuurdoelen zijn verdeeld over drie beleidsporen: Grootschalige natuur (natuurdoeltypen van hoofdgroepen 1 en 2), Bijzondere natuur (natuurdoeltypen van hoofdgroep 3 waarvan het huidige oppervlak veel te klein is voor het behoud van de bijbehorende doelsoorten) en multifunctionele natuur (algemene natuurdoeltypen van hoofdgroep 3 en multifunctionele afgeleide typen). De Waddenzee valt onder het natuurtype "Marine Systemen" en heeft als Natuurdoeltypen (Ten Brink *et al.* 2002):

- Nagenoeg-natuurlijk zout getijdenlandschap
- Brak getijdenwater
- Brak stilstaand water
- Kwelder, slufte en groen strand
- Strand en stuivend duin

Hieronder volgen de bijbehorende doelstellingen (Bal *et al.*, 2001):

Natuurdoeltype 'Nagenoeg-natuurlijk zout getijdenlandschap' (1.5)

Bij een goede mate van doelbereiking zou 30% van de doelsoorten van dit type (35 soorten) aanwezig moeten zijn.

Minimumareaal circa 15 hectare voor het gemiddelde aantal voortplantende fauna-doelsoorten en circa 5000 hectare waarvan een substantieel deel uit subtype a (nagenoeg-natuurlijke kwelder van het zout getijdenlandschap) bestaat voor 75% van het potentiële aantal voortplantende fauna-doelsoorten.

Natuurdoeltype 'Brak getijdenwater' (3.12)

Bij een goede mate van doelbereiking zou 15% van de doelsoorten van dit type (5 soorten) aanwezig moeten zijn.

Minimumareaal circa 0,25 hectare voor het gemiddelde aantal voortplantende fauna-doelsoorten en circa 0,5 hectare voor 75% van het potentiële aantal voortplantende fauna-doelsoorten.

Natuurdoeltype 'Brak stilstaand water' (3.13)

Bij een goede mate van doelbereiking zou 20% van de doelsoorten van dit type (5 soorten) aanwezig moeten zijn.

Minimumareaal circa 0,25 hectare voor het gemiddelde aantal voortplantende fauna-doelsoorten en circa 0,5 hectare voor 75% van het potentiële aantal voortplantende fauna-doelsoorten.

Natuurdoeltype 'Kwelder, slufte en groen strand' (3.40)

Bij een goede mate van doelbereiking zou 30% van de doelsoorten van dit type (29 soorten) aanwezig moeten zijn.

Minimumareaal circa 5 hectare voor het gemiddelde aantal voortplantende fauna-doelsoorten en circa 30 hectare voor 75% van het potentiële aantal voortplantende fauna-doelsoorten.

Natuurdoeltype 'Strand en stuivend duin' (3.48)

Bij een goede mate van doelbereiking zou 25% van de doelsoorten van dit type (13 soorten) aanwezig moeten zijn.

Minimumareaal circa 5 hectare voor het gemiddelde aantal voortplantende fauna-doelsoorten en circa 500 hectare voor 75% van het potentiële aantal voortplantende fauna-doelsoorten.

Programma 'Nat natuurlijk'

Het programma 'Nat natuurlijk' gaat in op het natuurbeleid van waterrijke gebieden en watergebieden, waaronder de Waddenzee. De hoofddoelstelling van het programma is dat in 2020 de voor Nederland karakteristieke natte natuur in oppervlakte en kwaliteit versterkt is en duurzaam gebruik gewaarborgd. Daarbij zijn de volgende twee doelen en bijbehorende taakstellingen aangewezen (alleen voor de Waddenzee relevante taakstellingen worden hier genoemd):

1. Versterken van natte natuur, in combinatie met maatregelen die de veerkracht van watersystemen vergroten ('meegroeien met water') en versterken van de identiteit van Nederland als waterland.
 - a. In 2005 zijn kwaliteitsdoelen voor de natte delen van de EHS geformuleerd en zijn uiterlijk in 2018 de inrichting en het beheer hierop gericht.
 - b. In 2020 is het functioneren van de EHS en de natte identiteit van Nederland versterkt.
 - c. In 2010 is de oppervlakte en kwaliteit van natte natuur in en langs grote rivieren en grote (binnen) wateren aanzienlijk vergroot en is duurzaam medegebruik gewaarborgd.
 - d. In 2010 is het estuarien karakter en de natuurlijke dynamiek van de Delta, Kust en Waddenzee aanzienlijk versterkt. Overgangen van zoet naar zout en nat naar droog zijn hersteld. Er is meer ruimte voor natuurlijke processen waardoor de veerkracht wordt vergroot, in samenhang met het versterken van de veiligheid.
2. Bevorderen van de duurzaamheid van het gebruik van zee, kust en Grote Wateren.
 - a. In 2010 is in internationaal verband het unieke karakter van de Waddenzee veiliggesteld en is – waar nodig – het gebruik in evenwicht gebracht met het ecologisch functioneren.
 - Internationale afspraken die zijn gemaakt worden geïmplementeerd (onder andere in PKBWaddenzee en Beheersplan Waddenzee). Rijk, provincies en gemeenten werken hier nauw samen.
 - Om te komen tot een verdieping en verbreding van de samenwerking worden mogelijkheden voor een internationaal park onderzocht. Naar verwachting zal de Waddenzee in 2009 tot het Werelderfgoed behoren.
 - In 2003 is het Beleidsbesluit schelpdiervisserij opnieuw geëvalueerd, in het bijzonder op het punt van het duurzaam kunnen laten samengaan van kokkelvisserij en natuur. In 2005 is besloten de beroepsmatige mechanische kokkelvisserij op de Waddenzee te beëindigen.
 - Het unieke karakter van het Waddengebied als wetland dient behouden te blijven.
Essentieel hiervoor is dat geen bodemdaling als gevolg van gasboringen optreedt, die dat karakter blijvend aantast. Bij twijfel vinden geen gasboringen plaats.

De kwantitatieve taakstelling voor de Noordzee en Grote Wateren is een omvang van 6.300.000 ha met EHS-status, waarvan de Waddenzee (incl. Dollard) 255.350 ha bedraagt.

Natuurbeschermingswet '98

De Natuurbeschermingswet 1998 (Nbw'98) maakt het mogelijk om natuurmonumenten te beschermen door deze aan te wijzen als 'beschermde natuurmonument'. De Waddenzee omvat 6 beschermde natuurmonumenten, namelijk Dollard, Schorren van de Eendracht en Vlake van Kerken, Neerlands Reid, Kwelders langs de noordkust van Groningen, Kwelders langs de noordkust van Friesland en Noord-Friesland Buitendijks. Verder omvat de Waddenzee 5 Staatsnatuurmonumenten: Boschplaat, Dollard, Waddenzee I, Noord-Friesland Buitendijks en Waddenzee II. In gebieden die zijn aangewezen als natuurmonument zijn bepaalde activiteiten verboden, tenzij een ontheffing is verleend: het plaatsen van gebouwen of installaties; bodemroerende werkzaamheden; alles wat de rust verstoort; verontreiniging van bodem of water; alles wat schade toebrengt aan het gebied; in sommige gebieden: recreatie.

Deze gebieden vallen ook onder Natura 2000. Indien tegenstrijdig, gaan de Natura 2000-doelen gaan vóór de doelen van de natuurmonumenten om de Europeesrechtelijke verplichtingen na te komen (Min. LNV, 2007).

Door een wijziging van de Wet in 2005 is de Nbw'98 in overeenstemming gebracht met de Habitatrichtlijn en de Vogelrichtlijn (VHR) en is de gebiedsbescherming die voortvloeit uit de Habitatrichtlijn en de Vogelrichtlijn verankert in nationale wetgeving. De Nbw'98 vormt het toetsingskader voor gebieden die binnen het bereik van de richtlijnen vallen.

Met de aanwijzing van een gebied onder de VHR worden ook de instandhoudingsdoelstelling¹⁹ voor het gebied vastgesteld. Dit gaat om doelstellingen ten aanzien van het behoud, het herstel en de ontwikkeling van het natuurschoon of de natuurwetenschappelijke betekenis van het gebied, in ieder geval voorzover vereist volgens de VHR.

¹⁹ Onder het begrip "instandhouding" wordt een geheel van maatregelen verstaan die nodig zijn voor het behoud of herstel van natuurlijke habitats en populaties van wilde dier- en plantensoorten in een gunstige staat van instandhouding (Min.LNV, 2007: Ontwerpbesluit Waddenzee).

De Nbw'98 kent voor de VHR/Natura 2000-gebieden een vergunningstelsel en beheerplannen. Het is verboden zonder vergunning activiteiten uit te voeren die de natuurlijke kenmerken van het desbetreffende gebied kunnen aantasten. Activiteiten en projecten mogen (in principe) alleen plaats vinden indien er geen significante schade aan de beschermde natuurwaarden wordt gedaan. De verwachte effecten van het gebruik wordt door middel van de habitattoets vooraf beoordeeld. In het beheerplan van een beschermd gebied worden de (bestaande) activiteiten beschreven die niet in strijd zijn met de instandhoudingsdoelstellingen en waarvoor geen vergunning op basis van de Nbw'98 nodig is.

Flora- & faunawet

Beschrijving uit Natuurcompendium (<http://www.mnp.nl/mnc/i-nl-1324-02-archief.html>):

Op 1 april 2002 is de Flora- en faunawet in werking getreden. Volgens deze wet is een groot aantal inheemse dieren en planten beschermd. De Flora- en faunawet verbiedt om dieren te doden of hun rust- of verblijfplaats te verstoren. Ook legt de wet de zorgplicht van de burger voor de flora en fauna vast. Er zijn vrijstellingsbepalingen, onder andere in verband met de jacht en de schadebestrijding. Afwijkingen van de verbodsbepalingen zijn mogelijk indien geen afbreuk wordt gedaan aan de gunstige staat van instandhouding van de soort. Voor de soorten van de Habitatrichtlijn en voor vogels gelden aanvullende bepalingen.

In deze wet zijn de voormalige Jacht- en Vogelwet opgenomen en ook de soortbeschermings-paragrafen uit de Natuurbeschermingswet. Tevens is daarin een deel van de verplichtingen op grond van de Europese Vogel- en Habitatrichtlijn opgenomen, evenals het CITES-verdrag.

Waterbeheer in de 21ste eeuw

In 2001 is de overeenkomst Waterbeleid 21e eeuw van start gegaan. Dit heeft geleid tot het Nationaal Bestuursakkoord Water (NBW), dat in 2003 van kracht is gegaan. Het NBW heeft tot doel om in 2015 het watersysteem op orde te hebben en daarna op orde te houden anticiperend op veranderende omstandigheden, zoals onder andere de verwachte klimaatverandering, zeespiegelstijging, bodemdaling en toename van verhard oppervlak. Het NBW bevat taakstellende afspraken ten aanzien van veiligheid en wateroverlast en procesafspraken ten aanzien van watertekorten, verdroging, verzilting, water(bodem)kwaliteit, sanering waterbodems en ecologie. Dit beleid gaat met name over waterkwantiteitsaspecten. Er zijn geen specifieke doelstellingen voor de Waddenzee opgenomen.

Agenda Vitaal Platteland en MJP

In het Meerjarenprogramma Vitaal Platteland (MJP) wordt een belangrijk deel van het natuurbeleid voor de grote wateren gerealiseerd in combinatie met de realisatie van het waterbeleid (Min. LNV, 2006). Voor het versterken van het estuariën karakter van de delta, de kust en de Waddenzee in 2015, wordt een beleidsnotitie 'Prioriteiten voor duurzame zoet-zoutovergangen' vastgesteld. De beleidsnotitie heeft tot doel nationaal prioriteiten te stellen voor het herstel van zoet-zoutovergangen, mede vanuit de verplichtingen van de Kaderrichtlijn Water en de Vogel- en Habitatrichtlijn, om voor ieder stroomgebied een goed functionerende zoet-zoutgradiënt te realiseren.

Inzet in deze beleidsnotitie is:

- Behoud en versterking van bestaande en nog natuurlijke estuaria: Eems-Dollard en Westerschelde;
- Herstel van natuurlijke processen in de Zuidwestelijke Delta, Lauwersmeer en langs de Friese kust;
- Aanleg van één of meer vispassages in de Afsluitdijk, teneinde de mogelijkheden voor vismigratie naar het IJsselmeergebied en het achterland te herstellen.

Voor wat betreft recreatie wordt ingezet op behoud van de omvang, de kwaliteit en de diversiteit van verblijfsrecreatieve voorzieningen.

Referenties:

Raad voor de Wadden. 2007. Natuurgrenzen voor dagelijks gebruik. Advies 2007/03

Raad voor de Wadden (2004): Natuur- en landschapsgrenzen, monitoring, kennisaudit en Waddenacademie. Advies aan de Minister van VROM. Advies 2004/06.

Raad voor de Wadden (2006): PKB Waddenzee beleidsdocument in blessuretijd. Advies aan de Minister van VROM. Advies 2006/01.

Adviesgroep voor het Waddenbeleid (AGW) (2004): Ruimte voor de Wadden. Commissie Meier.

Swart en Van der Windt (2007): Essay over natuurgrenzen Bijlage 2 bij Raad voor de Wadden Advies 2007/03 Afdeling Wetenschap en Samenleving. Rijksuniversiteit Groningen.

Swart (2007): Natuurbeheer Waddenzee ???

Verklaring van Schiermonnikoog, Verklaring van de Tiende Trilaterale Regeringsconferentie over de bescherming van de Waddenzee. Schiermonnikoog, 3 november 2005.

Ministerie LNV (2006): Natura 2000 doelen document. Juni 2006, versie 1.1.

Ministerie LNV (2006): Meerjarenprogramma Vitaal Platteland (MJP).

International maritime organization (2002): Identification and protection of special areas and particularly sensitive sea areas. Designation of the Wadden Sea as a particularly Sensitive Sea Area. Submitted by Denmark, Germany and the Netherlands. Version 21.06.02.

VROM, LNV, VenW & EZ (2007): Ontwikkeling van de wadden voor natuur en mens. Deel 4 van de planologische kernbeslissing Derde Nota Waddenzee, tekst na parlementaire instemming. Januari 2007.

Ministerie LNV (2007): Ontwerpbesluit Waddenzee

Reijnen M.J.S.M., A. van Hinsberg, R. Pouwels, S. van Tol, J. Dirksen & E.A. van der Grift (2003): Evaluatie doelrealisatie EHS met de graadmeter Natuurwaarde. Voortgangsrapportage 2003. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu. Wageningen/Bilthoven, 2003.

Ten Brink B.J.E., A. van Hinsberg, M. de Heer, D.C.J. van der Hoek, B. de Knecht, O.M. Knol, W. Ligtvoet, R. Rosenboom, M.J.S.M. Reijnen (2002): Technisch ontwerp Natuurwaarde 1.0 en toepassing in Natuurverkenning 2. RIVM Rapport 408657007/2002.

Common Wadden Sea Secretariat (1998): Verklaring van Stade, Ministeriële Verklaring van de Achtste Trilaterale Regeringsconferentie over de Bescherming van de Waddenzee. Stade, 22 oktober 1997.

European Commission (2006): A proposal for a Directive of the European Parliament and of the council on environmental quality standards in the field of water policy and amending Directive 2000/60/EC. Annex I.

Stuurgroep Water 2000+ / RBO Rijn-Noord (2006): Zomernota 2006 Noord-Nederland. Stand van zaken implementatie Europese Kaderrichtlijn Water in de gebieden Nedereems, Rijn-Noord en Eems-Dollard.

Bal D., H.M. Beije, M. Fellingner, R. Haveman, A.J.F.M. van Opstal & F.J. van Zadelhoff (2001): Handboek natuurdoeltypen in Nederland. Tweede druk. Expertisecentrum LNV, Wageningen. 2001/020.

Appendix 1 Environmental Quality Standards van de KRW

European Commission (2006).

ANNEX I: ENVIRONMENTAL QUALITY STANDARDS FOR PRIORITY SUBSTANCES AND CERTAIN OTHER POLLUTANTS

PART A: Environmental Quality Standards (EQS) for Priority Substances in surface water

AA: annual average;

MAC: maximum allowable concentration.

Unit: [µg/l].

(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)
Nº	Name of substance	CAS number	AA-EQS ²¹ Inland surface waters	AA-EQS ²¹ Other surface waters	MAC-EQS ²² Inland surface waters	MAC-EQS ²² Other surface waters
(1)	Alachlor	15972-60-8	0.3	0.3	0.7	0.7
(2)	Anthracene	120-12-7	0.1	0.1	0.4	0.4
(3)	Atrazine	1912-24-9	0.6	0.6	2.0	2.0
(4)	Benzene	71-43-2	10	8	50	50
(5)	Pentabromodiphenylether ²³	32534-81-9	0.0005	0.0002	<i>not applicable</i>	<i>not applicable</i>
(6)	Cadmium and its compounds <i>(depending on water hardness classes²⁴)</i>	7440-43-9	≤ 0.08 (Class 1) 0.08 (Class 2) 0.09 (Class 3) 0.15 (Class 4) 0.25 (Class 5)	0.2	≤ 0.45 (Class 1) 0.45 (Class 2) 0.6 (Class 3) 0.9 (Class 4) 1.5 (Class 5)	
(7)	C10-13 Chloroalkanes	85535-84-8	0.4	0.4	1.4	1.4
(8)	Chlorfenvinphos	470-90-6	0.1	0.1	0.3	0.3

²¹ This parameter is the Environmental Quality Standard expressed as an annual average value (EQS-AA).

²² This parameter is the Environmental Quality Standard expressed as a maximum allowable concentration (EQS-MAC). Where the MAC-EQS are marked as "not applicable", the AA-EQS values are also protective against short-term pollution peaks since they are significantly lower than the values derived on the basis of acute toxicity.

²³ For the group of priority substances covered by brominated diphenylethers (No. 5) listed in Decision 2455/2001/EC, an EQS is established only for pentabromodiphenylether.

²⁴ For Cadmium and its compounds (No. 6) the EQS values vary dependent upon the hardness of the water as specified in five class categories (Class 1: <40 mg CaCO₃/l, Class 2: 40 to <50 mg CaCO₃/l, Class 3: 50 to <100 mg CaCO₃/l, Class 4: 100 to <200 mg CaCO₃/l and Class 5: ≥200 mg CaCO₃/l).

