

TNO-rapport
TNO-MEP – R95/249

Herstel mogelijkheden voor mariene natuurdoeltypen in de Oostelijke Waddenzee

TNO Milieu, Energie en
Procesinnovatie

Divisie Milieukwaliteit & Veiligheid
Afdeling Ecologische Risico's

Postbus 57
1780 AB Den Helder

Telefoon 0223 - 638800
Fax 0223 - 630687
Email LAMR@KRIBC.TNO.NL

auteur(s):
H.P. van Dokkum
H.P.M. Schobben

datum:
16/1/96

opdrachtnummer:
51542

opdrachtgever:
LNV-IKC/NBLF (doelsubsidie)

Alle rechten voorbehouden.
Niets uit deze uitgave mag worden
vermenigvuldigd en/of openbaar gemaakt
door middel van druk, fotokopie, microfilm of
op welke andere wijze dan ook, zonder
voorafgaande toestemming van TNO.

Indien dit rapport in opdracht werd
uitgebracht, wordt voor de rechten en
verplichtingen van de opdrachtgever en
opdrachtnemer verwezen naar de 'Algemene
Voorwaarden voor Onderzoeksopdrachten
aan TNO', dan wel de betreffende terzake
tussen partijen gesloten overeenkomst.
Het ter inzage geven van het TNO-rapport
aan direct belanghebbenden is toegestaan.

© TNO

TNO Milieu, Energie en Procesinnovatie stelt zich ten
doel door middel van onderzoek en advisering bij te dragen
aan een verantwoord milieubeheer, gebaseerd op
inzicht in de relatie tussen door de mens
veroorzaakte vervuiling en de draagkracht van
het milieu, alsmede het voorkomen, behandelen
en saneren van milieuverontreiniging.

Nederlandse organisatie voor
Toegepast-Natuurwetenschappelijk Onderzoek.

Op opdrachten aan TNO zijn van toepassing de Algemene
Voorwaarden voor onderzoeksopdrachten aan TNO, zoals
gedeponeerd bij de Arrondissementsrechtbank en de
Kamer van Koophandel te 's-Gravenhage



INHOUD

Samenvatting	5
1. Inleiding	7
1.1 Kader	8
1.2 Doel en uitwerking	8
1.3 Case-study	10
2. Mariene natuurdoeltypen	11
2.1 Mariene natuurdoeltypen volgens de nota ecosysteemvisies EHS	12
2.2 Methode voor het opstellen van mariene natuurdoeltypen	14
2.3 Case study: mariene natuurdoeltypen voor de Oostelijke Waddenzee	15
3. Abiotisch milieu	20
3.1 Ecologische amplitudo's	20
3.2 Case-study	23
3.2.1 Keuze van milieufactoren	23
3.2.2 Selectie natuurdoeltypen	25
3.2.3 Ecologische amplitudo's	25
3.2.4 Toepassing	29
4. Verstoring	31
4.1 Inleiding	32
4.2 Normstelling voor natuurdoeltypen	35
4.3 Case study	39
4.3.1 Toxicant en verspreiding	39
4.3.2 Normstelling	39
5 Ecologische aspecten: Hersteltijd	42
5.1 Inleiding	42
5.2 Selectie relevante aspecten herstelproces	44
5.3 Case-study	45
6 Integratie: Hersteladviezen	47
6.1 Hersteladviezen	48
6.2 Case-study	50

7 Discussie	51
7.1 Aansluiting bij het natuurbeleid	52
7.2 Knelpunten bij het uitwerken van de methode	53
7.3 Toepasbaarheid van de methode	54
7.4 Vervolgtrajecten	54
8 Referenties	55
Bijlage A Huidige doelsoorten van mariene natuurdoeltypen	61
Bijlage B Ecoprofielen van enkele habitat-dominerende soorten	63
<i>Slijkgarnaal (Corophium volutator)</i>	64
<i>Mossel (Mytilus edulis)</i>	64
<i>Groot zeegras (Zostera marina)</i>	65
Bijlage C Herstelmogelijkheden	67
Bijlage D Schatting olieconcentraties in de Oostelijke Waddenzee	75

AUTORISATIE

Het in dit rapport beschreven onderzoek is, in opdracht van LNV, uitgevoerd door de afdeling Ecologische Risico's van TNO Milieu, Energie en Procesinnovatie.