(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)
N°	Name of substance	CAS number	AA-EQS ²¹ Inland surface waters	AA-EQS ²¹ Other surface waters	MAC-EQS ²² Inland surface waters	MAC-EQS ²² Other surface waters
(9)	Chlorpyrifos	2921-88-2	0.03	0.03	0.1	0.1
(10)	1,2-Dichloroethane	107-06-2	10	10	<i>not applicable</i>	<i>not applicable</i>
(11)	Dichloromethane	75-09-2	20	20	<i>not applicable</i>	<i>not applicable</i>
(12)	Di(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP)	117-81-7	1.3	1.3	<i>not applicable</i>	<i>not applicable</i>
(13)	Diuron	330-54-1	0.2	0.2	1.8	1.8
(14)	Endosulfan	115-29-7	0.005	0.0005	0.01	0.004
(15)	Fluoranthene	206-44-0	0.1	0.1	1	1
(16)	Hexachlorobenzene	118-74-1	0.01	0.01	0.05	0.05
(17)	Hexachlorobutadiene	87-68-3	0.1	0.1	0.6	0.6
(18)	Hexachlorocyclohexane	608-73-1	0.02	0.002	0.04	0.02
(19)	Isoproturon	34123-59-6	0.3	0.3	1.0	1.0
(20)	Lead and its compounds	7439-92-1	7.2	7.2	<i>not applicable</i>	<i>not applicable</i>
(21)	Mercury and its compounds	7439-97-6	0.05	0.05	0.07	0.07
(22)	Naphthalene	91-20-3	2.4	1.2	<i>not applicable</i>	<i>not applicable</i>
(23)	Nickel and its compounds	7440-02-0	20	20	<i>not applicable</i>	<i>not applicable</i>
(24)	Nonylphenol	25154-52-3	0.3	0.3	2.0	2.0
(25)	Octylphenol	1806-26-4	0.1	0.01	<i>not applicable</i>	<i>not applicable</i>

(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)
N°	Name of substance	CAS number	AA-EQS ²¹ Inland surface waters	AA-EQS ²¹ Other surface waters	MAC-EQS ²² Inland surface waters	MAC-EQS ²² Other surface waters
(26)	Pentachlorobenzene	608-93-5	0.007	0.0007	<i>not applicable</i>	<i>not applicable</i>
(27)	Pentachlorophenol	87-86-5	0.4	0.4	1	1
(28)	Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) ²⁵	<i>not applicable</i>	<i>not applicable</i>	<i>not applicable</i>	<i>not applicable</i>	<i>not applicable</i>
	Benzo(a)pyrene	50-32-8	0.05	0.05	0.1	0.1
	Benzo(b)fluoranthene	205-99-2	$\Sigma=0.03$	$\Sigma=0.03$	<i>not applicable</i>	<i>not applicable</i>
	Benzo(k)fluoranthene	207-08-9				
	Benzo(g,h,i)perylene	191-24-2	$\Sigma=0.002$	$\Sigma=0.002$	<i>not applicable</i>	<i>not applicable</i>
	Indeno(1,2,3-cd)pyrene	193-39-5				
(29)	Simazine	122-34-9	1	1	4	4
(30)	Tributyltin compounds	688-73-3	0.0002	0.0002	0.0015	0.0015
(31)	Trichlorobenzenes (all isomers)	12002-48-1	0.4	0.4	<i>not applicable</i>	<i>not applicable</i>
(32)	Trichloromethane	67-66-3	2.5	2.5	<i>not applicable</i>	<i>not applicable</i>
(33)	Trifluralin	1582-09-8	0.03	0.03	<i>not applicable</i>	<i>not applicable</i>

Bijlage III

Verslag overleg Natuurgrenzen - Natuurwetenschappers

Aanwezig: Norbert Dankers (Imares), Katja Philippart (NIOZ), Bruno Ens (SOVON), Martin Baptist (Imares), Henk Folmer (vz), Roel de Jong, Lisa Gordeau

Datum: 11 mei 2007, 13-15u

In het gesprek zijn 2 onderwerpen met name aan de orde geweest:

1. Haalbaarheid ecologische natuurgrenzen vs. maatschappelijke grenzen
2. Modelbeschrijving

1. Haalbaarheid ecologische grenzen

De ecologische onder- en bovengrenzen van het Waddenzeesysteem zijn wetenschappelijk te bepalen. Hierbij wordt dan uitgegaan van de huidige omstandigheden (randvoorwaarden) en optimale condities (geen verstoring). Dit is uit te drukken in aantallen vogels, zeehonden, mosselbanken etc. De ondergrens, als zijnde een ecologisch breekpunt, wordt hierbij voorgesteld als het aantal individuen van een soort dat minimaal aanwezig dient te zijn om genetisch gezien weer tot een gezonde populatie te kunnen leiden. Deze grenzen zijn echter moeilijk te relateren aan de invloed van een activiteit op deze aantallen, aangezien dan de onderlinge relaties een rol gaan spelen. (zie ook Wadmap)

Ingebracht en (vervolgens) beaamd door de deskundigen: De natuurgrens, zoals voorgesteld door de Cie meijer is geen ecologische grens, maar een gebruikersgrens die tussen de ecologische onder- en bovengrenzen in ligt en maatschappelijk bepaald wordt. Ook de juridische natuurgrens, besloten in de instandhoudingsdoelstelling (ISD) ligt tussen deze ecologische onder- en bovengrenzen in.

De vraag is of en zo ja hoeveel we momenteel onder het ecologische maximum zitten. Het antwoord op de vraag over hoeveel we er nog onder willen gaan zitten of juist omhoog willen, is feitelijk de invulling van de uiteindelijke maatschappelijke natuurgrens of gebruikersgrens.

Het is belangrijk te beseffen dat met het aangegeven van een grens ook de ruimte gedefinieerd wordt die nog beschikbaar is om activiteiten te ontplooiën. De 'gebruikersgrens' moet op veilige afstand zitten van de ecologische grens om de geboden ruimte ertussen op een veilige manier te kunnen laten exploiteren. Hierbij is de bandbreedte van de natuurlijke variatie rondom de ecologische grens van belang.

2. Modelbeschrijving

Het model is te sterk vanuit een abiotische invalshoek ontworpen. De juistheid en voorspelbaarheid is het grootst in de buitenste cirkels. De onderlinge relaties (die niet enkel van buiten naar binnen gericht zijn) gaan in het biotische deel een grotere rol spelen, waardoor de ecologische voorspelbaarheid naar binnen toe afneemt. (zie ook Wadmap)

Het is wetenschappelijk gezien mogelijk (verdedigbaar/te onderbouwen) effecten van activiteiten te reduceren tot en te volgen met slechts volgparameters (systeemreductie).

Aanbevelingen

- Wellicht valt iets te leren van de manier waarop het Duitse en Deense wad wordt beheerd, wat werkt en wat niet.
- Voor een succesvolle monitoring dienen *meerdere* ongestoorde refentiegebieden voorhanden te zijn.
- Bij de lijst met toekomstige, verwachte economische ontwikkelingen in het Waddengebied, dienen voor de volledigheid ook de huidige, bekende ontwikkelingen meegenomen te worden.

- Omschrijf onduidelijke begrippen als instandhouding, significant, etc.
- Bij exoten moet allereerst ingezet worden op preventie. Bij aanwezigheid niet inzetten op bestrijding maar acceptatie. De ecologische grenzen van exoten kunnen ook bepaald worden.

BIJLAGE IV

Essays t.b.v specialistenworkshop 1 nov. 2004

Wat doet waterkwaliteit met de “natuurgrenzen”?

Joop Bakker, een persoonlijke visie.

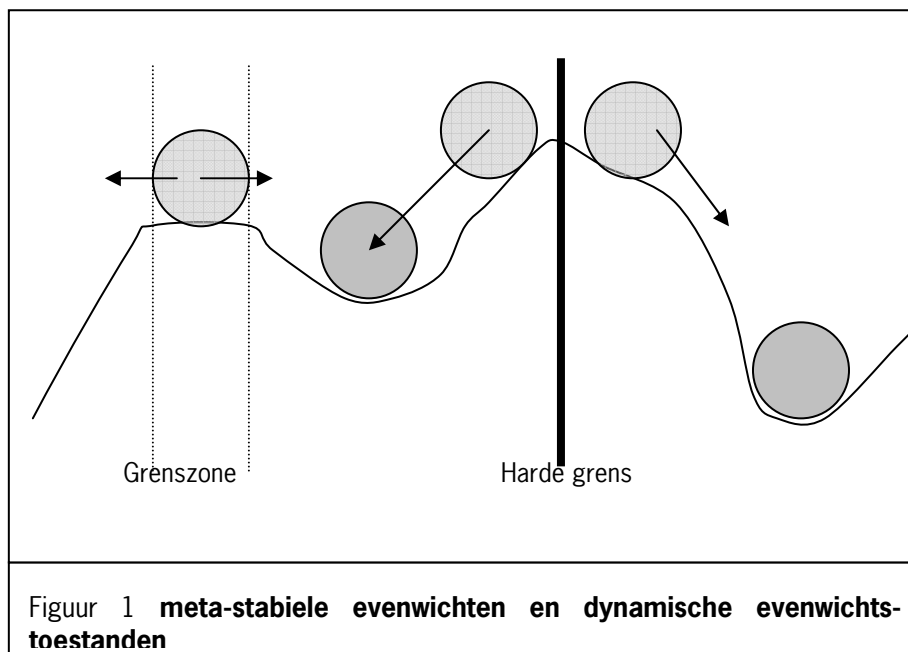
Lange tijdseries blijken van cruciaal belang bij de evaluatie van fenomenen. Dit geldt voor monitoring reeksen van milieuparameters, zoals weer is gebleken op het laatste Waddenzee Symposium. Ze zijn als het ware de “meet-ervaring” waarover we kunnen beschikken bij de evaluatie van de toestand van de Waddenzee. Een ervaring die de evaluator helpt bij het opstellen van de beoordeling en het verbreden van inzicht, op basis waarvan ik de lezer een persoonlijke visie over waterkwaliteit en natuurgrenzen zou willen voorleggen.

Om de gedachten te ordenen heb ik voor mezelf de volgende beleidsvragen gesteld:

- Wat is de relatie van natuurgrenzen in waterkwaliteit met draagkracht en veerkracht
- Welke effecten (bewijzen) duiden op waterkwaliteitsnatuurgrenzen voor de Waddenzee?
- Welke grenzen aan menselijk gebruik worden hiermee gekwantificeerd
- Met welke concrete aanpak en termijn kunnen die natuurgrenzen en die van menselijk gebruik bepaald zijn.
- Is m.a.w. de systematiek van natuurgrenzen (Adviesgroep Waddenzee beleid) een praktisch uitvoerbaar concept?

In de voorbereidende discussie van Wiersinga, de Vlas en Littel passeren een aantal uitgangspunten van de Adviesgroep Waddenzee Beleid de revue in een eerste analyse.

- De Waddenzee als een gesloten en stabiel ecosystem is stellig onjuist. De Waddenzee is een open en dynamisch ecosysteem dat sediment, stoffen en biota importeert en exporteert. Mate en richting zijn zelfs seizoen afhankelijk en dit geldt eveneens voor de waterkwaliteit in de Waddenzee.
- Waddenzee is stabiel rond een dynamische evenwichtstoestand. Dit zou in relatieve zin te verdedigen zijn, ware het niet dat er vele dynamische evenwichtstoestanden mogelijk zijn en dat de tijdschaal een belangrijke rol speelt. Uiteindelijk is de Waddenzee mee geëvolueerd met de stijgende zeespiegel. De vraag is welke factoren het systeem doen omklappen naar een andere meta-stabiele toestand en hoe erg is dat als er veel van zijn en ze dicht bij elkaar liggen. In welke interne én externe factoren zit de veerkracht van de Waddenzee: de sterke feed-back mechanismen naar dezelfde dynamische steady-state, de grote hoeveelheid, dicht bij elkaar liggende dynamische steady-states. De eerste redenering maakt geleidelijke groei onmogelijk en resulteert in een ramp-gestuurde overgang naar een volgende toestand. De tweede redenering suggereert subtielere overgangen zonder al te veel dramatische gevolgen. Of zouden de hogere trofisch niveaus het eerste model en de lagere het tweede model volgen vanwege het verschil in tijdschalen van hun reproductie cyclus.
Waterkwaliteit, nutriënten en schadelijke stoffen, beïnvloedt beide modellen. De stoffen (nutriënten, herbiciden e.d.) die primaire productie beïnvloeden werken in op korte tijdschaal gebonden, lagere trofische niveaus. De meer persistente stoffen (pesticiden, PCBs e.d) zijn met name op de hogere trofische niveaus met een langere effect-tijdschaal werkzaam.
- Kan gesproken worden over “grenzen”?
Grenzen duidt op harde scheidslijnen. Die grenzen bestaan wel in sommige situaties als harde grenzen, maar de positie is onderhevig aan de dynamiek van het systeem en de invloeden daarop. De harde omklap-grens of het einde van een grenszone komt ook dichterbij, indien het continu gebruik het dynamisch evenwicht al in de richting van de grens heeft verplaatst (Zie figuur 1). De betrokken feed-back mechanismen moeten tot het uiterste gaan om de dynamische evenwichts- (harde grens) of overgangs- (grenszone) toestand te behouden. Een dosis-respons relatie tussen stoffen en een daaruit voortkomend toxisch effect is in zeldzame gevallen lineair (bv. bij narcose). Het effect traject van narcose varieert echter van sublethale gedragsverandering tot het lethale uit de lucht vallen. Een vogelpopulatie met verminderd broedsucces ten gevolge van stoffen kan



jaren (~leeftijd individuen) onveranderd lijken te zijn, tot de vergrijzing de populatie in een kort aantal jaren decimeert. De grenzen zullen derhalve eerder in de regulerende processen dan in de té statische toestandvariabelen zichtbaar zijn. Tevens komen de tijdschalen van de regulerende processen van alle trofische niveaus het dichtst bij elkaar.

- Zijn natuurgrenzen nieuw?

Natuurgrenzen zijn niet nieuw, maar vrijwel steeds waren ze gericht op statische “bench marks”. Gezonde interne en externe regulerende processen zijn belangrijker dan het bereiken van een toestandswaarde. Een populatie zeehonden met gezonde voortplanting heeft blijk gegeven (natuurlijke) epidemieën glansrijk te overwinnen.

Grenzen stellen aan de totale, per activiteit gewogen belasting (total weight of burden) of een risicogrens op basis van gewogen bewijslast van ongewenste (neven)effecten of signalen (weight of evidence) op regulerende processen komen nog het best in aanmerking. Natuurgrenzen opnemen in een “weight of evidence” of TRIADE systeem (Chapman, 1997) zou een benadering kunnen zijn. (TRIADE is de set aan gegevens omtrent waterkwaliteit middels effecten op populaties / habitats, chemische parameters, bioassays).

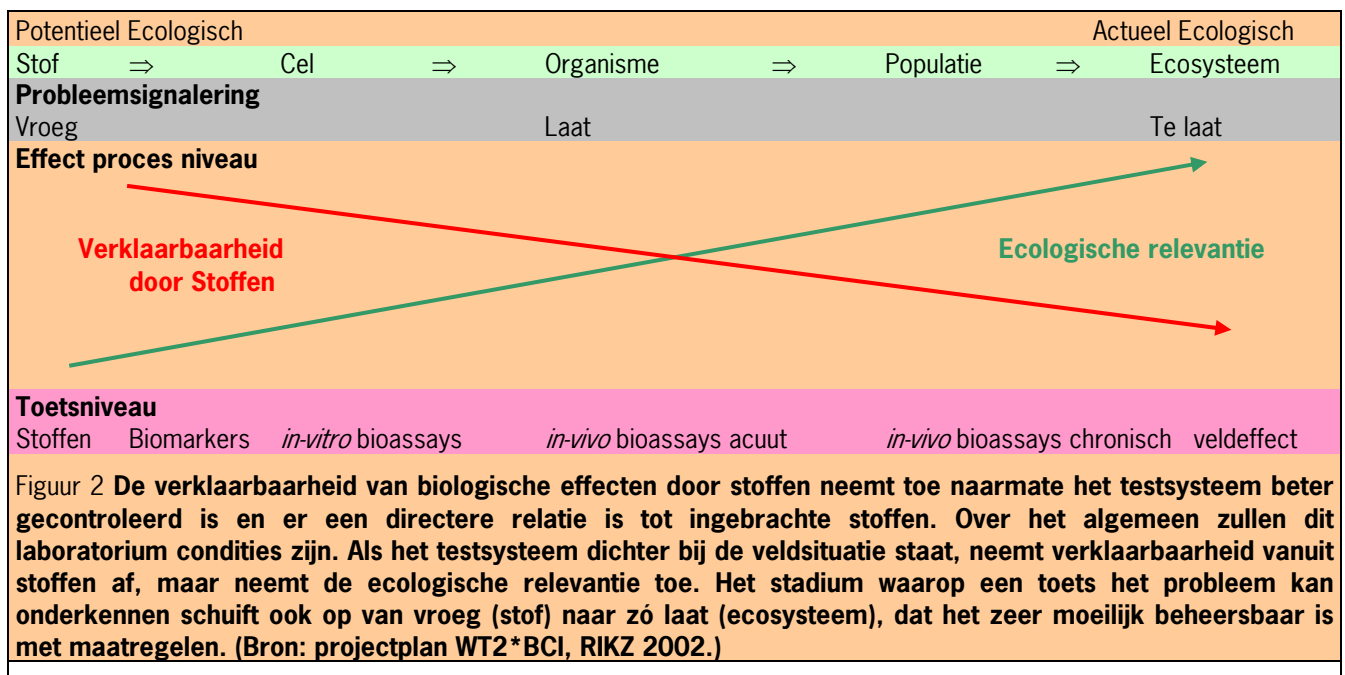
Natuurgrens in de zin van AGW raakt derhalve eerder aan een “Weight of Evidence” grensmaat. De Weight of Evidence voegt meerdere relevante parameters (met name proces parameters, zoals bv. voortplantingssucces bij zeehonden ipv. populatieomvang) toe aan TRIADE.

- Verschillende grenzen voor waterkwaliteit

De zeer diverse activiteiten die de waterkwaliteit beïnvloeden zijn elk apart begrensd. De belangrijkste wetten voor de Waddenzee zijn de Wet Verontreiniging Oppervlaktewater (WVO), W.Verontreiniging Zeewater (WVZ) en W.Bodem Bescherming (WBB). In de kern zijn de grenzen nog steeds stofgericht. Er zijn normen voor emissies van stoffen, concentraties van stoffen in het milieu (water, sediment, lucht) en ten behoeve van menselijke consumptie. De grenzen per stof zijn gebaseerd op empirische testen gerelateerd aan dosis/respons testen met laboratorium proefdieren. Met diverse veiligheids- en conversiefactoren van proefdier naar water en sediment gelden voor het Nederlandse waterkwaliteitsbeheer de MTR en VR waarden. Aan de bronnen (waartoe in dit geval ook baggerspecie wordt gerekend) worden hogere normen toegepast (zoals bv. de CTT voor baggerspecie), omdat de wetgever er vanuit gaat dat door de verdunning of afbraak de uiteindelijke concentratie geringer zal zijn.

In deze redenering is echter te weinig rekening gehouden met accumulatie van stoffen (door bv. sedimentatie, in magnificatie in long-ademhalende dieren) en de som van alle bronnen. Elke bron wordt individueel bekeken. Ook hier zal een "weight of evidence" ("weight of impact") benadering een verbetering betekenen van de risico analyse. Nog steeds blijft onduidelijk in hoeverre de stofgerichte natuurgrenzen ook werkelijk de grenzen zijn die de natuur qua effect aankan. Het effect van stoffen kan bijvoorbeeld selectief zijn op één soort of groep: hoe is de natuur veandert door het verdwijnen van de purperslak als meest gevoelige van de mariene slakken voor organotins. Wordt het pas een probleem als de meest ongevoelige soorten, zoals het wadslakje, ook zijn verdwenen? Vanuit de redenering van vele evenwichtstoestanden is een hoge biodiversiteit binnen een vergelijkbare niche van belang voor de veerkracht. Anderszijds betekent dezelfde veerkracht dat er gevoelige en minder gevoelige soorten binnen dezelfde niche zijn. De vraag blijft of menselijke oorzaken van deze veerkracht gebruik mogen maken of dat deze gereserveerd moeten blijven voor natuurlijke rampen (hoewel de mens ook wel een zo wordt beschouwd).

- Waar liggen bij natuurgrenzen voor waterkwaliteit de addertjes onder het gras?
 Vrijwel alle normen voor waterkwaliteit zijn in het beste geval een afgeleide van "No Observed Effect Levels/Concentration" (NOEL's/NOEC's) in het voedsel van proefdieren. In de beste experimenten zijn zelfs meerdere generaties proefdieren bestudeerd. Dit lijkt goed, maar verbergt meerdere zwaktes die pas in de werkelijke veldsituatie tot uiting komt. Een aantal belangrijke noem ik hier.
 - 1) In het Wadden milieu komen veel complexere mengsels van stoffen voor dan ooit kan worden getest. Voor dit, niet exact te kwantificeren effect, wordt in de NW4 de veiligheidsfactor 100 gehanteerd (verschil tussen MTR en VR).
 - 2) De effecten van de "bekende" stoffen zijn in de loop van jarenlang waterkwaliteitsbeleid en –beheer verschoven van "acuut effect" naar "chronisch effect", waarbij de laatste met name in de vorm van verstoring van de hormonale regulering van groei, voortplanting en immuniteit (regulerende processen).
 - 3) Behalve de "bekende" zijn er zeer veel "onbekende" in opkomst zijnde stoffen in het milieu gekomen. Vele stoffen die het toelatingsbeleid zijn doorgelopen, en bijvoorbeeld afgebroken hadden moeten zijn, dringen toch tot in het Waddenzee en ook Noordzee milieu door. Voor deze stoffen bestaat dikwijls nog geen beleid of wordt ad-hoc beleid opgesteld. Recente voorbeelden zijn gebromeerde vlamvertragers, geperfluoreerde oppervlakte actieve stoffen, weekmakers. De vlamvertrager BDE209 (in de zg. Decamix, gebruikt in plastics voor behuizingen van TVs, PCs, auto's) had volgens de labtesten niet mogen voorkomen in biota omdat het de celmembraan niet kan passeren. Het wordt momenteel aangetoond in zoogdieren en vogels. De stoffen worden verdacht van het ontregelen van de schildklier functie.
- Natuurgrenzen, Environmental Quality Objectives, Grenzen aan menselijk gebruik
 De klassieke, op stoffen gerichte waterkwaliteitsbeoordeling vertoont steeds meer lekken. Sinds een jaar of 10 probeert onderzoek en aangekondigd nieuw beleid (NW4, Motie Augusteijn) deze lekken te dichten met de introductie van op effecten gerichte beoordeling. De hulpmiddelen hiervoor zijn autochtone of allochtone test-organismen of levende bacterie of dierlijke cellen.
 De zogenaamde "eindpunten", de te meten effect, zijn acute toxiciteit (dood van het testorganisme), gedragsverandering (niet meer ingraven in sediment), invloed op de fysiologie (veranderingen in DNA, activeren van receptoren), die aangeven dat de toegediende veldmonsters (of extracten daarvan) een biologisch effect hebben en stoffen kunnen bevatten die dit veroorzaken. Verklarende technieken, bekend staand als TIE (Toxiciteit Identificatie Evaluatie) en EDA (Effect Directed Analysis), zijn nu in ontwikkeling om de stoffen te identificeren die betrokken zijn bij de waargenomen oorzaak-effect relatie.
 Met deze nieuwe benadering is een stap gezet die de beoordeling dichterbij de ecologische effecten en derhalve de werkelijke "natuurgrenzen" brengt (Figuur 2), doch tevens de mogelijkheid biedt de werkelijk prioritaire stoffen te benoemen en hierop maatregelen te nemen. Eén van de grootste bottle-necks in waterkwaliteit beoordeling is juist de relatie tussen effecten en stoffen. De relatie tussen de Scholekster populatie en het wegvissen van hun voedsel is in dit opzicht meer zichtbaar en voor de hand liggend waar de maatregelen te nemen. Of hebben juist stoffen een effect op het broedsucces van de Scholekster (vanwege



accumulatie in eieren), waardoor een plotselinge en ogenschijnlijk onverklaarbare afname in de populatieomvang optreedt?

Stofbalans ⇒ Fysiologie ⇒ Overleving ⇒ Voortplanting ⇒
Biodiversiteit **Effect niveau**

Figuur 2 geeft echter ook aan dat het moment van het bereiken van natuurgrenzen op Ecosysteem niveau erg laat, cq. te laat, is. De waterkwaliteit (lees "milieukwaliteit van de Wadden habitat") is zo ver verslechterd dat er al zichtbare effecten in het veld zijn waar te nemen. In termen van Figuur 1 begint de bal dus al te rollen naar een volgende meta-stabiele toestand. Ruimte én tijdschaal zijn omvangrijk omdat de stof overal in het milieu aanwezig is, zie bijvoorbeeld de historie van o.a. de PCB's.

Het is ook mogelijk een "grenszone" te definiëren, waarbij met de "weight of evidence" methode met het optreden van effecten op essentiële processen (reproductie) in de verschillende ecologische organisatienivo's (Zie Figuur2) het naderen van een harde natuurgrens (effect op ecosysteem niveau) kan worden geanticipeerd.

Ondergrenzen en Bovengrenzen, Wat is acceptabel?

Zowel de geschetste Natuurgrenzen (onder- en bovengrenzen) zijn feitelijk toestandsvariabelen. Normen, Streefwaarden en ecotargets voor waterkwaliteit zijn allen afgeleid uit de stofgerichte benadering.

Het formuleren van Streefwaarden, maar ook termen als "Goede staat van instandhouding" (is dit wat vroeger Duurzaamheid was??) komt eigenlijk neer op het kanaliseren van een risico analyse op het verloop van processen. In feite een "weight of evidence" (cq "impact") benadering, waarbij een juiste schatting van het risico op effecten op ecosysteem niveau (de algemeen geaccepteerde "worst case" situatie) het doel is.

Vertaalt naar termen uit Figuur 2 neemt dat risico toe naarmate meer Ecologische organisatieniveaus een signaal beginnen af te geven en tussenliggende processen verstoord kunnen zijn of raken. Het lokaal of wijd verbreid voorkomen kan als weegfactor worden meegewogen.

Toch ligt er ook nog een keuze bij het beleid en de maatschappij. Accepteren wij dat er soorten uitsterven door menselijk toedoen. Vermoedelijk niet. Maar hoe ligt dat als de wereldpopulatie niet bedreigt wordt en er

veel geld door verdient kan worden? Met andere woorden is natuur te compenseren in Denemarken, die in Nederland verloren gaat. Als bewoner van dit land zou ik dat niet acceptabel vinden.

Natuurgrenzen voor Waterkwaliteit: een synthese

Er komen steeds meer nieuwe stoffen in het milieu, die zijn ontworpen om in lage concentraties werkzaam te zijn en die pas op lange termijn moeilijk merkbare effecten veroorzaken (zoals bijvoorbeeld verstoring in hormonaal gereguleerde processen).

Het goede nieuws is dat er ook steeds meer biologische en chemische technieken beschikbaar komen om biologisch actieve stoffen in een vroeg stadium (lokaal, nog lage gehalten, dus kleine tijd- en ruimte schaal) van probleemontwikkeling te herkennen.

Bij waterkwaliteit (water, bodem, biota; ondermeer als voedselbron) kunnen statische natuurwaarden als het voorkomen van (gevoelige) soorten, biodiversiteit, en dynamische als gezonde reproductie betrokken worden.

Natuurgrenzen voor waterkwaliteit zijn eigenlijk conform ingezet beleid: monitoren op een combinatie van stoffen, effecten en bioassays. Beoordelingskader via een TRIADE benadering met waardering van de waargenomen signalen op basis van "weight of evidence". De zenders van de signalen moeten op cruciale proces- en ecologische knooppunten gekozen worden. Bijvoorbeeld als processen bacterien (afbraakprocessen, denitrificatie, introductie persistente stoffen in de voedselketen) op laag trofisch niveau, macro-zoobenthos diversiteit, vogel/zoogdier broedsucces. Regulering van deze processen (o.a. via bioassays) relateren aan stoffen en gehalten daarvan monitoren in statische fasen van deze processen, zoals sediment/bacterien, zoobenthos, organen van dode vogels/zoogdieren, embryo's, eieren.

Persoonlijke conclusies

Met natuurgrenzen voor stoffen zouden we met inzet van huidige technieken al een heel eind kunnen komen. De "hardheid" en "betrouwbaarheid" wordt beter en kan eigenlijk niet zonder het meewegen van meerdere elementen (de "weight of evidence" methode). Met medeneming van empirische signalen uit het veld en analyse van de daarbij betrokken stoffenmengsels, karakterisering van de relatie tussen het effect en de meest betrokken stoffen, volgt de vertaling naar een "stoffen-effect" profiel van deze veldsituatie. Op een gradient van veldeffecten past dan een gradient van dergelijke profielen.

Op lokaties waar de gehalten aan stoffen nog geconcentreerd moeten worden om een effect te krijgen, kunnen deze profielen gebruikt worden om risico op een type effect, een natuurgrens, in te schatten. De mate waarin geconcentreerd moet worden vertegenwoordigt een soort "veiligheidsmarge" tot die natuurgrens.

De toenemende kracht van technieken, modellen en beslissing ondersteunende systemen stemt mij optimistisch en als een gemiste kans om het niet te gaan uit proberen. Ooit als export product naar de nieuwe economieën, zoals China?

Joop F. Bakker, 22 oktober 2004.

Een persoonlijke visie op basis van kennis en ervaring opgedaan als werknemer van het Rijksinstituut voor Kust & Zee, afdeling Haren.

HET WAD TOCH NIET GRENZELOOS?

Door Wim J. Wolff

Mariene Biologie, Rijksuniversiteit Groningen
Postbus 14, 9750 AA Haren
W.J.Wolff@rug.nl

Op 1 november 1975 kwam ik in dienst bij het Rijksinstituut voor Natuurbeheer om een nieuwe onderzoekafdeling van dat instituut van de grond te tillen: de afdeling Estuariene Ecologie. In de eerste jaren werkten we (= Norbert Dankers, Kees Dijkema, Cor Smit en ikzelf) aan een algemene review van alle ecologisch onderzoek in de Deense, Duitse en Nederlandse Waddenzee. In de daar op volgende jaren nam de taak om de Nederlandse regering te adviseren over het natuurbeheer van de Waddenzee eerst langzaam en later snel in omvang toe. We begonnen met een schone lei: eigenlijk wisten we maar heel weinig van de Waddenzee en van de effecten van allerlei menselijke activiteiten op het wad. We hebben toen getracht systematisch de invloed van verschillende menselijke activiteiten op het wad te schatten. De bedoeling was om daarna vooral die activiteiten met de grootste invloed nader te gaan onderzoeken. Impliciet dachten we daarbij al aan overschrijding van een soort natuurgrenzen: activiteiten die daar het verst over heen waren moest wat aan gebeuren.

Onze informatie kwam uit verschillende bronnen. Zo waren er de Proceedings van de eerste Conferentie van Waddenzee-experts in 1975 gehouden op Schiermonnikoog²⁰. Verschillende onderzoekers hadden toen voor resp. Nederland, Niedersachsen, Schleswig-Holstein en Denemarken overzichten gegeven van menselijke bedreigingen van het wad en daarbij ook een soort rangorde aangegeven. Een andere bron werd gevormd door mijn kennis opgedaan in het Deltagebied in de periode 1965-75, een periode met toenemende waterverontreiniging en ingrijpende effecten van Deltawerken. Tenslotte hebben we verkennende studies op het wad uitgevoerd naar de effecten van o.a. verstoring van zeehonden en wadvogels, het pierenspitten, de toen opkomende mechanische kokkelvisserij en het effect van wadlopen op de bodemfauna.

Het effect van wadlopen op de bodemfauna

De resultaten van ons onderzoekje naar de effecten van wadlopen op de bodemfauna²¹ waren voor mij persoonlijk een eye-opener. Tot dan toe had ik gedacht dat wadlopen heel weinig effect had op de levende have van het wad. Wadlopers konden vogels en zeehonden verstoren en wellicht vertraptten ze bodemdieren als ze vlak onder de kust door de modder baggerden. Maar ik verwachtte niet dat wadlopers effect zouden hebben op zandig wad waarin ze nauwelijks wegzinken.

We hebben toen op twee manieren naar het effect van wadlopers op de bodemfauna gekeken. Vlak onder de kust hebben we monsters van de bodemfauna genomen op en naast een "pad" waarlangs jaarlijks duizenden wadlopers van Pieterburen het wad op gingen. Het "pad" liep door moeilijk begaanbaar slik en het was duidelijk te zien dat de wadbodem helemaal kapot getrapt was door de vele wadlopers. Het verbaasde ons dan ook niet dat de dichtheid van strandgapers (*Mya arenaria*) onder het pad significant lager was dan naast het pad. Maar dat pad besloeg hooguit 0,001% van de oppervlakte van het oostelijke waddegebied en het effect stelde dus erg weinig voor. Voor de zekerheid hebben we toen ook nog een experiment gedaan op het zandige wad. We zetten in een kokkelbank enkele stroken zandig wad van 2 m breedte af en liepen daarover zelf 150 en 450 keer alsof we een groep van 150 resp. 450 wadlopers waren. Tot onze verbazing was de dichtheid van kokkels (*Cerastoderma edule*) in de proefstroken enkele weken later met 15%, resp. 24% (significant!) afgenomen. Kennelijk kunnen kokkels sterven (of verdwijnen) door betreding door wadlopers. Met de gegevens die we verder

²⁰ W.J. Wolff (ed.) (1976) Proceedings of the Conference of Wadden Sea experts held at the island of Schiermonnikoog, The Netherlands, 26-28 November 1975. Staatsuitgeverij, Den Haag.

²¹ W.J. Wolff, P.J.H. Reijnders & C.J. Smit (1982) The effects of recreation on the Wadden Sea ecosystem: many questions, but few answers. In: G.Luck & H. Michaelis (eds.) Ecological effects of tourism in the Wadden Sea. Proceedings of the Wadden Sea Symposium, Landwirtschaftsverlag, Muenster-Hiltrop: 85-107.

hadden over kokkeldichtheid en -verspreiding, jaarlijkse aantallen wadlopers en de resultaten van ons experimentje konden we de totale jaarlijkse kokkelsterfte door wadlopers ramen: 6 miljoen kokkels. Maar in vergelijking met de totale aantallen kokkels in die rijke kokkeljaren was de kokkelsterfte door wadlopers slechts 0,02 % van de totale populatie. We hebben toen geconcludeerd dat we voorlopig niet verder hoefden te kijken naar de effecten van wadlopers op de bodemfauna. Met andere woorden, wadlopen vonden we een onschadelijke activiteit die, op hedendaagse wijze geformuleerd, binnen de natuurgrenzen bleef. Maar de belangrijkste conclusie was misschien wel dat elke menselijke activiteit meetbare ecologische effecten had.

Een rangorde van ecologische effecten

In 1985 publiceerde ik samen met Michel Binsbergen het eindrapport van de Werkgroep Waddengebied²². In die publicatie bevindt zich een tabel waarin we op grond van onze toenmalige kennis de bedreigingen van het waddenecosysteem rangschikten. Het bleek dat het niet mogelijk was een simpele lineaire reeks weer te geven. Ecologische effecten van menselijke activiteiten hadden minstens vier dimensies. In de eerste plaats grijpen verschillende menselijke invloeden op verschillende onderdelen van het systeem aan. Waterveroontreiniging door herbiciden grijpt op microalgen, zeewieren en zeegrassen aan, maar jacht beïnvloedt in de eerste plaats vogels en zoogdieren. Zo heeft elke menselijke activiteit zijn eigen spectrum van beïnvloede organismen. Wel kan natuurlijk beïnvloeding van andere organismen via bijvoorbeeld de voedselketen plaatsvinden.

Een tweede dimensie van ecologische effecten hangt samen met de frequentie van optreden van de verstoring. Een grootschalige olieramp blijkt gelukkig zeldzaam te zijn en inpolderingen zullen naar verwachting helemaal niet meer voorkomen. Aan de andere kant vindt thermische verontreiniging door de elektrische centrale aan de Eemshaven jaarrond plaats, jaar in, jaar uit.

Een derde dimensie betreft de geografische omvang van de beïnvloeding. Verontreiniging door PCBs strekt zich over de hele Waddenzee uit, terwijl mechanisch vissen van zeepieren is beperkt tot enkele relatief kleine gebieden in de westelijke Waddenzee.

Tenslotte is er een vierde dimensie: de grootte of ernst van de ingreep. We hebben die indertijd uitgedrukt als de snelheid van herstel. Inpolderingen hebben een onherstelbaar effect op het wad, terwijl het effect van seismisch onderzoek snel voorbij is.

Wij hebben ons in 1985 beperkt tot het geven van de scores op vier verschillende assen voor 25 verschillende menselijke activiteiten. We zagen geen kans om de scores op de vier assen op een zinnige wijze te combineren tot een score op één as. Wel konden we toen beredeneerde kwalitatieve uitspraken doen over de mate van invloed van diverse ingrepen.

Voor de volledigheid moet ook een rapportage uitgebracht aan de tripartite werkgroep 'Beheer Waddenzee' in 1984 worden genoemd²³. Hier werden als beoordelingscriteria voorgesteld de drie bovengenoemde criteria omvang van de ingreep, frequentie van de ingreep en herstelduur, alsmede de invloed op de natuurlijkheid van het systeem, de zeldzaamheid van de getroffen planten en dieren en levensgemeenschappen, en tenslotte de eventuele cumulatie van ingrepen en hun effecten.