Aan dit onderzoek werkten mee:

Henk P.M. Schobben
Henno P. van Dokkum

Onderzoeksleider

Periode waarin het onderzoek is uitgevoerd:

januari 1995 - december 1995

Handtekening:

Henk P.M. Schobben
Onderzoeksleider
Datum: 14/1/96



Martin C.Th. Scholten
Hoofd Afdeling Ecologische Risico's
Datum:

Samenvatting

In het Nederlandse natuurbeleid zijn na te streven ecosystemen beschreven in 'natuurdoeltypen'. Voor het terrestrische milieu is een groot aantal natuurdoeltypen uitgewerkt met doelsoorten, maar doordat vegetatieverbonden als uitgangspunt zijn genomen bij het opstellen van natuurdoeltypen, zijn voor het mariene milieu geen bruikbare natuurdoeltypen beschikbaar. *Deze studie betreft het opstellen van natuurdoeltypen voor het mariene milieu, en het uitwerken van de herstel mogelijkheden van deze natuurdoeltypen in een bepaalde regio: De Oostelijke Waddenzee.*

Voor het opstellen van natuurdoeltypen zijn *habitat-dominerende soorten* als uitgangspunt genomen: soorten die aan de zeebodem gebonden zijn en diens gevolge in hun voorkomen beperkt worden door het abiotisch milieu ter plaatse. Deze soorten kunnen het habitat modificeren, hetzij door een bepaalde ruimtelijke structuur te vormen, hetzij door het sediment dusdanig te veranderen dat het geschikt of juist ongeschikt wordt voor andere soorten. Een natuurdoeltype wordt gevormd door één of meer habitat-dominerende soorten, en een aantal soorten dat van de habitat-dominerende soorten afhankelijk is: de *geassocieerde soorten*.

De herstel mogelijkheden van een natuurdoeltype in een bepaalde regio zijn afhankelijk van de *potentie* van de regio, van het *huidige areaal* van het natuurdoeltype in de regio, en van bepaalde *ecologische kenmerken* van het natuurdoeltype.

De potentie van een regio is de geschiktheid van de regio voor het natuurdoeltype, gebaseerd op het abiotisch milieu ter plaatse en de mate van verstoring van de regio.

De ecologische kenmerken van het natuurdoeltype die van belang zijn om de herstel mogelijkheden in te schatten zijn de kolonisationsnelheid en de groeisnelheid, die samen met het huidige areaal gebruikt kunnen worden om de verwachte hersteltijd te bepalen.

De potentie van een natuurdoeltype in een regio kan via een stapsgewijze methode grafisch worden weergegeven. Voor het inschatten van de hersteltijd is een lijst met aandachtspunten geformuleerd, aan de hand waarvan 'expert-judgement' kan worden toegepast.

In de case-study zijn zes mariene natuurdoeltypen voor de Oostelijke Waddenzee gedefinieerd en met een lijst van karakteristieke soorten (habitat-dominerende soorten en geassocieerde soorten) uitgewerkt. Voor drie van deze natuurdoeltypen (de slikkige wadplaat, de mosselbank en het zeegrasveld) zijn potentiële kaarten opgesteld waarbij rekening is gehouden met de sedimentsamenstelling, de droogvalfrequentie, en de saliniteit als abiotische milieufactoren en olieverontreiniging als voorbeeld van een verstoring.

Het opstellen van natuurdoeltypen voor het mariene milieu kan een uitbreiding betekenen van de huidige natuurdoeltypologie, waar nog geen adequate methode beschikbaar is om voor andere dan terrestrische habitats natuurdoeltypen op te stellen. Daarnaast zijn in dit rapport natuurdoeltypen in een breder kader geplaatst, door het voorkomen van natuurdoeltypen niet alleen aan het abiotisch milieu, maar ook aan de verstoringsgraad te relateren. Hierbij kan ook het toevoegen van een tijdsdimensie, in de vorm van een hersteltijd, een belangrijke uitbreiding zijn. De in dit rapport gevolgde methode kan als raamwerk dienen voor verder onderzoek naar de herstel mogelijkheden van natuurdoeltypen.



1. Inleiding

1.1 Kader

In het Nederlandse natuurbeleid staat de Ecologische Hoofd Structuur (EHS) centraal (Natuurbeleidsplan, LNV 1990). In de nota "Ontwerp-nota Ecosysteemvisies EHS" (Jansen *et al.*, 1993) en het "Handboek natuurdoeltypen in Nederland" (Bal *et al.*, 1995) is de ecologische hoofdstructuur deels kwantitatief uitgewerkt, door na te streven ecosystemen te omschrijven in natuurdoeltypen. Een natuurdoeltype is gedefinieerd als een "nagestreefde combinatie van abiotische en biotische kenmerken op een bepaalde ruimtelijke schaal".

In de benadering met natuurdoeltypen worden na te streven ecosystemen (natuurdoeltypen) beschreven op ecotoop- en landschapsschaal. De kern van deze natuurdoeltypen is een verzameling doelsoorten, die geselecteerd zijn op zeldzaamheid (zie ook hoofdstuk 2). De structuur van het ecosysteem (soortensamenstelling) staat hier dus centraal, met nadruk op de zeldzame soorten. De mogelijkheden voor een natuurdoeltype in een bepaald gebied zijn vooral gerelateerd aan het abiotisch milieu: In de Ontwerp-nota Ecosysteemvisies EHS is het voorkomen van doelsoorten beschreven als functie van abiotische milieufactoren (zie ook hoofdstuk 3).

De mogelijkheden van een natuurdoeltype zijn echter niet alleen afhankelijk van het abiotisch milieu, maar ook van de mate van antropogene verstoring. De effecten van verstoring op een ecosysteem vormen het onderwerp van de ecologische risico-analyse (bijv. Schobben en Scholten, 1993). De kwetsbaarheid van een ecosysteem voor verstoring is beschreven door Scholten *et al.* (1994).

In dit rapport is geprobeerd om de herstelmogelijkheden van een natuurdoeltype in een bepaalde regio in te schatten op basis van het abiotisch milieu en de verstoringsgraad ter plaatse. Hiertoe is de natuurdoeltype benadering van LNV uitgebreid met risico-analyse technieken en ideeën over het herstel van ecosystemen uit Scholten *et al.* (1994).

1.2 Doel en uitwerking

Het doel van deze studie is om de herstelmogelijkheden van mariene natuurdoeltypen in een bepaald gebied te kunnen bepalen.

Hierbij is herstel gedefinieerd als het terugkeren van het ecosysteem naar een oorspronkelijke staat, met alle (inclusief eventuele minder wenselijke) kenmerken van het oorspronkelijke systeem. Deze definitie sluit aan bij de definitie van "restoration" van Magnuson *et al.* (1980). In dit rapport staan de *herstelmogelijkheden* centraal. Onder herstelmogelijkheid wordt verstaan de geschiktheid van een bepaald gebied voor een bepaald ecosysteem (natuurdoeltype), gebaseerd op kenmerken van het gebied en eisen en kenmerken van het ecosysteem (natuurdoeltype). Onder "herstelmogelijkheden van een natuurdoeltype t.a.v. factor x" wordt verstaan "de mogelijkheden van een natuurdoeltype in een bepaald gebied, alleen uitgaande van de ruimtelijke spreiding van factor x".

De *oorspronkelijke staat* is beschreven in de natuurdoeltypen. In de ontwerp-nota ecosysteemvisies zijn mariene natuurdoeltypen minder goed uitgewerkt dan terrestrische natuurdoeltypen (zie Hoofdstuk 2). Hierdoor was het in dit rapport nodig om mariene natuurdoeltypen te definiëren. Voor deze natuurdoeltypen is de oorspronkelijke situatie beschreven aan de hand van (historische) beschrijvingen van de levensgemeenschap van de desbetreffende natuurdoeltypen.

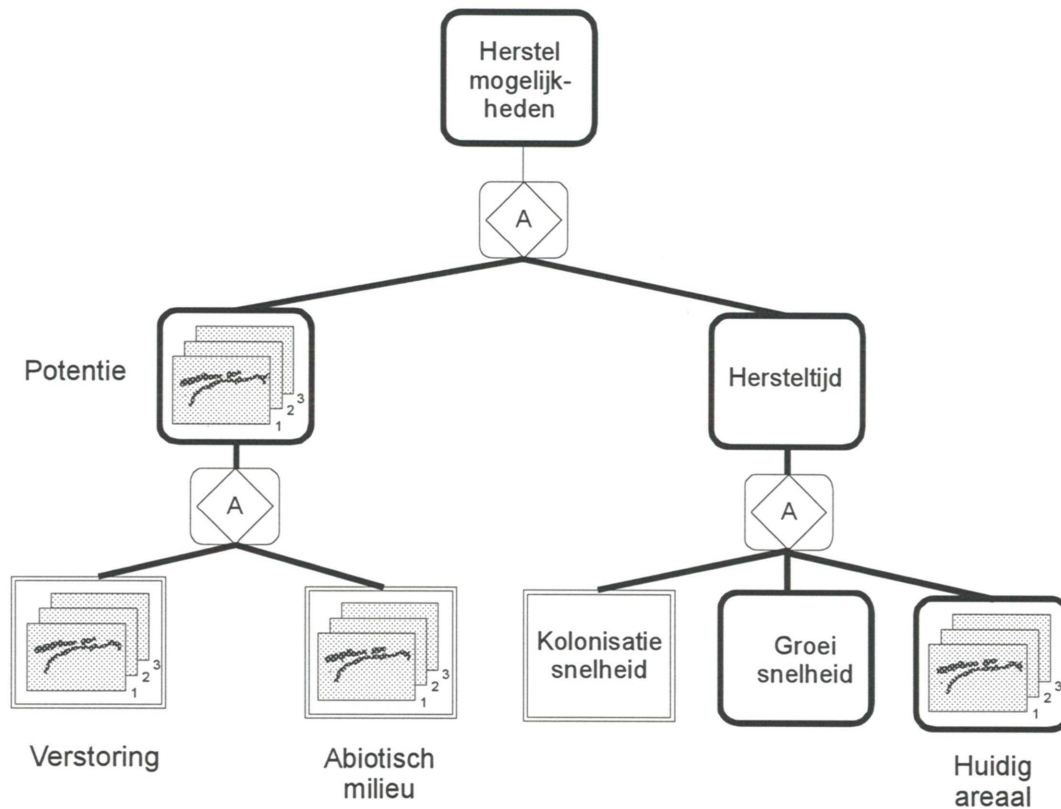
De herstel mogelijkheden van een natuurdoeltype in een bepaald gebied worden gekarakteriseerd door twee aspecten: de potentie en de hersteltijd (zie Figuur 1).