In 2003 is in wezen dezelfde methodiek toegepast tijdens een workshop door IMSA in Leeuwarden georganiseerd²⁴. Door gewichten toe te kennen aan de verschillende assen waarop de effecten van menselijke activiteiten werden gescoord, konden de scores uiteindelijk op een gemeenschappelijke as worden uitgetekend. Zo

²² W.J. Wolff & M. Binsbergen (1985) Het beheer van de Wadden. De visie van de Werkgroep Waddengebied. Stichting Veth tot Steun aan Waddenonderzoek, Arnhem, 64 pp.

²³ Ekologische Werkgroep "Beheersvisie Waddengebied" (1984) Overwegingen vanuit de Ekologie en het natuurbeheer voor een beheersvisie voor de Waddenzee. Leeuwarden, 21 pp.

²⁴ Zie Adviesgroep Waddenzeebeleid (W. Meijer, P.C. Lodders-Elfferich, L.M.L.H.A. Hermans) – Ruimte voor de Wadden. Eindrapport Adviesgroep Waddenzeebeleid, 's-Gravenhage, maart 2004. 63 pp.

ontstond een op het oog duidelijke rangorde van bedreigingen. Maar de uitkomst was natuurlijk wel beïnvloed door de keuze van de gewichten.

Concluderend kan worden gezegd dat het in principe mogelijk moet zijn de effecten van menselijke activiteiten op de Waddenzee te kwantificeren. We hebben nog geen echt goede methode doch het lijkt mogelijk dat die in de toekomst kan worden ontwikkeld.

Zijn er grenzen aan te geven?

Als we het effect van menselijke activiteiten kunnen meten, kunnen we ook grenzen aangeven. Als we natuurgrenzen (of een milieugebruiksruimte) willen aangeven voor verschillende menselijke activiteiten, is dat het gemakkelijkst en voor de buitenwereld het overzichtelijkst als we dat op basis van scores op één as zouden doen. Maar ook een systeem met twee assen biedt geen onoverkomelijke problemen. Nog meer assen zou ook wel kunnen maar bergt het gevaar in zich dat het niet meer inzichtelijk is voor de niet-specialist.

Grenzen aangeven zou dus moeten kunnen, maar de wetenschap kan weinig hulp bieden bij het vaststellen waar die grenzen moeten liggen. Dat is het domein van de politiek. Slechts in uitzonderlijke gevallen zou de wetenschap een suggestie kunnen doen. Een daarvan is de situatie waarin zich alternatieve stabiele toestanden van het ecosysteem voordoen; gesuggereerd zou kunnen worden dat een menselijke invloed in elk geval niet zover moet gaan dat zich de overgang van de ene stabiele toestand naar de andere voordoet.

Maar er is nog een probleem. Tot nu toe bevatten mijn redeneringen impliciet de aanname dat de Waddenzeelevensgemeenschappen stabiel zijn. Maar dat zijn ze helemaal niet. Door natuurlijke processen, met name het weer, treden omvangrijke populatiefluctuaties op. Vooral soorten die voor strenge winters gevoelig zijn, kunnen sterk fluctueren, soms wel met een factor 1000.

Reeds eerder²⁵ heb ik voorgesteld dit probleem aan te pakken met behulp van de door Kersting geïntroduceerde 'Normal Operating Range'²⁶. Kersting bouwde zijn eigen ecosysteem met daarin verschillende soorten planktonische algen, watervlooien en bacteria. Die werden gehouden bij constante chemische en fysische (licht, temperatuur) condities. Desondanks nam Kersting waar dat algen en watervlooien, met elkaar gecorreleerd, fluctueerden. Ook de aantalsverhouding tussen algen en watervlooien fluctueerde. Die laatste fluctuatie bleef echter binnen bepaalde grenzen en besloeg slechts een klein deel van alle mogelijke uitkomsten. Kersting noemde het gebied waarin 95% van de uitkomsten zich bevond de 'Normal Operating Range' (NOR) van zijn ecosysteem. Verstoringen, zoals toevoegingen van herbiciden, leidden er toe dat het systeem ging fluctueren buiten de NOR totdat de verstoring was uitgewerkt en het systeem zich weer in de NOR bewoog. De afwijking van de NOR werd door Kersting gekwantificeerd als de 'Normalized Ecosystem Strain' (NES). De waarden van de NES kunnen variëren tussen 0 in het centrum van de NOR via 1 aan de rand van de NOR tot getallen groter dan 1 buiten de NOR.

Nu worden de Waddenecosystemen niet bij constante condities gehouden, integendeel. Desondanks is goed te verdedigen dat ze onder niet veranderende natuurlijke omstandigheden hoofdzakelijk fluctueren binnen een beperkt gebied. Het wad dat Linke in 1939 van de Jadebusen beschreef²⁷, lijkt sprekend op het wad in de Nederlandse Waddenzee of het slik van de Oosterschelde. Ook de langjarige bemonstering van het Balgzand door Beukema en collega's suggereert dat de levensgemeenschap van het wad daar binnen een beperkt gebied fluctueert. Het gaat vrijwel steeds om dezelfde soorten die in wisselende verhoudingen voorkomen. Dat geeft vertrouwen dat een NOR-benadering ook toepasbaar zou kunnen zijn op de ecosystemen van de Waddenzee.

²⁵ Ik kan niet meer achterhalen waarin dat is vastgelegd.

²⁶ K. Kersting (1984) Development and use of an aquatic micro-ecosystem as a test system for toxic substances. Properties of an aquatic micro-ecosystem IV. Int. Revue ges. Hydrobiol. 69: 567-607.

²⁷ P. Linke (1939) Die Biota des Jadebusenwattes. Helgol. Wiss. Meeresunters. 1: 201-348.

Er zijn echter nog tenminste twee problemen die onder ogen moeten worden gezien: veranderingen in de abiotische condities van het waddensysteem en de introductie van nieuwe soorten (exoten). Klimaatverandering is het voorbeeld van het eerste probleem, de Japanse oester van het tweede.

Maar laten we aannemen dat de twee laatstgenoemde problemen kunnen worden opgelost, kunnen we dan de NOR gebruiken om natuurgrenzen aan te geven? In theorie wel. Van alle menselijke activiteiten waarvan de effecten binnen de NOR blijven ($NES < 1$) kunnen we stellen dat die in elk geval geen natuurgrenzen overschrijden. Maar wellicht kunnen we buiten de NOR een zone definiëren waarin effecten van menselijk handelen nog klein zijn (bijv. $NES < 1.2$ of 1.5) en die we ook nog acceptabel achten. Denk aan de door wadlopers platgetrapte kokkels.

Het nadeel van de NOR-aanpak is dat we nog geen enkele ervaring met deze aanpak in de waddenpraktijk hebben. Er zal daarom waarschijnlijk een omvangrijk onderzoek-programma moeten worden uitgevoerd a) om te verkennen of de NOR-aanpak inderdaad veelbelovend is, en b) zo ja, hoe de methode moet worden opgezet en geïjkt.

Het voordeel van een eventuele NOR-aanpak is dat we in principe alle ingrepen langs de zelfde maatlat kunnen leggen.

Cumulatie van effecten

Cumulatie van effecten kan verschillende vormen hebben. Het eenvoudigste model is wanneer de effecten bij elkaar opgeteld kunnen worden. Het is echter ook denkbaar dat de verschillende effecten elkaar versterken zodat het eindresultaat groter is dan de optelling van de afzonderlijke effecten. Omgekeerd kunnen afzonderlijke effecten elkaar ook neutraliseren zodat het eindresultaat kleiner is dan de som van de afzonderlijke effecten.

Ik schat in dat de NOR-aanpak wel overweg zal kunnen met de simpele optellingen van effecten van verschillende activiteiten. Voor de andere modellen zal dat veel moeilijker zijn.

Er is echter een andere overweging. Ik ken geen waddenstudies waarin de cumulatie van effecten is onderzocht, laat staan gekwantificeerd. De literatuur geeft wel een reeks van laboratoriumstudies over bijvoorbeeld de cumulatie van effecten van verontreiniging met verschillende zware metalen. Ik pleit daarom voor een onderzoekprogramma waarin cumulatie van effecten aan de hand van concrete gevallen op het wad wordt onderzocht. Dat hoeft niet alleen veldwerk zijn; laboratoriumproeven en modellering kunnen evenzeer een rol spelen. Ik schat in dat zo'n programma meerdere jaren zal moeten duren voordat we een begin kunnen maken met cumulatie van effecten werkelijk in afwegingen te betrekken.

Haren, 24 februari 2005

Wim J. Wolff

Essay:
Grenzen aan de belasting van de Waddenzee met nutriënten.

Justus van Beusekom
Wadden Sea Station Sylt
List/Sylt, Germany²⁸

Natuurgrenzen *sensu* Meijer.

Het Rapport Meijer stelt dat in de Waddenzee voorrang aan de natuur moet worden gegeven, maar dat menselijk medegebruik van deze natuur binnen ecologische randvoorwaarden mogelijk moet zijn. Doel van dit essay is te onderzoeken of zulke randvoorwaarden, wat betreft de belasting met nutriënten en de daarmee samenhangende ontwikkeling en samenstelling van het fytoplankton, mogelijk zijn. Ik zal me niet alleen richten op het fytoplankton, maar de scope uitbreiden tot de gevolgen van een al dan niet natuurlijk primair produktieniveau. Immers, niet alleen fytoplankton, maar ook het fyto bentos draagt in de hedendaagse Waddenzee in ongeveer gelijke mate aan de totale produktie van organische stof bij.

Natuurgrenzen

Grenzen hebben met de indeling in goed en slecht te maken. Op de keper beschouwd dwingt het tot een één-dimensionale zienswijze. Grenzen stellen noopt tot het reduceren van een probleem tot één aspect. Meerdere belangen –b.v. sociaal of ecologisch– die gemoeid zijn met één grens impliceren uiteindelijk, dat er meerdere waarheden kunnen zijn. Het kan in zo'n geval komen tot schijnbare tegenspraken. Schijnbaar, omdat iets zowel goed als slecht kan zijn. Het hangt af van het spanningsveld waarin de grens wordt gesteld. Gregory Bateson noemde het “logische niveau’s”. Deze schijnbare tegenspraken treffen we aan bij de beoordeling van de eutrofiëring van de Waddenzee. Het terugbrengen van de eutrofiëring tot een pre-industrieel niveau zou betekenen, dat ongeveer vijf maal minder organische stof omgezet wordt. Dit moet gevolgen voor de secundaire en hogere produktie hebben en zou kunnen betekenen, dat er bijvoorbeeld minder voedsel voor trekvogels en andere predatoren ter beschikking staat. Nutriënten hebben dus een goede kant. Anderszijds heeft de eutrofiëring mede tot de afname van zeegras geleid, zowel door verslechtering van het lichtklimaat als ook door het stimuleren van epifyten op zeegras. In dit geval hebben nutriënten een negatief effect op een ander deel van het ecosysteem. We hebben dus twee aspecten van de eutrofiëring en twee waarheden. Beide waarheden zijn naar alle waarschijnlijkheid wetenschappelijk hard te maken. Maar waar leggen we nu de wetenschappelijk gefundeerde grens? Kan er in zo'n situatie nog sprake zijn van “voorang voor **de** natuur”? Ik vraag me dus af of er principieel zoiets als *Natuurgrenzen* in ecologische zin bestaan. De natuur is, is waardenvrij (niet waardeloos). De samenleving beperkt of beïnvloedt de natuurlijke ontplooiing van de Waddenzee. Betekent dit nu dat *Natuurgrenzen* in tegenspraak staan met met een multidimensionale ecologische toekomstvisie? Het (iteratief) vaststellen van *Natuurgrenzen* betekent in de praktijk waarschijnlijk dat de samenleving doelen stelt waaraan de natuur in haar ogen moet voldoen. *Natuurgrenzen* worden in dat geval niet wetenschappelijk gedefinieerd. Op grond van wetenschappelijke kennis en maatschappelijk gewenste doelen kan echter een compromis bereikt worden.

Draagkracht en veerkracht

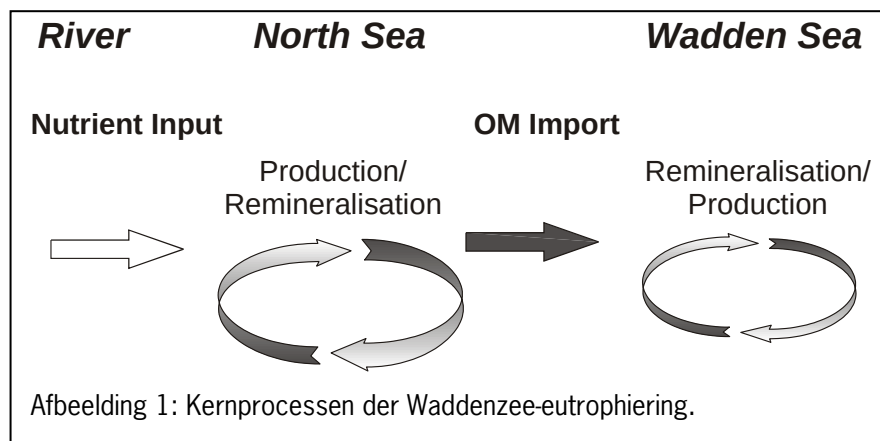
In het kader van nutriënten, organische stof en primairproducenten betracht ik het begrip *Draagkracht* in de zin van verdragen: Hoeveel kan de Waddenzee verdragen. Maar ook: hoe weinig. *Veerkracht* beweegt zich tussen “herstellen van een te veel” en “bufferen als er te weinig is”.

²⁸ Hafenstrasse 43, D-25992 List/Sylt
Email: jbeusekom@awi-bremerhaven.de
Phone: +49(4651)956 151

Bovengrenzen – Ondergrenzen

Misschien zet het begrip *grenzen* ons op de verkeerde voet. Zou natuur *voorwaarden* niet een beter begrip zijn? In ieder geval betreft dit de nutriëntenproblematiek. In het voorgaande heb ik mijn scepsis jegens grenzen genoemd. Grenzen hebben met het overschrijden van waarden te maken, met een overgang van goed naar slecht. De meeste kwantitatieve verbanden, die ik wat betreft nutriënten en hun invloed op de Waddenzee ken (nutriëntenvrachten, fytoplanktonconcentraties, seizoenscycli van nutriënten) zijn lineair: Er is meestal geen breuk, die objectief aangeeft: Toen was het goed, nu is het slecht. Met het begrip “voorwaarden” zijn we misschien beter gediend. Doel van ons politiek handelen moet zijn: scheppen van voorwaarden voor een ecologisch intacte Waddenzee. Voorwaarde voor het fytoplankton en fytoebenthos is dat er genoeg nutriënten zijn. Voorwaarde voor zeegras, dat er niet te veel nutriënten zijn. Voorwaarde voor zeegras en bepaalde macroalgen: dat er genoeg licht is. Al dit impliceert wederom het definiëren van doelen (wat is intact?).

Na deze korte algemene discussie van het begrip Natuurgrenzen en daarmee samenhangende aspecten, volgt nu een meer gerichte discussie of we grenzen kunnen definiëren waarbinnen fytoplankton (en fytoebenthos) zich kunnen ontwikkelen zonder andere kernaspecten van de Waddenzee te belemmeren.



Kernprocessen met betrekking tot Primaire Productie in de Waddenzee

Nutriënten en licht zijn voorwaarden voor algengroei in de Waddenzee. Grazing (b.v. copepoden, benthische filter-feeders) verwijdert fytoplankton en is wezenlijk voor het instandhouden van de kringloop. Op dit laatste wordt niet verder ingegaan.

De processen die de Waddenzee van nutriënten voorzien zijn:

- nutriëntenvrachten via de rivieren en de atmosfeer naar de Noordzee en de natuurlijke nutriënten concentraties in de Noordzee.
- import van in de Noordzee geproduceerde organische stof naar de Waddenzee.

Direkte nutriëntenvrachten kunnen in sommige delen van de Waddenzee belangrijk zijn (zoals het IJsselmeer voor de westelijke Waddenzee), maar spelen in andere gebieden (zoals bij Sylt) geen grote rol. De in Afbeelding 1 getoonde kernprocessen zijn echter overal actief. Organische stof-budgetten van de Waddenzee tonen het heterotrofe karakter van de Waddenzee. Er wordt meer organische stof geremineraliseerd dan geproduceerd. Deze eigenschap deelt de Waddenzee met vele andere kustgebieden. Het surplus aan organische stof komt grotendeels uit de aangrenzende Noordzee en ligt voor het gehele Waddengebied in der orde van $100 \text{ gC m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. In vergelijking met de nieuwe produktie (de produktie die in het voorjaar met de in de Waddenzee aanwezige nutriënten mogelijk is) domineert de geïmporteerde koolstof. Hoewel de processen in afbeelding 1 geen onderscheid maken tussen stikstof en fosfaat, zijn er genoeg aanwijzingen dat stikstof tegenwoordig de eutrofiëring bepaalt. De tegenwoordige produktie is ongeveer vijf maal hoger dan onder pre-industriële condities.

Het lichtklimaat in de Waddenzee wordt in de eerste plaats door accumulatie en resuspensie van anorganische slibdeeltjes en door in het water aanwezig fytoplankton bepaald. Menselijk activiteiten als baggeren en slibstorten

kunnen het lichtklimaat verminderen. Ook eutrofiering zou door een efficiëntere accumulatie van slib tot een verhoogd zwevende stof gehalte van de Waddenzee kunnen leiden. Het tegenwoordige gehalte is minstens 2.5 x hoger dan 50 jaar geleden. De laatstgenoemde factoren werken de effecten van eutrofiering tegen en verminderen waarschijnlijk de efficiëntie, waarmee de Waddenzee organische stof omzet.

Schalen van tijd

De relaties die we tot nu toe hebben kunnen leggen tussen nutriëntenvrachten en de reactie van de Waddenzee daarop doen vermoeden dat de stofomzet in de Waddenzee snel (binnen een paar jaar) reageert op veranderingen in de nutriënteninput. Zulke veranderingen treden ook natuurlijk op: tijdens jaren met weinig neerslag zijn de nutriëntenvrachten navenant laag, terwijl regenrijke jaren grote hoeveelheden aan nutriënten naar zee voeren. De stikstofkringloop schijnt hier direct op te reageren: na natte jaren wordt in de herfst meer stikstof uit de remineralisatie van organische stof vrijgezet dan in droge jaren met lage nutriëntenvrachten. Ook de fosfaatcyclus in de Waddenzee reageert direct op de fosforvrachten via de rivieren. Lag-processen (accumulatie en een vertraagde afgifte van bio-beschikbaar fosfaat of stikstof) schijnen geen grote rol te spelen maar onderzoek naar de invloed van in sediment opgeslagen organische stof en de daarin aanwezige nutriënten op de Waddenzee-eutrofiering blijft geboden. De fytoplanktonbiomassa schijnt eveneens snel te reageren op veranderingen in nutriënten input. Welliswaar is de variabiliteit erg hoog, maar als de tijdreeksen lang genoeg zijn is een relatie met nutriëntenvrachten evident. De natuurlijke dynamiek van rivierafvoer en de daarmee verbonden nutriëntenvrachten ligt in de orde van ~50% van het gemiddelde. De laatste jaren hadden we een zevenjaarscyclus in de afvoer.