- De *potentie* van een gebied beschrijft de geschiktheid van het milieu voor een natuurdoeltype, en is opgebouwd uit de componenten "abiotisch milieu" en "verstoring". Het "abiotisch milieu", de resultante van meerdere abiotische milieufactoren, bepaalt *welk* natuurdoeltype zich ergens kan ontwikkelen. De "verstoring", die de resultante is van antropogene invloeden zoals verontreiniging, visserij en recreatie, bepaalt *of* een natuurdoeltype zich ergens kan ontwikkelen
- De *hersteltijd* beschrijft hoe lang het duurt voor een natuurdoeltype zich in een gebied heeft hersteld. De hersteltijd wordt bepaald door ecologische kenmerken van het natuurdoeltype, zoals de kolonisationsnelheid van een natuurdoeltype (de snelheid waarmee een nieuw gebied bereikt kan worden) en de groeisnelheid (de snelheid waarmee een eenmaal bereikt gebied gedomineerd kan worden). Het huidige areaal beschrijft de huidige verspreiding van het natuurdoeltype. Een vergelijking van het huidige areaal met de potentie geeft aan welke inspanning verricht moet worden om een natuurdoeltype zijn maximale omvang in een bepaald gebied te laten bereiken.

Voor beleidsontwikkeling is het belangrijk om te weten hoe de herstel mogelijkheden gestuurd kunnen worden door beleidsmaatregelen. In Figuur 1 zijn de aangrijpingspunten voor sturing weergegeven door blokken met rechte hoeken. Sturing kan plaatsvinden door de verstoringen te reduceren (Uitgangspunt van het Milieubeleid, VROM), door in te grijpen in het abiotisch milieu (Natuurontwikkeling, LNV), of door de kolonisationsnelheid van een soort te veranderen (Introductie van soorten, onder andere toegepast door partikuliere natuur- en milieuorganisaties als WNF en Natuurmonumenten).

In dit rapport zullen eerst mariene natuurdoeltypen worden behandeld (Hoofdstuk 2). De herstel mogelijkheden t.a.v. het abiotisch milieu worden in Hoofdstuk 3 uitgewerkt. In Hoofdstuk 4 worden de herstel mogelijkheden t.a.v. verstoring uitgewerkt, waarbij verontreiniging wordt gebruikt als een voorbeeld van verstoring. Het verwerken van ecologische aspecten van een natuurdoeltype tot een hersteltijd vindt plaats in Hoofdstuk 5, en in Hoofdstuk 6 worden de herstel mogelijkheden t.a.v. abiotisch milieu en verstoringen gecombineerd tot de potentie van een gebied, die samen met de hersteltijd in een advies over het herstel van een natuurdoeltype resulteert.