Hoe snel het lichtklimaat in de Waddenzee reageert op menselijke ingrepen weten we niet met zekerheid. Het storten van bagger schijnt een snel effect (jaar) te hebben. Het verdiepen van vaargeulen in estuaria leidt ook tot een verhoogd slibgehalte. De tijdschaal van een (natuurlijk) herstel van de estuarine morfologie en de daarmee verbonden verbetering van het lichtklimaat ligt waarschijnlijk in de tientallen jaren. Dijkbouw en de daarmee verbonden toename van de hydrodynamiek in de Waddenzee heeft waarschijnlijk ook tot een toename van het slibgehalte gevoerd. Klimaat (wind) speelt een belangrijke rol en is niet te sturen.

De conclusie van het voorgaande luidt dan ook: als we aan de bronnen van de nutriënten draaien, reageert de Waddenzee snel. Maar omdat de variabiliteit van fytoplankton en fyto bentos hoog is, zijn lange tijdreeksen nodig om het beoogde effect te meten. Herstel van het lichtklimaat kan door geëigende maatregelen gestuurd worden maar positieve effecten kunnen, als morfologische aanpassingen van de Waddenzee en zijn estuaria nodig zijn, pas na tientallen jaren optreden.

Specifieke betrokken natuurwaarden: nutriënten en organische stof

Nutriënten en de daarop gebaseerde primaire productie door fytoplankton, fyto bentos en zeegras spelen een essentiële rol in de Waddenzee. De Waddenzee is een open systeem: Het importeert organische stof vanuit de noordzee. De geïmporteerde en lokaal geproduceerde organische stof is de basis voor het gehele "foodweb" en voedselbron voor alle heterotrofe organismen. De nutriënten, die daarbij vrijkomen, kunnen wederom aan de kringloop deelnemen.

Nutriënten en organische stof vormen ook een bedreiging voor het functioneren van de Waddenzee. Een te grote accumulatie van organische stof leidt tot zuurstofdeficiëntie en tot het afsterven van dierlijk leven. Hoge nutriëntenconcentraties kunnen de groei van epifyten op zeegras stimuleren en tot het verdwijnen van deze voor het Waddengebied karakteristieke levensgemeenschap bijdragen.

Hoge nutriëntenconcentraties in de Waddenzee en in de aangrenzende Noordzee zullen door een versterkte algengroei en verhoogde zwevende-stof-gehalten het lichtklimaat in de Waddenzee verslechteren. Een slechter lichtklimaat heeft gevolgen voor de productiviteit van subtidale levensgemeenschappen (fyto bentos, zeegras, macroalgen aan vaste, vaak biogene structuren,) en voor het fytoplankton, dat tegenwoordig een groot deel van het jaar lichtgelimiteerd is.

Het is mogelijk, dat een Waddenzee met een goed lichtklimaat efficiënter met nutriënten omgaat dan de tegenwoordige troebele Waddenzee. Een vermindering van de nutriënteninput (die tot minder primairproductie leidt) kan in een Waddenzee met een goed lichtklimaat deels gecompenseerd worden door een snellere omzet van nutriënten tot organische stof.

Specifieke betrokken natuurwaarden: de soortensamenstelling van fytoplankton

Het is onduidelijk of de soortensamenstelling van fytoplankton –misschien met uitzondering van *Phaeocystis* door eutrofiëring is veranderd. In ieder geval zijn onze kennis en onze lange-termijn-gegevens niet toereikend om dat vast te stellen. Het soortenspektrum is de laatste jaren wel door andere menselijke invloeden veranderd. Door de scheepvaart en aquacultuur zijn nieuwe algen geïmporteerd. Principieel probleem wat betreft de soortensamenstelling van het fytoplankton (en waarschijnlijk ook wat betreft het fytobenthos) is dat we de ware soortenrijkdom nog steeds niet kennen.

Het soortenspektrum van het fytoplankton heeft zich door nieuwe soorten, die nu een belangrijk deel van het plankton uitmaken, (bijvoorbeeld *Odontella sinensis* [~1902], *Thalassiosira punctigera* [~1977], *Thalassiosira hendey* [~1987?], *Coscinodiscus wailesii* [~1977]) verandert. We kunnen nooit terug naar een vroeger plankton.

Wat betreft de soortenrijkdom zijn Philippart et al de enigen, die een samenhang tussen nutrientendynamiek en soortensamenstelling van het fytoplankton hebben gesuggereerd. Gezien de bovengenoemde veranderingen in het fytoplankton heb ik twijfels of veranderingen in het fytoplankton alleen aan een veranderde nutrientenstatus te wijten zijn. Paralelle veranderingen in het klimaat (b.v. warme winters) hebben ook hun weerslag op de fytoplanktonsaamenstelling. Maar verdere analyse van de soortensamenstelling van fytoplankton in relatie tot de nutriëntenstatus en klimaat blijft geboden. Daarbij zijn echter andere onderzoekstechnieken nodig. De gebruikelijke Utermöhl-techniek (het uittellen van bezinkingsmonsters (hooguit een paar honderd ml) geeft een goede indruk van dominante soorten maar niet van de soortenrijkdom. Op Sylt is G. Drebes (nu met pensioen) begonnen om wekelijks de saamenstelling van het netfytoplankton te studeren. Meerdere kubieke meters zeewater worden in een net van 20 µm geconcentreerd. Deze methode geeft een goed overzicht van de zeldzamere algen. Alleen al de kiezelalgen zijn bijna het hele jaar door verantwoordelijk voor een rijk soortenspektrum van rond de 25-75 soorten, veel meer dan routinematig met de Utermöhl-methode wordt gevonden. Bij het checken van de identificatie door middel van kloonculturen en elektronenmicroscopie stellen we echter vast, dat we veelal de soortenrijkdom onderschatten: Op het oog identieke soorten blijken onder de elektronenmicroscopie verschillend. Genetische technieken zullen nog meer soortenrijkdom aan het licht brengen. Hoe de soortensamenstelling en de invloed van nutriënten op de soortensamenstelling de kwaliteit van het fytoplankton en fytobenthos als voedselbron voor de hogere trofische niveaus beïnvloedt is grotendeels onbekend, bron van discussie en een spannend onderzoeksveld.

Zijn objectieve natuurgrenzen een mogelijkheid?

De belasting met nutriënten was en is in de Waddenzee hoog. Er zijn juiste beslissingen genomen om de nutriëntenvrachten te reduceren en inderdaad neemt de eutrofiëring af. Redenen om bezorgd te zijn waren bijvoorbeeld de sterke groei van *Phaeocystis*, de sterk toegenomen primaire produktie, de plotselinge opkomst van groene macroalgen, zuurstofdeficiëntie in de Duitse Bocht, afname van zeegras en “zwarte vlekken” in de Waddenzee. Door het afwegen van allerlei eutrofiëringssymptomen en hun mogelijke relatie met nutriëntenvrachten kunnen subjectieve grenzen gelegd worden bijvoorbeeld in het kader van OSPAR en het identificeren van “Eutrophication Problem Areas”. Objectieve, wetenschappelijk vast te stellen grenzen zijn mijns inziens onmogelijk omdat er bijvoorbeeld bij nutriënten en fytoplankton meerdere waarheden mee gemoeid zijn. Wel is het mogelijk om voorwaarden te definiëren en maatregelen te noemen om een bepaald doel te bereiken. De input van nutriënten moeten we verder reduceren om zeegras een kans te geven. Maar hoever moeten we gaan voordat trekvogels te weinig voedsel vinden.

Referenties

Gregory Bateson (1980): Mind and Nature - A Necessary Unit. Bantam Books.

Van Beusekom (2005) Eutrophication history of the Wadden Sea. Helgoland Marine Research 58: accepted.

Heip, C. H. R., N. K. Goosen, P. M. J. Herman, J. Kromkamp, J. J. Middelburg and K. Soetaerd (1995) Production and consumption of biological particles in temperate tidal estuaries. Oceanography and Marine Biology: an Annual Review 33: 1-149.

van Beusekom, J. E. E., U. H. Brockmann, K.-J. Hesse, W. Hickel, K. Poremba, U. Tillmann (1999) The importance of sediments in the transformation and turnover of nutrients and organic matter in the Wadden Sea and German Bight. German Journal of Hydrography 51(2/3): 245-266.

Van Beusekom, J. E. E., Fock, H., Jong, F. de, Diehl-Christiansen, S., Christiansen, B. (2001) Wadden Sea Specific Eutrophication Criteria. Wadden Sea Ecosystem, 14, 1-115.

De Jonge VN, de Jong DJ (2002) 'Global Change' impact of inter-annual variation in water discharge as a driving factor to dredging and spoil disposal in the river Rhine system and of turbidity in the Wadden Sea. Estuar Coast Shelf Sci, 55:969-991

Van Beusekom, J.E.E., P.V.M. Bot, J. Goebel, M. Hanslik, H. Lenhart, J. Paetsch, L. Peperzak, T. Petenati, K. Reise. Eutrophication. Wadden Sea QSR 2004, submitted.

De Jonge, V. N. Relations between annual dredging activities, suspended matter concentrations and the development of the tidal range in the Ems estuary. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science. 1983; 40(supplement 1):289-300.

Reise K (2005) Coast of change: Habitat loss and transformations in the Wadden Sea. Helg Mar Res 58: submitted.

Colijn F, Cadée GC (2003) Is phytoplankton growth in the Wadden Sea light or nitrogen limited? J Sea Res 49:83-93

Philippart, C. J. M., G. C. Cadée, W. van Raaphorst & W. Riegman (2000) Long-term phytoplankton-nutrient interactions in a shallow coastal sea: algal community structure, nutrient budgets, and denitrification potential. Limnology and Oceanography 45: 131-144.

Van Beusekom, J. E. E., Fock, H., Jong, F. de, Diehl-Christiansen, S., Christiansen, B. (2001) Wadden Sea Specific Eutrophication Criteria. Wadden Sea Ecosystem, 14, 1-115.

Aanvaardbare grenzen van menselijke druk op populaties zeezoogdieren in de Waddenzee

Peter J.H. Reijnders. Alterra, Marine & Coastal Zone Research, Postbus 167, 1790 AD Den Burg.
peter.reijnders@wur.nl

Inleiding

De mate waarin de invloed van menselijke activiteiten op populaties zeezoogdieren acceptabel worden geacht, wordt uiteindelijk bepaald door de optiek van de beoordelaar. De optiek van een natuurbeheerder zal andere grenzen opleveren dan die van een visser en die weer anders dan van een recreant. Gegeven het uitgangspunt voor deze serie essays, namelijk dat daarmee een systematiek voor de inpasbaarheid van alle menselijke activiteiten beoordeeld en toegepast kan worden, ligt het voor de hand om die systematiek in een ecologische context te plaatsen.

Die ecologische context is uit zichzelf niet nauw omschreven. De invloed van mogelijke bedreigingen op populaties zeezoogdieren wordt hier niet behandeld en daarom blijft ook een resumé achterwege over maximaal toelaatbare vormen van menselijke invloed op zeezoogdieren zoals vermindering van waterkwaliteit, verontrusting, verdrinking in visnetten, vermindering van voedselaanbod en akoestische verstoring. De reden hiervoor is dat zelfs voor de afzonderlijke stressoren veelal geen minimale “verstoringswaarden” zijn aan te geven en bovendien komt geen enkele stressor in isolatie voor. Voor vrijwel geen enkele stressor zijn *no-effect* waarden aan te geven, laat staan dat het mogelijk is cumulatieve of synergistische effecten te wegen in termen van schadelijkheid. Een pragmatische oplossing hiervoor is om een integrator van de effecten van bekende en onbekende stressoren te bestuderen en dat is in feite de respons van de betreffende populatie zelf.

Een uitgangspunt kan zijn om de respons van populaties op menselijke stimuli (stressoren) te beoordelen aan de hand van demografische parameters. Een tweede benadering is die vanuit een natuurvisie, waarbij natuurlijke processen richtinggevend zijn. In dit essay zullen beiden verder worden uitgewerkt.

In relatie tot het Waddenzee ecosysteem komen drie soorten zeezoogdieren in aanmerking om besproken te worden: de gewone zeehond *Phoca vitulina*, de grijze zeehond *Halichoerus grypus* en de bruinvis *Phocoena phocoena*. Omdat het voorkomen en de abundantie van de bruinvis in de Waddenzee grotendeels wordt bepaald door de ontwikkelingen in de centrale Noordzeepopulatie, valt deze soort hier af. Over de grijze zeehond in de Waddenzee zijn nog weinig populatie-ecologische gegevens beschikbaar en daarom wordt de gewone zeehond als kensoort in dit essay gebruikt.

Populatie-ecologische optiek

Het absorptievermogen, veerkracht en recuperatievermogen, van zeezoogdieren wat betreft de invloed van menselijke activiteiten komt tot uitdrukking in de status van de betreffende populatie. Die status wordt veelal beschreven in termen van een gecombineerde index voor de demografische en voor de fysiologische conditie. Het samenstel van de fitness van individuen, overleving en voortplanting, bepaalt de conditie van de populatie. De demografische conditie wordt bepaald aan de hand van parameters zoals fecunditeit, geslachtsrijpe leeftijd, juveniele en adulte mortaliteit. Een andere maat voor demografische conditie is het herstelvermogen van een populatie na catastrofes zoals b.v. virusuitbraken.

De fysiologische conditie van een populatie wordt veelal uitgedrukt in een matrix van indicatoren w.o. vetreserve, chemische en fysische bloedparameters, gewicht en lengte. Gegevens over deze indicatoren ontbreken grotendeels voor de gewone zeehond in de Waddenzee. Omdat fysiologische conditie gebruikt wordt als proxy voor demografische conditie, verdient het meten van die laatste de voorkeur. Demografische parameters zijn beter bekend en daarom zullen in dit essay de reproductie, overleving en groeisnelheid worden gebruikt om de status van de populatie te beschrijven.

Een extra aanwijzing voor mogelijke stress op de populatie levert het reproductiepercentage (aantal jongen per totale populatie). Dit wordt in de Waddenzee d.m.v. vliegtellingen verkregen. Het reproductiepercentage is een van de eerste populatieparameters die zal veranderen o.i.v. van gewijzigde omgevingsomstandigheden en daardoor zeer waardevol als *early warning* parameter.

De optelsom van geboorte en overleving, ofwel netto recruitment, bepaalt in eerste instantie de groei van een populatie, die zowel positief als negatief kan zijn. Daarnaast kunnen emigratie en immigratie een rol spelen, hetgeen dan wordt weerspiegeld in de uiteindelijke groei.

De grenzen van de groeisnelheid voor een autonome populatie gewone zeehonden ligt aan de bovenkant op 12-13%. Dat is de maximale (intrinsieke) groeisnelheid voor deze soort (Härkönen e.a. 1999).

Dat de werkelijke populatieontwikkeling sterk van de netto recruitment kan afwijken blijkt o.a. uit de trendanalyse voor de periode 1900-1960, toen onder invloed van overbejaging de internationale Waddenzeepopulatie bij een netto recruitment van 5%, de populatie gemiddeld toch met 2% per jaar afnam (Reijnders 1992). Het is van belang te realiseren dat de zeehonden in de Nederlandse Waddenzee feitelijk een onderdeel zijn van een internationale Waddenzeepopulatie. Regionaal bezien kunnen daardoor ook sterke afwijkingen van de algemene populatietrend optreden. Tussen 1990 en 2002 nam de "populatie" in de Nederlandse Waddenzee met gemiddeld 17% per jaar toe. Dit hoger dan biologisch maximum haalbare percentage was toe te schrijven aan influx van dieren uit de Duitse en Deense Waddenzee (Reijnders e.a. 1997, Reijnders & Brasseur 2003).

Naast de intrinsieke groeisnelheid is ook de draagkracht van een gebied van belang bij de interpretatie c.q. weging van de populatieontwikkeling. De draagkracht van een gebied bepaalt immers de hoogte van het populatieniveau en daarmee ook of een zekere positieve of negatieve groeisnelheid vanuit het beheer als wenselijk wordt ervaren. Een waargenomen afnemende of zelfs een licht negatieve populatiegroeisnelheid hoeft b.v. niet als een probleem te worden gezien als de populatiegrootte dicht bij het draagkrachtniveau ligt. Uiteraard wel als de populatie daar ver onder zit. Kortom, het is van belang om vast te stellen wat de draagkracht van een gebied is in termen van populatieomvang. Een bovengrens voor de draagkracht van de Nederlandse Waddenzee voor zeehonden is moeilijk aan te geven. Als richtsnoer zou de berekende range van de referentiewaarde van 6000-16000 dieren kunnen dienen. Dit aantal is berekend op basis van afschotgegevens en is een range voor de geschatte populatieomvang van gewone zeehonden in de Nederlandse Waddenzee, rond 1900 (Reijnders 1992). Een tijd waarin verstoring en vervuiling nauwelijks van invloed waren op de populatie en waarin, afgezien van de jacht, voornamelijk voedselaanbod en ziektes de populatieomvang bepaalden. Vlak voor de uitbraak van een virusepidemie onder gewone zeehonden in 2002, bedroeg de Nederlandse zeehondenpopulatie naar schatting 6500 dieren. Berekeningen laten zien dat op dat moment er geen enkele aanwijzing was voor dichtheidsafhankelijke processen in de groei. Volgens de klassieke theorie bevindt een populatie zich dan beneden de helft van de draagkracht ($0.5K$), die daarmee dan onder de toen heersende omstandigheden, op minstens 13.000 dieren zou liggen. Het is echter onduidelijk of de dichtheidsafhankelijke respons bij zeehonden ook zo verloopt en of het ombuigpunt misschien niet op $0.5K$ maar mogelijk bij $.7K$ of $.8K$ ligt. In elk geval lijkt de geschatte range voor de referentiewaarde qua ordegrrootte niet verworpen te worden door de praktijk.

De ondergrens van de benodigde draagkracht wordt bepaald door de vereiste minimum grootte van een levensvatbare populatie. De minimum grootte die nodig is om voldoende genetische variatie te waarborgen en catastrofes te kunnen opvangen, ligt bij grote zoogdieren, zoals gewone zeehonden, op circa 500 exemplaren. Daarbij geldt wel de voorwaarde dat alle dieren met elkaar in contact kunnen komen. Dit aantal is een voldoende garantie voor overleving op de korte en de middellange termijn. Voor de langere termijn bedraagt de minimum populatiegrootte 5000 stuks (zie o.a. Soulé & Wilcox 1980, Reijnders e.a. 2000).