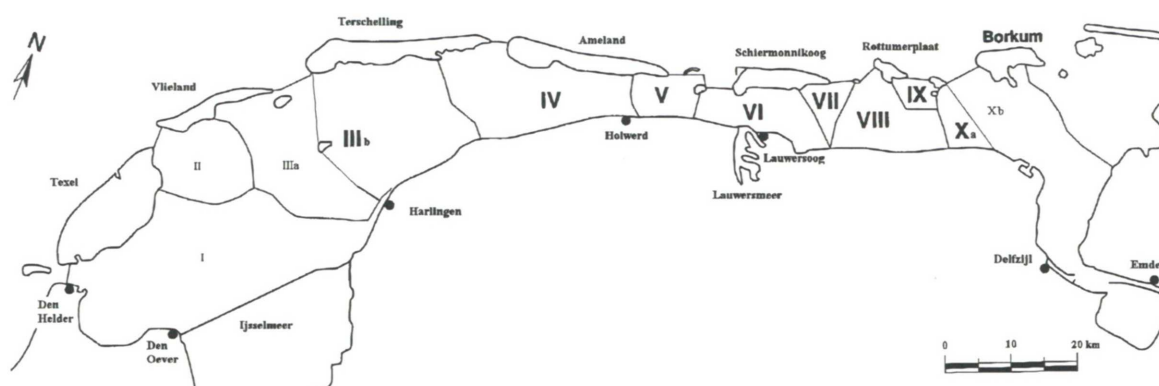
Herstmogelijkheden



Figuur 1 Methode voor het bepalen van de herstmogelijkheden. Blokken met rechte hoeken en een rand met een dubbele lijn zijn in principe te sturen, en aangrijpingspunten voor beleid. Een A betekent een afweging.

1.3 Case-study

De methode zoals die hierboven is beschreven is toegepast in een case-study, om de bruikbaarheid ervan te kunnen evalueren. Als gebied voor deze case-study is gekozen voor het oostelijk deel van de Nederlandse Waddenzee (de 'Oostelijke Waddenzee', zie Figuur 2), enerzijds omdat dit een gebied is met grote natuurwaarde, anderzijds omdat over dit gebied veel informatie beschikbaar is en kennis bij de afdeling Ecologische Risico's aanwezig is. Het staat minder onder invloed van de Noordzee dan het westelijk deel van de Waddenzee, en minder onder invloed van zoet water dan de Eems/Dollard regio. De Oostelijke Waddenzee wordt aan de Westkant begrensd door de lijn West-Terschelling - Harlingen, en aan de oostkant door de Oude Westereems. Bij de uitvoering van de case-study is gekozen voor een visuele benadering, waarbij de ruimtelijke spreiding van de herstmogelijkheden in kaartvorm weergegeven en gecombineerd wordt.



Figuur 2 Overzicht van het Nederlandse deel van de Waddenzee (naar Vroom et al., 1989). De romeinse cijfers geven kombergingsgebieden aan. De kombergingsgebieden met de vetgedrukte cijfers (IIIb, VI t/m IX, Xa) vormen de Oostelijke Waddenzee, het onderwerp van de case-study.

2. Mariene natuurdoeltypen

2.1 Mariene natuurdoeltypen volgens de nota ecosysteemvisies EHS

In de ontwerp-nota Ecosysteemvisies EHS zijn de natuurdoeltypen uitgewerkt op basis van twee uitgangspunten: natuurlijkheid en diversiteit.

Het *natuurlijkheids-uitgangspunt* is uitgewerkt door de natuurdoeltypen in 4 hoofdgroepen

in te delen, op basis van de mate waarin en de schaal waarop processen te sturen zijn.

- Hoofdgroep 1 ("Nagenoeg natuurlijke eenheden"): De processen op landschapsschaal zijn nog intact. Natuur is de belangrijkste functie.
- Hoofdgroep 2 ("Begeleid-natuurlijke eenheden"): Processen worden bijgestuurd/ gemanipuleerd/ nagebootst op landschapsschaal. Natuur is de belangrijkste functie.
- Hoofdgroep 3 ("Half-natuurlijke eenheden"): Processen worden bijgestuurd op ecotoopschaal. Natuur is de belangrijkste functie.
- Hoofdgroep 4 ("Multifunctionele eenheden"): Naast natuur worden ook andere gebruiksfuncties toegelaten. Sturing op ecotoopschaal.