Natuurvisie optiek

Aan de doelstellingen voor natuur ligt altijd een natuurvisie ten grondslag. De inkleuring van die visie en dus de doelstelling, wordt bepaald door vragen als "hoe ziet men de natuur?", "waaraan hecht men waarde?", "wat is de plaats van de mens in die natuur?" Naast ecologische argumenten zijn ook psychologische en filosofisch-ethische argumenten van belang, omdat immers de relatie die de mens tot de natuur heeft óók door o.a. beleving, sociaal-culturele achtergrond en onbewuste voorkeur worden bepaald.

De huidige kennis omtrent het functioneren van het waddengebied leert dat er in de natuur van de Waddenzee niet uitsluitend orde, regelmaat en voorspelbaarheid bestaat, maar dat zij ook een chaotische en toevallige kant heeft. Dat zijn dus duidelijk twee tegenovergestelde kanten: orde en chaos, wetmatigheden en toevalligheden. In de huidige beleidsopvattingen wordt de dynamiek van de wadden duidelijk gewaardeerd en het behoud van de natuurlijke processen is de eerste beleidsdoelstelling (PKB Waddenzee). Natuurlijkheid is een ruim begrip en vereist een nadere definitie. Het beleid is gericht op een zo natuurlijk mogelijke ontwikkeling van het

waddeneecosysteem. Dat wil zeggen een waddengebied dat grotendeels wordt bepaald door natuurlijke processen met een relatief hoge autonomie en weinig invloed van de ordende menselijke hand.

Wat betekent dit *in concreto* voor de populatie zeehonden?

Gezien het streven naar ongestoorde processen zou het beheer van de zeehondenpopulatie gekenmerkt moeten worden door een zo gering mogelijke bemoeienis van de mens. De criteria in de wettelijke kaders zoals Flora- en Faunawet, de Gezondheids- en Welzijnswet voor Dieren, Natuurbeschermingswet en de habitatrichtlijn, geven onder de huidige omstandigheden geen enkele aanleiding om in te grijpen in de Nederlandse populatie zeehonden. Niet ingrijpen impliceert dat de zeehond niet meer geholpen behoeft te worden omdat de populatie al ruim boven de gevarenszone zit en dat b.v. grote terughoudendheid moet worden betracht bij het opvangen en weer vrijlaten van zeehonden.

Vanwege de risico's verbonden aan de opvang en het weer vrijlaten van zeehonden (introductie van pathogenen in de wilde populatie, het tegengaan van natuurlijke selectie processen, vermindering van indicatorfunctie) zou de opvang nihil moeten zijn. Daarvoor is echter in Nederland, in tegenstelling tot Denemarken en ten dele Duitsland, geen maatschappelijk draagvlak voorhanden en is trilatraal (Denemarken, Duitsland en Nederland) overeengekomen de opvang tot het laagst mogelijke niveau terug te brengen. Een tussenoplossing die echter staat en valt met de naleving van die afspraak.

Geconcludeerd moet worden dat de Nederlandse zeehondenpopulatie momenteel geen intern beheer nodig heeft en dat het beheer zich slechts moet richten op het voorkómen en bestrijden van negatieve invloeden van buitenaf. Slechts wanneer de internationale Waddenzeepopulatie onder het eerder genoemde kritische minimum niveau van 5000 dieren zakt, is ingrijpen te overwegen.

Synthese

Een synthese van beide besproken optieën biedt m.i. een bruikbaar handvat voor het beleid en beheer van de populatie gewone zeehonden. Daarmee is de inpasbaarheid van menselijke activiteiten te beoordelen in termen van consequenties voor de zeehondenpopulatie.

In eerste instantie worden demografische parameters verzameld door een structureel monitoringsprogramma. Daarmee wordt vervolgens de demografische ontwikkeling beoordeeld tegen de achtergrond van de natuurvisie. Dat kan betekenen dat een negatieve ontwikkeling in de demografie aanvaardbaar wordt geacht zolang het erop lijkt dat die wordt veroorzaakt door een natuurlijk proces en dat de populatie niet onder de vereiste minimum grootte voor een levensvatbare populatie dreigt te zakken.

Geciteerde literatuur

- Härkönen, T., K.C. Harding & S.G. Lunneryd 1999. Age- and sex-specific behaviour in harbour seals *Phoca vitulina* leads to biased population parameters. *J. Appl. Ecol.* 36: 825-841.
- Reijnders, P.J.H. 1992. Retrospective population analysis and related future management perspectives for the harbour seal *Phoca vitulina* in the Wadden Sea. *Neth. J. Sea Res. Spec. Publ. Ser. No. 20*: 193-197.
- Reijnders, P.J.H. & S.M.J.M. Brasseur 2003. Veränderungen in Vorkommen und Status der Bestände von Seehunden und Kegelrobben in der Nordsee – Mit Anmerkungen zum Robbensterben 2002. In: J. Lozán, E. Rachor, K. Reise, J. Sündermann & H. von Westernhagen (Hrsg.), Warnsignale aus der Nordsee: Neue Folge. Vom Wattenmeer bis zur offenen See. Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg (ISSN 3-00-010166-7), in Kooperation mit GEO, 330-339.
- Reijnders, P.J.H., S.M.J.M. Brasseur & A.G. Brinkman 2000. Habitatgebruik en aantalsontwikkelingen van gewone zeehonden in de Oosterschelde en het overige Deltagebied. *Alterra Rapport 078*, ISSN 1566-7197, p. 25-26. Alterra, Wageningen.
- Reijnders, P.J.H., E.H. Ries, S. Tougaard, N. Nørgaard, G. Heidemann, J. Schwarz, E. Vareschi & I.M. Traut 1997. Population development of harbour seals *Phoca vitulina* in the Wadden sea after the 1988 virusepidemic. *J. Sea Res.* 38: 161-168.

Soulé, M.E. & B.A. Wilcoxon 1980. Conservation Biology: An evolutionary-ecological perspective. Sinauer Associates Inc. Sunderland, USA.

Bijlage V.

Overige vergelijkbare begrippen voor Natuurgrenzen

De Raad van de Wadden heeft geïnventariseerd of elders vergelijkbare begripontwikkeling heeft plaatsgevonden en heeft die meegenomen in zijn toetsing naar bruikbaarheid. De volgende worden genoemd in het RvdW rapport: *(Inter)nationale benaderingen van het begrip "natuurgrens" (uit bijlage 3 van Advies RvdW)*, En hier kort beschreven.

Carrying capacity: het maximaal aantal organismen dat binnen een habitat langdurig (gemiddeld) kan overleven zonder degradatie van het milieu en zonder de toekomstige draagkracht voor zichzelf en voor andere organismen te verminderen.

Voor een doelorganisme kan zo'n grens wellicht kwantitatief bepaald worden (daar is populatiebeheer van (schadelijk geachte) organismen zoals zwijnen en ganzen grotendeels op gebaseerd). Degradatie van milieu houdt in dat ook rekening gehouden moet worden met andere stakeholders dan een specifieke sector of een bepaalde doelsoort.

Voor het stellen van zo'n grens (tot hier en niet verder) maakt het begrip moeilijk kwantitatief toepasbaar in een multifunctionele omgeving.

Limits of acceptable Change (LAC)

Typisch voorbeeld van het vaststellen van een gebruiksgrens of andere menselijke invloed gebaseerd op een ecologische "maat" van de effecten. Bijvoorbeeld bij meer natuurlijk kwelderbeheer stoppen met vrijlaten van natuurlijke processen als meer dan X % open plekken in vegetatie ontstaan. Aantal toegestane verstoringen op HVP per tijdsperiode verminderen als het leidt tot afname van broedparen met XX %. Soms is het ook geen maat gebaseerd op een ecologische variabele, maar bijvoorbeeld het accepteren van een toename tot een aantal schepen per ha omd (wel onder de aanname dat dit aantal dan maar een bepaalde geaccepteerde verstoring veroorzaakt).

Ecologische normstelling (grenswaarden)

Een benadering uit de (eco)toxicologie. Daar is het goed toepasbaar (LD50 per soort etc). In complexe ecosystemen is deze benadering niet of nauwelijks in onderbouwde gekwantificeerde mate bruikbaar, tenzij zeer globaal beschreven. Het is in dat geval meestal een politiek besluit en komt dan min of meer neer op invulling van gebruik van ecosysteefuncties. Die functies stellen eisen aan het ecosysteem, en die eisen zullen goed gekwantificeerd beschreven moeten worden waarbij ingegaan moet worden op de kwaliteitsparameters waaraan voldaan moet worden. Een voordeel van deze benadering is dat invloeden van verschillende gebruiksvormen met vergelijkbare effecten bij elkaar opgeteld kunnen worden

(bijvoorbeeld, om te komen tot streefdoel 150.000 scholeksters is o.a. nodig (xx ha mosselbank, yy ha kwelderrand, zz ha HVP met maximaal qq verstoringen per tijdsperiode)

Ecologische veerkracht

De hoeveelheid verstoring die een systeem aankan en toch nog terugkeren naar "normale" stabiele toestand. Beneden een ondergrens of boven een bovengrens komt en blijft het systeem in een ander evenwicht (voor voorbeelden zie o.a. publicaties van Scheffer en sectie 2.2.4). Bij gebruik dat geen rekening houdt met dynamiek kan te grote impact bij laag niveau (tgv van natuurlijke fluctuaties) het systeem tot onder de "natuurgrens" laten zakken. Een publicatie van Nes & Scheffer (2007) geeft aan dat veerkracht meetbaar vermindert naarmate je dichterbij de natuurgrens komt. (herstel verloopt langzamer). Misschien levert dit gegeven een zeer bruikbaar instrument bij het vaststellen van natuurgrenzen waarop dan een gebruiksgrens (of gebruiks-stop) wordt ingesteld.

Adaptief beheer

Hierbij wordt op basis van globale en algemeen geaccepteerde kennis een activiteit (dikwijls beheer met bepaald doel) toegestaan en uitgevoerd. Door goede monitoring wordt nagegaan of de verwachte effecten optreden of resultaten gehaald worden. Er worden bepaalde limieten of thresholds (Thresholds of Potential Concern) (TPC's) afgesproken zodat ingegrepen of gestopt kan worden indien dat afgesproken niveau benaderd of overschreden wordt. Een zeer praktische methode voor het werken met natuurgrenzen, maar moeilijk toepasbaar bij ingrepen met een permanent karakter of ingrepen met grote investeringen die pas geld opbrengen als minimaal een bepaald investeringsniveau bereikt wordt. In beheerszaken is dit vergelijkbaar met Limits of Acceptable Change, en in Nederland toegepast bij overgang naar meer natuurlijk kwelderbeheer waarbij afgesproken is dat weer ingegrepen wordt (greppelen voor ontwatering) als meer dan een bepaald oppervlaktepercentage vegetatie verliest, of een kale plek van meer dan XX ha ontstaat. Op niveau van een groot en complex ecosysteem, bijvoorbeeld de gehele, of een groot op zichzelf staand deel van, de Waddenzee kan deze benadering toegepast worden in combinatie met de eerder genoemde benadering van "normatieve inschaling".

Draagkracht en Duurzaamheid

In relatie tot de hiervoor beschreven begrippen wordt ook begrippen als draagkracht (ruimer dan carrying capacity) en duurzaamheid gebruikt. Bij deze begrippen moeten verschillende vormen van draagkracht en duurzaamheid onderscheiden worden.

In een Nieuw Zeelands rapport (Inglis et al. 2000) werd onderstaande benadering gevonden. Hiernaar werd door NGO's verwezen in discussies n.a.v. de in hun ogen te beperkte benadering bij de draagkrachtdiscussies in relatie tot uitbreiding van Mosselzaadinstallaties (MZI's) in de Waddenzee.

Four generic types of carrying capacity can be applied to coastal aquaculture development:

- *physical carrying capacity* – the total area of marine farms that can be accommodated in the available physical space,
- *production carrying capacity* – the stocking density of bivalves at which harvests are maximised,
- *ecological carrying capacity* – the stocking or farm density which causes unacceptable ecological impacts,
- *social carrying capacity* – the level of farm development that causes unacceptable social impacts.

Een vergelijkbare benadering werd gevolgd door Dankers (1993) in een rapportage over mogelijkheden voor duurzame schelpdiervisserij. Daar werd geconcludeerd:

"In an area where management aims for wise and multifunctional use, the concept of sustainability should be broadened compared to the concept of sustainable yield as used in the sectoral fisheries approach. In the Wadden Sea sustainable management should consider:

- sustainable yield of target organisms;
- sustainable yield of organisms for other parties;
- acceptable impact on non-target organisms.

In the last case sustainable yield then means the yield which can be collected without impacting non-target species to a level higher level than acceptable for other parties, which often are aiming for nature conservation."

Bijlage VI

Natuurlijke variabiliteit van bodemfauna

Wat betreft processen die de bodemfauna op droogvallende platen beïnvloeden is de Waddenzee een nagenoeg natuurlijk systeem. In het sublitoraal zou visserij een belangrijke invloed kunnen hebben. De bodemfauna wordt redelijk goed gemonitord, en vertoont veel variatie. Die variatie kenmerkt zich zowel tussen jaren, over langere perioden en ruimtelijk tussen deelgebieden. De variatie wordt onder andere veroorzaakt door verschillen in broedval tussen jaren of broedval op specifieke locaties, mortaliteit door strenge winters, verschillen in predatiedruk, andere mortaliteitsfactoren zoals zoetwaterpulsen, stormen, visserij en grootschalige ingrepen zoals baggeren en storten. Beukema et al. (1996) toonden aan dat fluctuaties tot op zekere hoogte vergelijkbaar verlopen over een groter gebied. Strenge winters bleken een belangrijke factor te zijn in het synchroniseren van ontwikkelingen

De bodemfauna staat direct aan de basis van het voedselweb voor vissen en vogels.

De ontwikkeling in bodemdieren wordt gevolgd in verschillende monitoring programma's.

- Op het Balgzand wordt door het NIOZ vanaf 1970 de bodemfauna bemonsterd op een twaalfstal raaïen. (Philippart et al. 2007). In de oostelijke Waddenzee zijn door Essink (Beukema et al., 1996) vanaf 1969 jaarlijks een drietal stations bemonsterd. In het kader van het nationale monitorprogramma MWTL (*Monitoring Waterstaatkundige Toestand des Lands*) worden drie raaïen uit het Balgzand-programma, drie raaïen op de Piet Scheve Plaat, drie op de Hering Plaat (Dollard) en drie in het sublitoraal van de westelijke Waddenzee jaarlijks bemonsterd en gerapporteerd (Dekker & Waasdorp 2007)
- In het kader van de inventarisatie van commercieel interessante schelpdieren worden door IMARES vanaf 1990 in het litoraal op gestandaardiseerde wijze de oppervlakken van mosselbanken en de biomassa van mosselen en kokkels jaarlijks gemeten. Daarbij worden met redelijke nauwkeurigheid ook de nonnetjes (*Macoma balthica*) gekwantificeerd.
- Ook in het kader van de schelpdierinventarisaties wordt vanaf 1990 door IMARES de biomassa van mosselen in het sublitoraal van de westelijke Waddenzee gemeten..
- In het kader van het trilaterale monitoringprogramma TMAP en informatievoorziening natuur van LNV worden van een kleine selectie van mosselbanken jaarlijks de contouren in kaart gebracht om na te gaan hoe individuele banken veranderen onder invloed van verschillende omstandigheden.

Uit deze meetprogramma's kunnen de volgende conclusies getrokken worden.

Lange termijn ontwikkeling op raaïen en ecoplots

Zowel uit de Balgzand-data, als uit een Waddenzeebreed monsterprogramma (1972, 1977 en 1987) blijkt dat na de winter van 1979 een sprongsgewijze toename van de biomassa van bodemdieren is opgetreden (Beukema, 1989; Philippart et al. 2007) (fig 5.1). Deze toename werd toen duidelijk veroorzaakt door de toename van filtrerende schelpdieren (5.1-c links). Uit de figuur 5.1-a rechtsboven blijkt dat dit grotendeels te danken is aan de goede broedval van de kokkel (*Cerastoderma edule*). In de er op volgende 10 jaar namen die schelpdieren weer geleidelijk af, en in dezelfde periode namen de deposit eters toe.

Na het dieptepunt in 1991 is er weer sprake van een duidelijke toename, maar die is meer geleidelijk en bereikt een top na 8 jaar. In dit geval lijkt de broedval, maar vooral de lange overleving en groei, van de Strandgaper (*Mya arenaria*) hiervoor verantwoordelijk. Van een beperkt aantal raaïen is meer recente informatie beschikbaar (Dekker & Waasdorp 2007) en weergegeven in figuur 5.2 tm 5.4 voor raaïen op Balgzand, PietScheve plaat in de centrale Waddenzee en Heringplaat in de Dollard. Hieruit blijkt een toename van de macrobentos op de Balgzandraaïen tot een "all time high". In dit geval vooral veroorzaakt door een explosieve toename van Amerikaanse zwaardschede (*Ensis americanus*).