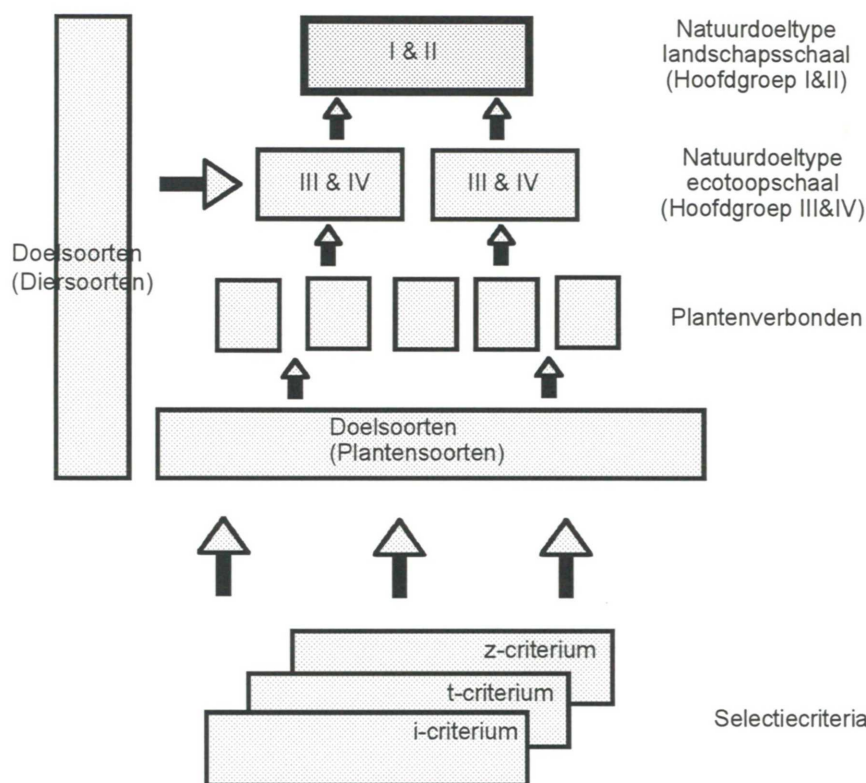
Het *diversiteits-uitgangspunt* is uitgewerkt door *doelsoorten* centraal te stellen.

Doelsoorten zijn soorten die aan tenminste twee van de drie onderstaande criteria voldoen:

- de soort moet nationaal zeldzaam zijn ("z-criterium");
- de soort moet nationaal een teruglopende trend vertonen ("t-criterium");
- Nederland moet van belang zijn voor het internationaal behoud van de soort ("i-criterium").

Voor het opstellen van natuurdoeltypen gaan Jansen *et al.* (1993) uit van de syntaxonomische indeling van planten in ecologische groepen (volgens Loopstra & Van der Maarel, 1984). Deze ecologische groepen zijn geaggregeerd tot zo'n 100 clusters. Aan deze clusters zijn de planten-doelsoorten toegekend, om zo de natuurdoeltypen op ecotoopschaal te vormen (Hoofdgroep 3). Met "best professional judgement" zijn hieraan de diersoorten onder de doelsoorten toegekend. Een verdere clustering van de doelsoorten van natuurdoeltypen op ecotoop-schaal leidt tot doelsoorten voor de natuurdoeltypen op landschapsschaal (zie Figuur 3).

In de ontwerp-nota Ecosysteemvisies EHS zijn per fysisch-geografische regio voor elke hoofdgroep één of meer natuurdoeltypen opgesteld. In de beschrijving van deze natuurdoeltypen staan vooral de doelsoorten centraal (de "biotische kenmerken" uit de definitie); de abiotische kenmerken zijn slechts globaal geschetst. De keuze voor soorten als uitgangspunt in plaats van functionele groepen betekent dat vooral de *structuur* (soortensamenstelling) van het ecosysteem centraal staat, en niet de functie. De keuze van selectiecriteria heeft tot gevolg dat vooral *zeldzame soorten* centraal staan, en niet (noodzakelijkerwijs) de soorten die belangrijk zijn voor het functioneren van het ecosysteem.



Figuur 3 Schematische weergave van de manier waarop natuurdoeltypen zijn samengesteld in de ontwerp-nota Ecosysteemvisies EHS. Voor toelichting: zie tekst.

Het mariene milieu wordt in de ontwerp-nota Ecosysteemvisies EHS ingedeeld in 2 regio's: de regio Noordzee en de regio Getijdegebied (Wadden, estuaria). Voor deze twee regio's zijn aparte natuurdoeltypen opgesteld. In de Noordzee worden de processen op landschapsschaal nog intact verondersteld, daarom is er alleen een natuurdoeltype uit Hoofdgroep 1 ("Nagenoeg natuurlijke eenheden"): "nz-1.1: zee". Voor het getijdegebied zijn 6 natuurdoeltypen gedefinieerd (zie Tabel 1). Voor een overzicht van de doelsoorten wordt verwezen naar bijlage A.

Tabel 1 Bestaande natuurdoeltypen voor het mariene milieu (bron: Ontwerp-nota Ecosysteemvisies EHS: Jansen et al., 1993). De code betreft de naamgeving uit de nota.

Regio	Code	Omschrijving
Noordzee	nz-1.1	zee
Getijdegebied	gg-1.1	Dynamisch zout getijdeland
	gg-1.2	Dynamisch estuarien getijdeland
	gg-2.1	Gedempt-dynamisch zout getijdeland
	gg-2.2	Gedempt-dynamisch estuarien getijdeland
	gg-3.1	Onbeheerde kwelder
	gg-3.2	Beheerde kwelder

Bij een vergelijking tussen de bovengenoemde mariene natuurdoeltypen en de overige in de ontwerp-nota Ecosysteemvisies beschreven (terrestrische) natuurdoeltypen, valt op

dat in Hoofdgroep 3 in het mariene milieu slechts 2 natuurdoeltypen zijn beschreven: de onbeheerde kwelder en de beheerde kwelder. Aangezien het hier gaat om natuurdoeltypen op ecotoop-schaal (in tegenstelling tot Hoofdgroep 1 en 2), suggereert dit dat er in het mariene milieu maar twee verschillende ecotopen waardevol genoeg zijn om in de Ecologische Hoofdstructuur opgenomen te worden. Bij terrestrische regio's zijn aanzienlijk meer natuurdoeltypen op ecotoopschaal beschreven (bijvoorbeeld 10 natuurdoeltypen in Hoofdgroep 3 voor de geografisch zeer beperkte fysisch-geografische regio "Heuvelland"). Tevens valt op dat de twee natuurdoeltypen die wel op ecotoopnivo gedefinieerd zijn, juist de meest terrestrische elementen van het getijdelandchap zijn. Dit illustreert duidelijk een fundamenteel probleem van de in de ontwerp-nota Ecosysteemvisies EHS gevolgde methode om natuurdoeltypen op te stellen: het uitgangspunt van vegetatieverbonden is niet geschikt voor het mariene milieu. Een tweede probleem bij de huidige mariene natuurdoeltypen is de lijst van doelsoorten (bijlage A). Voor het mariene milieu was bij het opstellen van natuurdoeltypen geen informatie beschikbaar over de zeldzaamheid ("z-criterium") of achteruitgang ("t-criterium") van soorten, alleen over soorten waarvoor Nederland internationale betekenis heeft ("i-criterium"). Daarom zijn de doelsoorten uitsluitend op grond van dit criterium gekozen, wat een onevenwichtige doelsoortenlijst tot gevolg heeft (zie bijlage A).

Het blijkt dat de huidige natuurdoeltypologie ten aanzien van het mariene milieu een aantal knelpunten oplevert, waardoor er behoefte is aan een nieuwe formulering van mariene natuurdoeltypen. De huidige methode om natuurdoeltypen op te stellen voldoet niet, omdat vegetatie in grote delen van het mariene milieu afwezig is. Daarom is het nodig een ander uitgangspunt te nemen voor het opstellen van natuurdoeltypen.

2.2 Methode voor het opstellen van mariene natuurdoeltypen

Om natuurdoeltypen op te stellen voor het mariene milieu, is uitgegaan van zogenaamde *habitat-dominerende soorten*. Dit zijn planten- of diersoorten die op de bodem voorkomen, niet mobiel zijn, en die habitats kunnen vormen voor andere soorten door hun ruimtelijke structuur of doordat zij het abiotisch milieu ter plaatse kunnen veranderen. De reden voor het centraal stellen van habitat-dominerende soorten (analoog aan het centraal stellen van de vegetatie bij het opstellen van terrestrische natuurdoeltypen) is dat deze soorten een essentiële rol spelen voor de levensgemeenschap (zie kadertekst).

In Figuur 4 is aangegeven hoe natuurdoeltypen voor het terrestrisch milieu (uit de Ontwerp-nota Ecosysteemvisies EHS) en het mariene milieu (dit rapport) beïnvloed worden door het abiotisch milieu en door verstoringen. In het terrestrische milieu is de vegetatie afhankelijk van het abiotisch milieu, en de vegetatie bepaalt welke diersoorten kunnen voorkomen. In het mariene milieu is het voorkomen van habitat-dominerende soorten afhankelijk van het abiotisch milieu. De soorten die in hun voorkomen afhankelijk zijn van de habitat-dominerende soorten worden *geassocieerde soorten* genoemd. In de figuur is ook te zien hoe verstoring aangrijpt op het ecosysteem. In het terrestrisch milieu grijpt verontreiniging met name aan op de diersoorten, omdat deze over het algemeen gevoeliger zijn dan plantensoorten (Hekstra & Van Linden, 1991). In het mariene milieu is dit gecompliceerder, omdat de habitat-dominerende soorten diersoorten, plantensoorten of macroalgen kunnen zijn. Door het grote belang van habitat-dominerende soorten voor het ecosysteem is het te verwachten dat geassocieerde soorten een sterker negatief effect ondervinden van het wegvallen van een habitat-dominerende soort dan van de

verstoring zelf. Om deze reden is ervoor gekozen om habitat-dominerende soorten als het primaire aangrijpingspunt van verontreiniging te zien