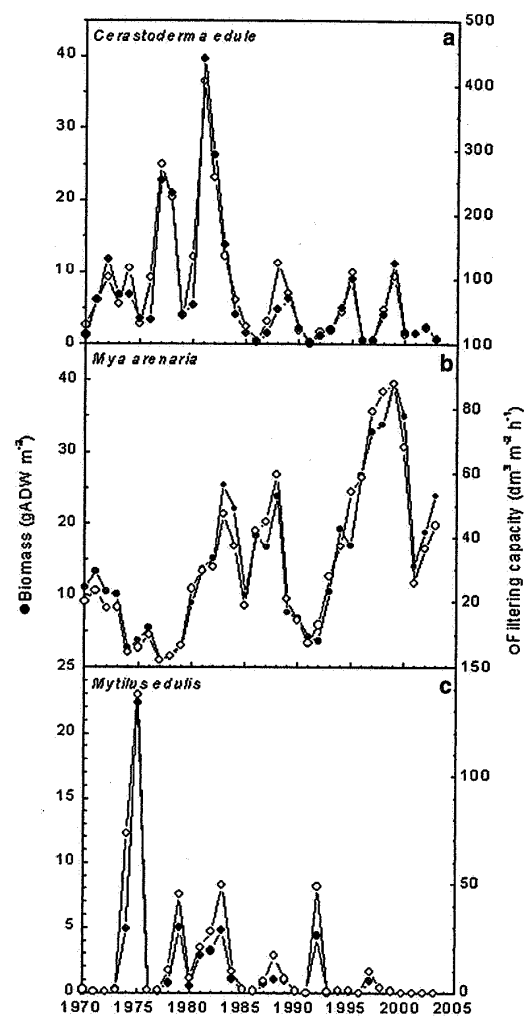
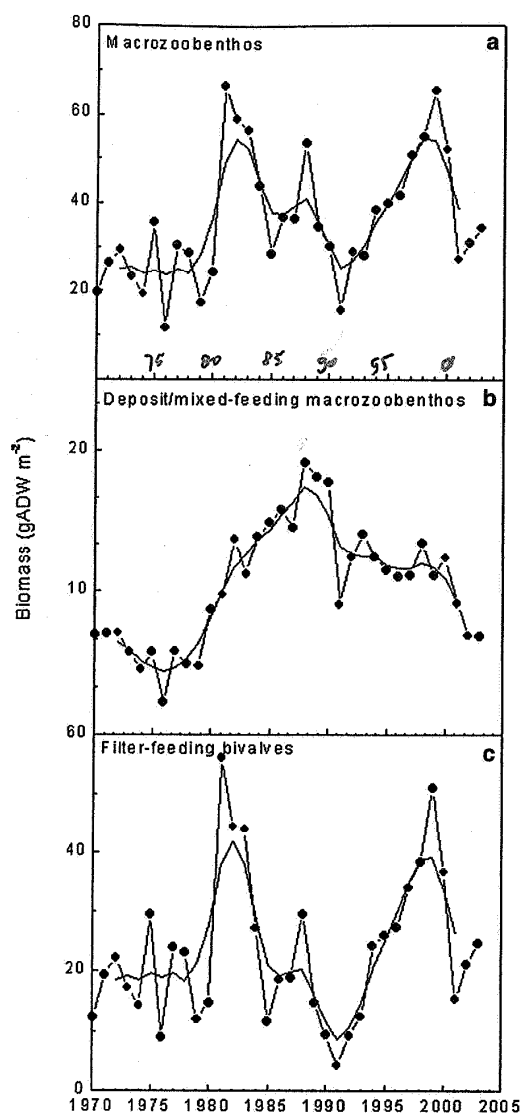
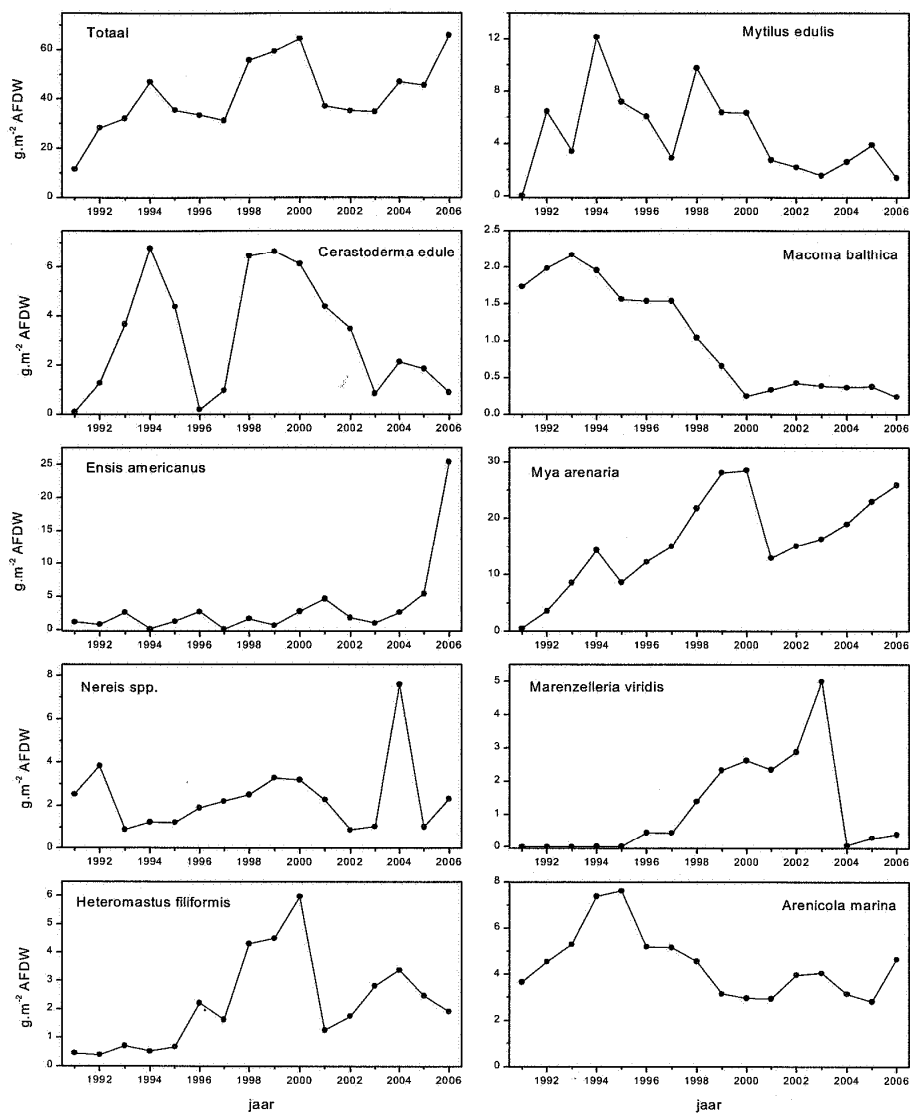
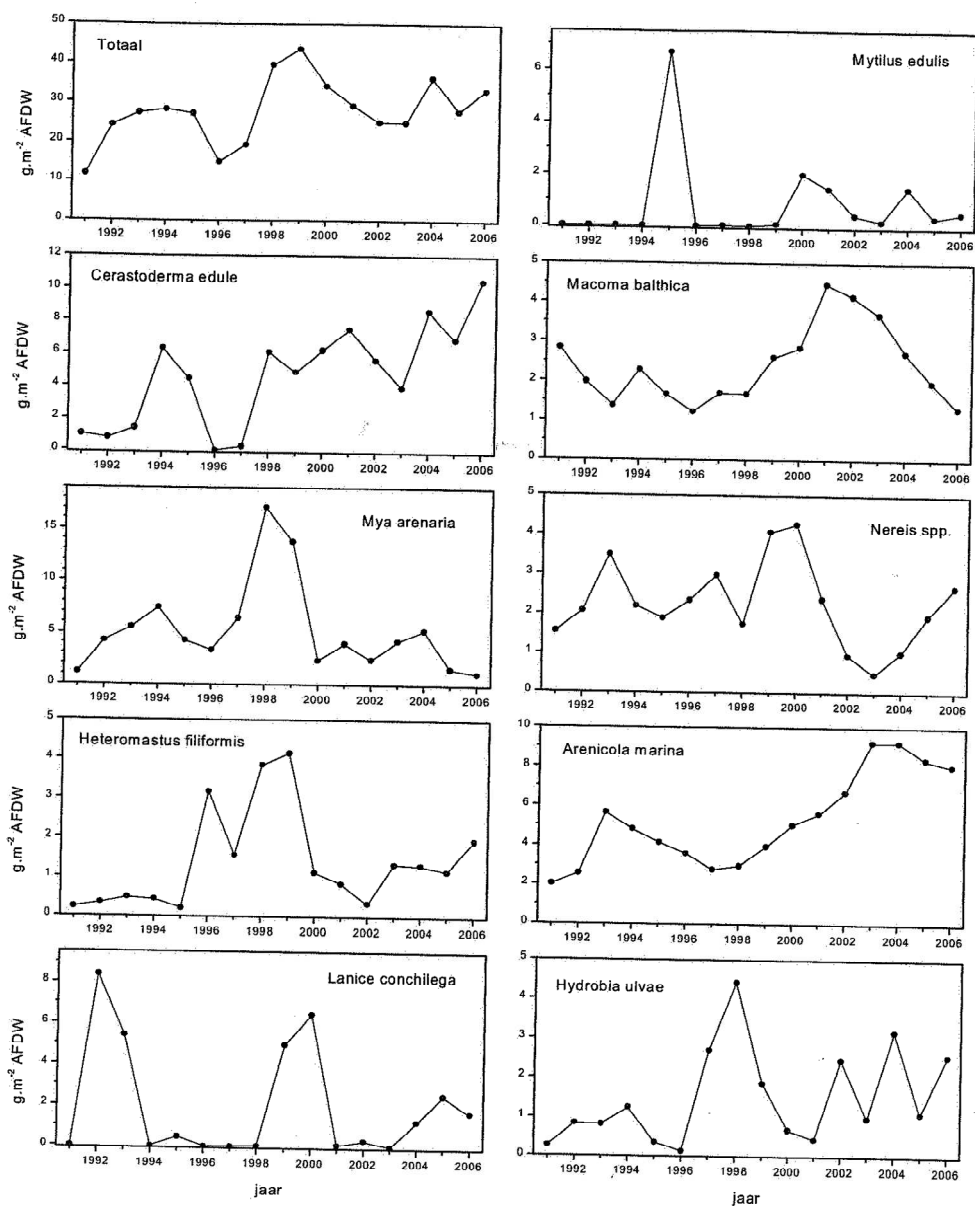


Figure 8. Time series of species-specific late-winter biomass (left axis; closed dots, g ADW m⁻²) and filter-feeding capacity (right axis; open dots, dm³ m⁻² h⁻¹) of filter-

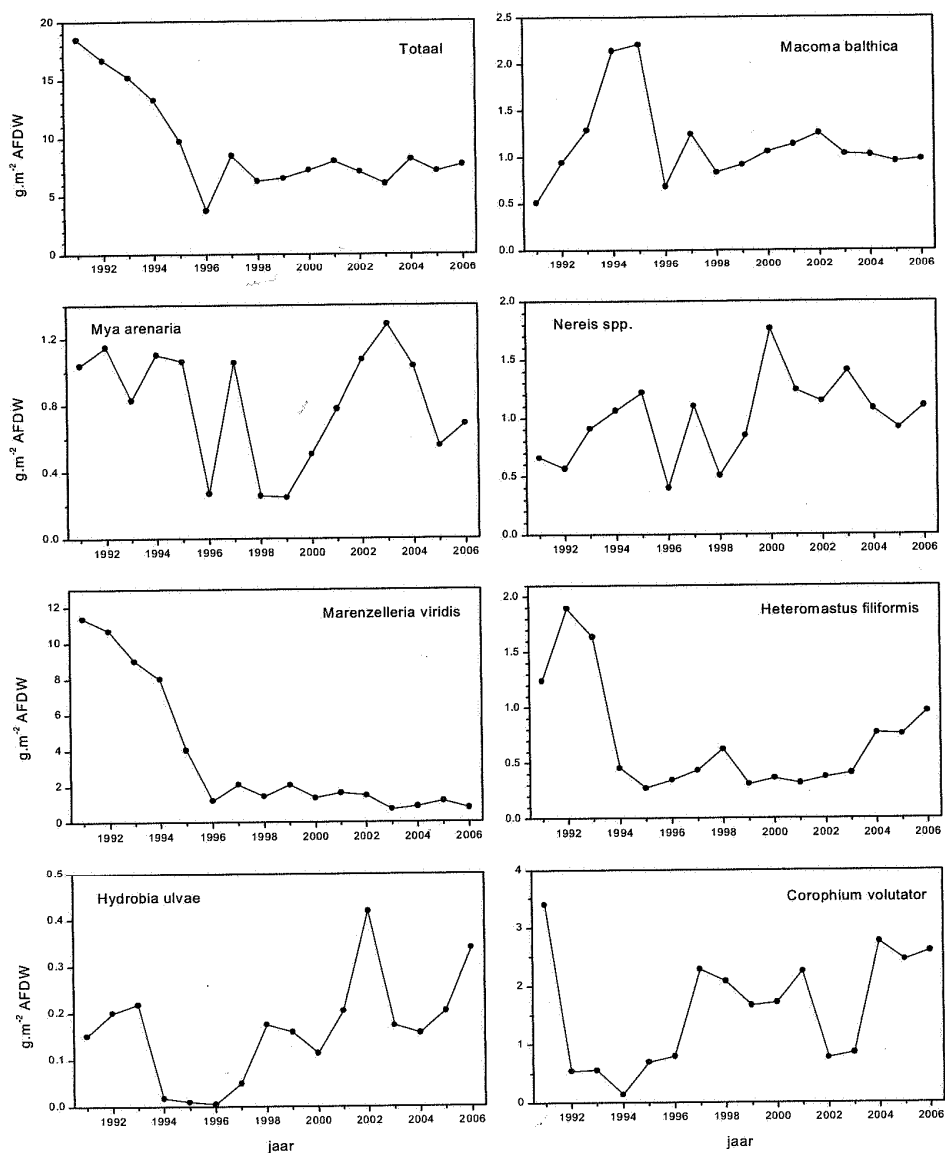
Figuur 5.1 Fluctuaties van biomassa bodemdieren op het Balgzand (Kopie van fig. 7 en 8 uit Philippart et al. 2007)



Figuur 5.2a Macrobenthos op het Balgzand (uit Dekker en Waasdorp 2007)



Figuur 5.2b Macrobenthos op de Piet Scheve plaat in de centrale Waddenzee (uit Dekker en Waasdorp 2007)

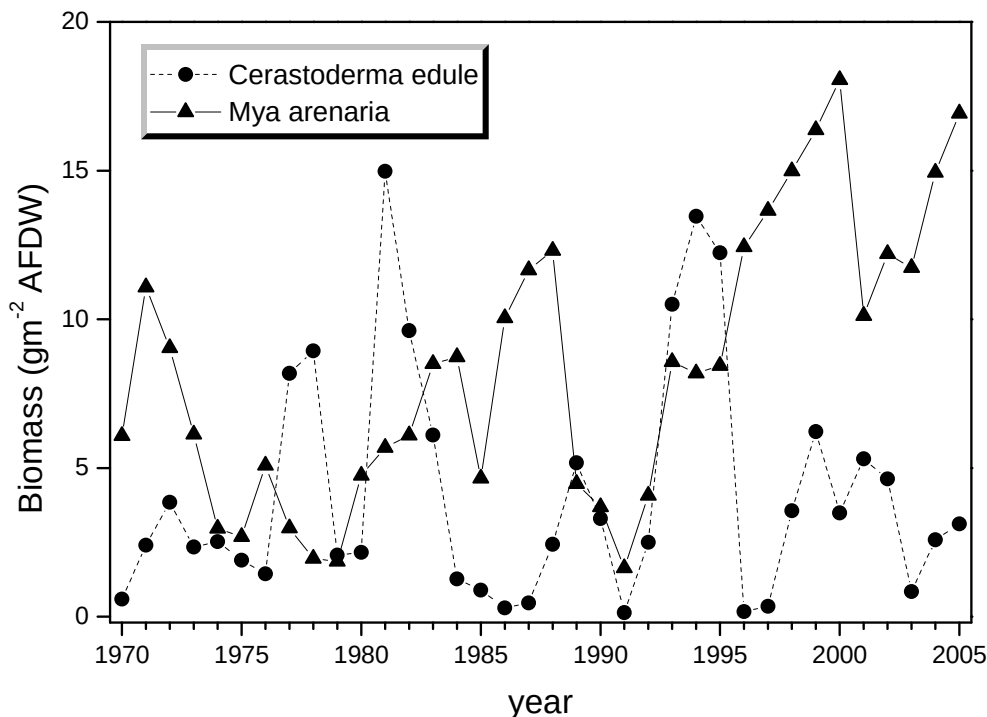


Figuur 5.2c Macrobenthos op de Hering plaat (Dollard). (uit Dekker en Waasdorp 2007)

De biomassa op het Balgzand, Sublitoraal Westelijk Wad en Piet Scheve plaat toont een toename in de periode 1991-2007. Alleen op de (relatief arme) Heringplaat in de Dollard is sprake van afname, maar die kan nagenoeg geheel verklaard worden door de afname van de in de 80er jaren geïntroduceerde en toen explosief toegenomen Oostzeezager (*Marenzelleria viridis*).

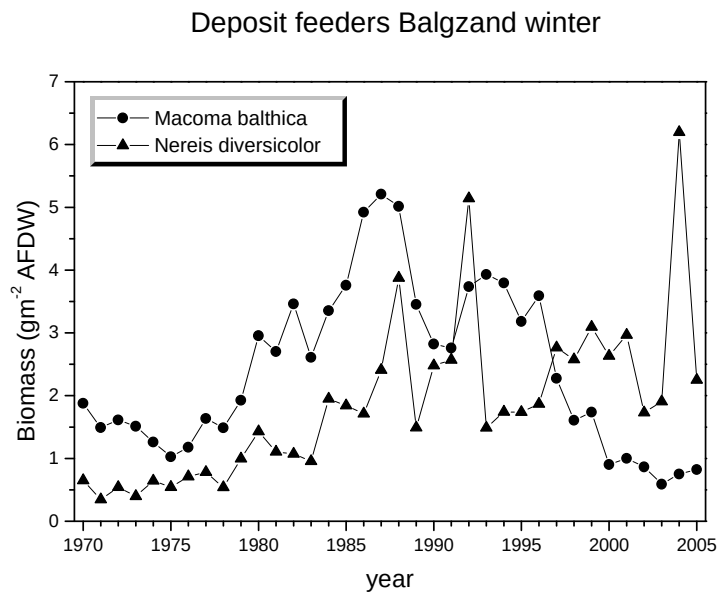
Hoewel de totaalbiomassa over een langere periode redelijk stabiel kan zijn of een geleidelijke trend vertonen kunnen individuele soorten sterk fluctueren en tegengestelde trends vertonen. In fig 5.3 en 5.4 worden voorbeelden gegeven van filtreerders (Kokkel en Strandgaper) waarbij de kokkel enkele malen snel toe-, maar ook weer snel afneemt, en de strandgaper over de gehele periode gezien een duidelijk toenemende trend laat zien. Bij nadere beschouwing is er voor die soort een dip na 1988 en is de hoge biomassa in de laatste jaren het gevolg van een of meer broedvallen na 1990. In figuur 5.4 worden twee deposit-feeders (Macoma en Nereis) weergegeven. Macoma neemt gedurende een lange periode geleidelijk toe en daarna weer af, terwijl Nereis een toenemende trend laat zien met grote jaarlijkse fluctuaties.

Filter feeders Balgzand winter



Figuur 5.3 Verschillende ontwikkelingen van twee suspension feeders (data Rob Dekker NIOZ)

Voor al langlevende organismen kunnen de structuur van een gemeenschap en de biomassa voor lange tijd bepalen (Meer et al. 2001). In dit geval zijn vooral soorten die ook nog in zeer hoge dichtheden kunnen voorkomen belangrijk (mossel, kokkel, strandgaper en mesheft). Het succes van hun broedval en overleving in het eerste jaar is blijkbaar belangrijker dan factoren zoals draagkracht bepaald door nutriënten en primaire productie.



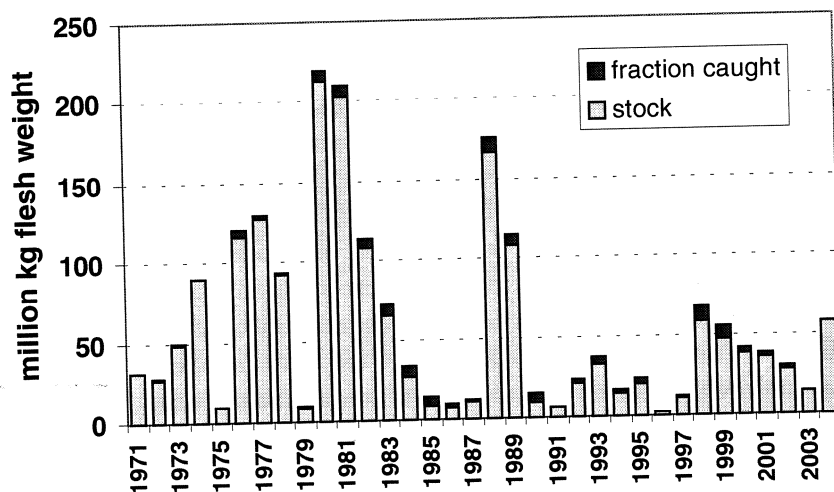
Figuur 5.4 Verschillende ontwikkelingen van twee deposit feeders (data Rob Dekker, NIOZ)

Lange termijn ontwikkeling commercieel interessante schelpdieren in het litoraal

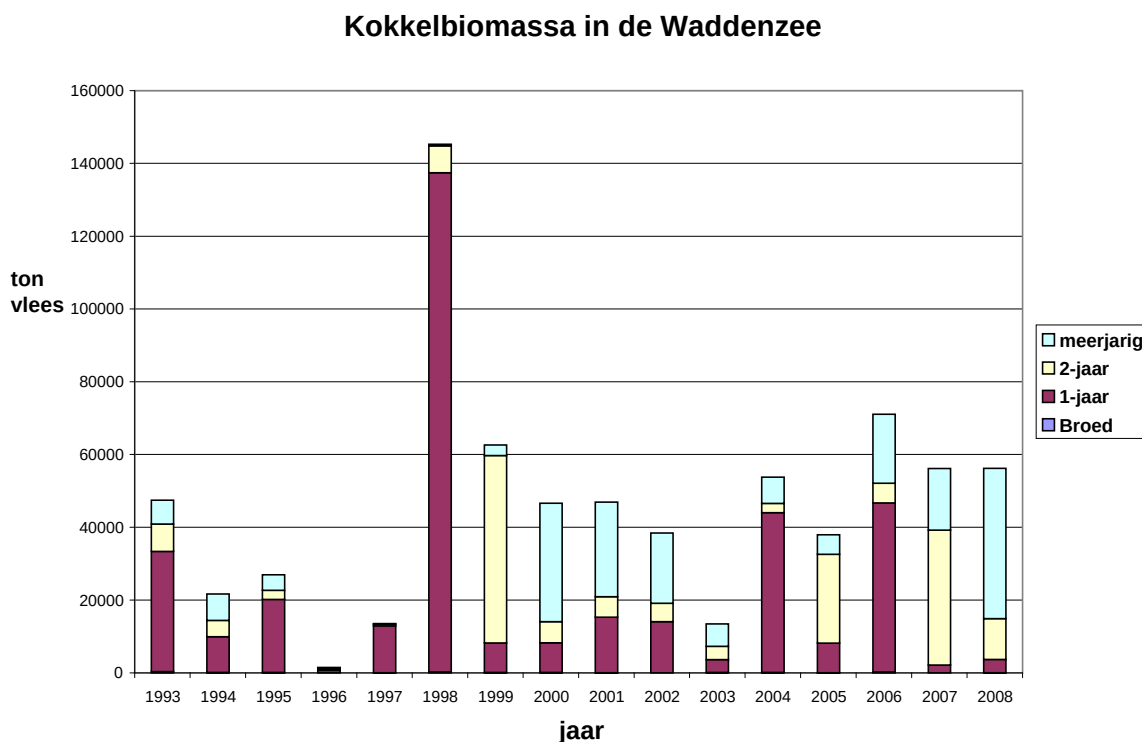
Kokkels

In de periode 1971-1990 werd de biomassa alleen gemeten op een aantal raaien op het Balgzand. Na die periode werd jaarlijks de hele Waddenzee geïnventariseerd. Figuur 5.5 geeft een overzicht waarbij de gegevens tot 1990 gebaseerd zijn op extrapolaties van de Balgzandgegevens, en de meer recente afgeleid uit de Waddenzeebrede inventarisaties van IMARES

Hieruit blijkt dat de zeer hoge waarden uit de 70-er en 80-er jaren niet meer voorkomen. De meest recente gegevens uit de IMARES surveys (fig 5.6) geven indicaties voor stabilisatie. In figuur 5.5 en 5.6 valt op dat de waarde voor 1998 sterk afwijkt. Dat is een gevolg van de in dat jaar gehanteerde berekeningsmethode voor groei. De monsternamen in het voorjaar en de weergegeven "visbare" bestanden worden berekend voor het najaar. Bij een grote populatie kleine kokkels in het voorjaar kan de najaarspopulatie snel overschat worden bij een optimistische groeiverwachting



Figuur 5.5 Kokkelbiomasa in de Nederlandse Waddenzee vanaf 1971 (Uit Ens et al 2006)



Figuur 5.6 Biomassa van kokkels van verschillende leeftijdsklassen uit de Waddenzeebrede IMARES surveys

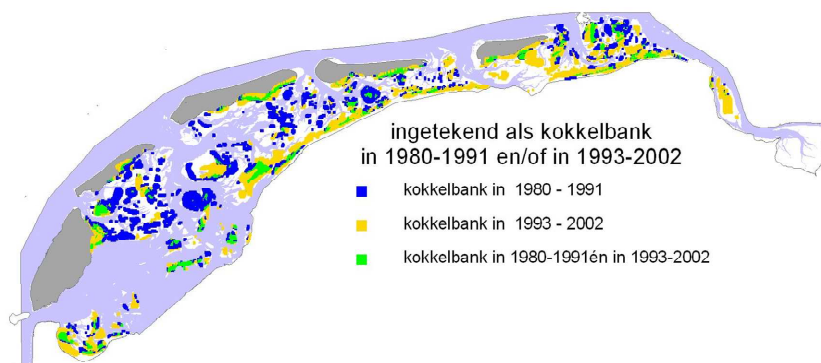
Uit de figuren blijkt dat de biomassa bepaald wordt door af en toe voorkomende goede broedvallen en daarna dikwijls een geleidelijke afname tot de volgende broedval. Grote sterfte treedt op na een strenge winter. In 1996 werd de sterfte geschat op meer dan 95 % (van Stralen pers.com.). In sommige jaren na een strenge winter werden zeer sterke toenames gezien zoals in 1979 en 1996.

Wellicht zijn dit soort meerjarige metingen te gebruiken bij discussies over natuur- en gebruiksgrenzen. Door de kokkelsector werd beweerd dat minder dan 10% van de stock weggevisst werd. Gestreefd werd naar vangsten

tussen 5 en 10 miljoen kg vlees. Uit figuur 5.5 zou opgemaakt kunnen worden dat de kokkelpopulatie, en de er op foeragerende vogels geen probleem zouden moeten hebben met deze mate van visserij. Figuur 5.6 geeft echter een ander beeld. Ervan uitgaand dat de kokkelvisserij zich in het litoraal vooral richt op meerjarige kokkels blijkt dat er veel jaren zijn waarin meerjarige kokkels in minder dan 10 miljoen kg voorkomen, en in die jaren zou visserij van enige schaal leiden tot het grotendeels verdwijnen van het natuurtype “meerjarige kokkelbank”. Daarmee wordt dan een natuurgrens overschreden.

Naast de temporele variatie is er ook sprake van ruimtelijke variatie. Er zijn plekken met duidelijke kokkelbanken, maar ook grote delen met relatief weinig kokkels. Naast deze ruimtelijke variatie kan gesproken worden van een ruimtelijk/temporele variatie. Dat wil zeggen dat banken niet altijd op dezelfde plaats voorkomen. Ook kan sprake zijn van een zekere mate van stabiliteit in ruimtelijke verdeling, maar zelfs dan kunnen verschuivingen optreden in het ruimtelijk patroon. Dat wordt duidelijk uit figuur 5.7.

Verspreiding kokkelbanken richting kust



Zwarts, EVA-II Rapport 2004

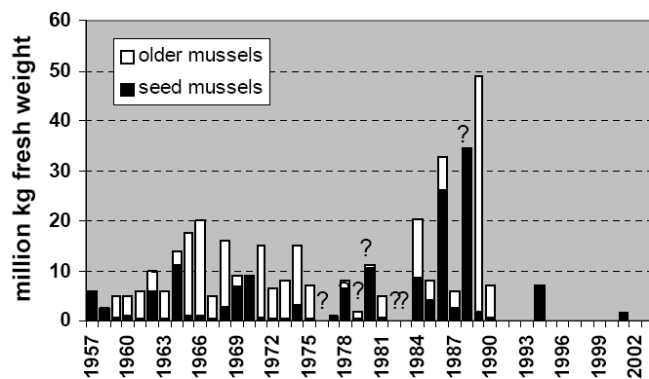
Figuur 5.7 Locatie van kokkelbanken in de Waddenzee in verschillende perioden (Uit Ens et al 2006)

In grote delen van de Waddenzee kwamen de kokkelbanken in de jaren 80-90 vooral voor in het midden van het wad, en in de jaren 90 tot 2002 meer langs de randen. In het meest oostelijk gelegen deel treedt deze verschuiving echter niet op.

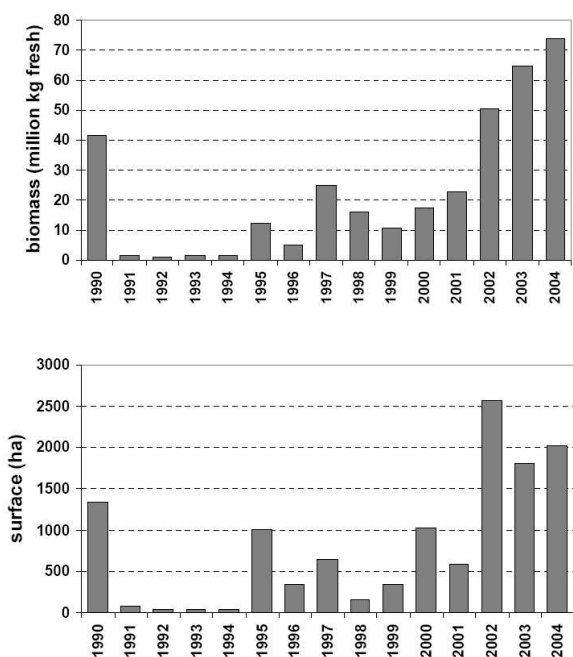
Droogvallende Mosselen

Lange termijn informatie over oppervlak mosselbanken en biomassa is niet beschikbaar. Omdat mosselen zeer geclusterd in banken voorkomen is het niet mogelijk om met enige mate van nauwkeurigheid de Balgzandinformatie te extrapoleren naar de gehele Waddenzee. In Dankers et al (2003) zijn globale (minimum)schattingen gemaakt van mosselbiomassa (tabel 6 pg 51 en figuur 4.7 pg 53 in dat rapport). Omdat die schattingen veelal uitgaan van de geviste hoeveelheden (figuur 5.8) moet de totaal aanwezige hoeveelheid een veelvoud bedragen hebben. Biomassawaarden van 20 – 40 miljoen kg lijken niet onwaarschijnlijk.

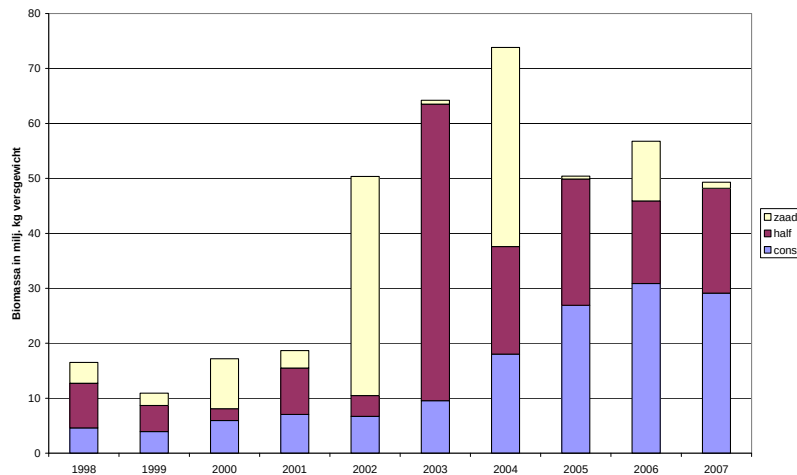
Vanaf 1991 zijn door IMARES de mosselbestanden en oppervlakken met redelijk grote nauwkeurigheid volgens een gestandaardiseerde methode bepaald.



Figuur 5.8 De geviste hoeveelheden mosselen op droogvallende banken in de oostelijke Waddenzee (uit Dankers et al (2003))



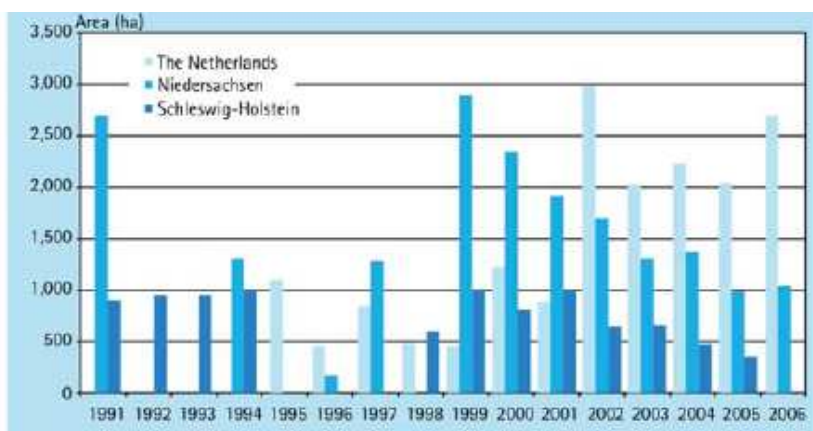
Figuur 5.9 Mosselbiomassa en oppervlak van de mosselbanken zoals geïnventariseerd in de jaarlijkse IMARES surveys (Kopie van figuur 57 uit Dankers et al. 2003)



Figuur 5.10 Biomassa en samenstelling van het mosselbestand in het litoraal in het voorjaar van 1998 tot en met 2007. De mosselen zijn ingedeeld naar cohorten van zaad (klein), halfwas (middel) en consumptie formaat (groot).

Uit de beschikbare informatie blijkt dat de mosselbanken eind jaren 80 nagenoeg geheel verdwenen zijn. In 1987 is nog een zeer goede broedval opgetreden, maar die is zwaar bevestigd (Dankers et al 2003, 2004) in de periode 1988-1990. Uit figuur 5.9 blijkt dat begin jaren 90 nauwelijks mosselbanken voorkwamen. In 1994 was weer sprake van een goede broedval. In dat najaar werd voor de laatste maal op droogvallende platen gevist. Door een stormperiode in februari-maart 1995 bleef van die broedval maar 1000 ha over. Daarna nam zowel oppervlak als biomassa door min of meer regelmatige broedvallen (in 1994, 1996, 1999, 2001, 2003 en 2005) toe tot een min of meer stabiel oppervlak van ruim 2000 ha na 2003. Biomassa en samenstelling van de populatie in die periode zijn weergegeven in figuur 5.10.

In figuur 5.11 wordt de situatie in de internationale Waddenzee weergegeven. De maximale hoogte van de grafiek is duidelijk afhankelijk van de af en toe optredende broedvallen. In Nederland lijkt de situatie zich op een relatief hoog peil te stabiliseren, en in Sleeswijk Holstein is sprake van een geringe afname terwijl in Niedersachsen het oppervlak afgenomen is tot 1/3 van het maximum. Zoals eerder gesteld is in Nederland is de laatste jaren sprake geweest van broedvallen, terwijl deze in Duitsland uitbleven. In Niedersachsen wordt elk jaar ook mosselen gevist op de droogvallende platen. Wellicht geven deze observaties indicaties voor het bestaan van een "natuurgrens" voor instandhouding van het areaal mosselbanken.



Figuur 5.11 Oppervlak aan mosselbanken in Nederland, Niedersachsen en Sleeswijk Holstein. Geen kolom betekent geen informatie beschikbaar voor dat jaar. (Uit Nominatiedossier Werelderfgoed (CWSS 2008).

Lange termijn ontwikkeling sublitorale schelpdieren

In het sublitoral worden weinig monsterprogramma's zodanig uitgevoerd dat daaruit jaarlijkse ontwikkeling of trends voor de gehele Waddenzee afgeleid kunnen worden. In de Westelijke Waddenzee wordt een drietal korte (1 km) raaien bemonsterd (Dekker en Waasdorp 2007), maar deze geven maar een beeld over de ontwikkelingen in één geul, en zijn niet geschikt voor kwantificering van geclusterde voorkomens zoals mosselen en kokkels. Wat betreft de overige soorten is ook hier het beeld dat totaalbiomassa geen duidelijke trend vertoont, maar in de periode 1992 – 2006 fluctueert tussen 25 en 120 gram asvrij-drooggewicht per m². *Ensis* en *Mya* nemen ook hier duidelijk toe en *Macoma* neemt vanaf 2002 sterk af.

Mosselen worden wel uitgebreider bemonsterd in het kader van de noodzakelijke achtergrond informatie voor vergunningverlening.

Sublitorale mosselen komen in hoofdzaak voor in de westelijke Waddenzee. Broedval treedt niet elk jaar op. Oudere mosselbanken komen niet voor. De reden daarvoor is onderwerp van discussie en onderzoek. Zowel natuurlijke oorzaken (predatie, storm) als visserij worden genoemd. Visserijdruk wordt gemeten omdat de jaarlijkse vangsten bekend zijn. Hieruit blijkt dat door op elkaar volgende najaars- en voorjaarsvisserij een aanzienlijk percentage (> 60%) van de jaarlijkse broedval weggevist wordt.

Ontwikkeling van stabiele structuren

Mosselbanken hebben ook een intrinsieke waarde als structuurvormende organismen. De biogene structuren zijn stabiel en vormen een voedselbron voor zowel schelpdiereters als vogels die foerageren op organismen die zich op en binnen die structuren bevinden. Sommige van de in de broedval van 1994 gevormde banken zijn nog steeds aanwezig (Fey et al. 2007). Op oude mosselbanken vind ook elk jaar wel enige broedval plaats, ook in jaren dat broedval buiten de banken nauwelijks voorkomt (Dankers et al. 2004, Fey et al. 2007). Op de droogvallende platen vormen de mosselbanken karakteristieke landschappelijke structuren.