Verschillen tussen mariene en terrestrische ecosystemen

In het terrestrische milieu zijn groene planten verantwoordelijk voor de primaire productie: de vastlegging van de energie van zonlicht in organische stof. Deze groene planten (bomen, struiken en kruiden) zorgen voor een grote verscheidenheid aan habitats en niches voor diersoorten, enerzijds door hun ruimtelijke structuur, en anderzijds door het voedsel dat zij vormen. De diersoorten zijn daarom in hun voorkomen sterk afhankelijk van de vegetatie, terwijl het voorkomen van de vegetatie vooral door het abiotisch milieu bepaald wordt (bijvoorbeeld bodemsamenstelling of vochtgehalte).

In het mariene milieu zijn (in de meeste gevallen) planktonische (vrijzwevende) algen verantwoordelijk voor de primaire productie. De planktonische algen worden gegeten door dierlijk plankton, dat weer gegeten wordt door ongewervelde predatoren en vis. Naast deze planktonische voedselketen is er ook een bentische (bodem-) voedselketen. Afgestorven algen en uitwerpselen van dierlijk plankton zorgen voor een continue regen van dood organisch materiaal op de bodem. Dit organische materiaal is de energiebron van de bentische voedselketen. Ongewervelde bodemorganismen zoals wormen en tweekleppigen eten dit organisch materiaal, en vormen de basis voor een voedselketen. Deze ongewervelde bodemorganismen zijn over het algemeen weinig mobiel, en daardoor voor hun voorkomen afhankelijk van het abiotische milieu ter plaatse. Kolonies van sommige van deze ongewervelde bodemdieren kunnen habitats vormen voor andere organismen (bijvoorbeeld mosselbanken, waar andere dieren beschutting tegen stroming en bescherming tegen predatie kunnen vinden). Andere bodemorganismen kunnen door het veranderen van het abiotisch milieu (bijvoorbeeld door het omwerken van sediment) zorgen dat soorten zich juist wel of juist niet kunnen vestigen.

Door hun afhankelijkheid van het abiotisch milieu en hun vermogen om habitats voor andere organismen te creëren zijn deze ongewervelde bodemorganismen geschikt om, als habitat-dominerende soorten te dienen als uitgangspunt bij het opstellen van natuurdoeltypen, analoog aan de vegetatie in het terrestrische milieu.

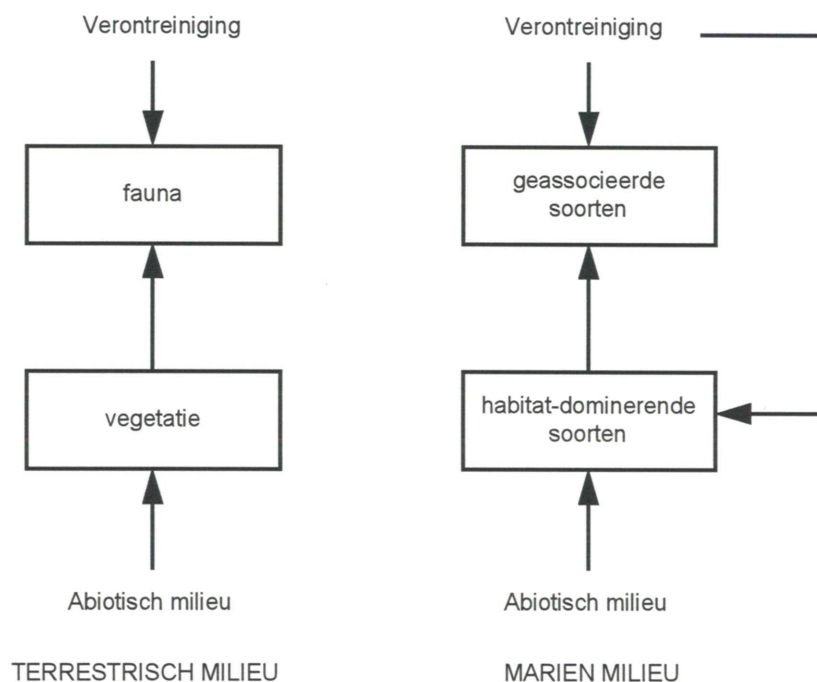
In zee zijn planktonische algen niet alleen verantwoordelijk voor de primaire productie: in niet te diep water zorgen ook bentische algen (diatomeeën), macro-algen en enkele hogere planten (zeegras) voor de primaire productie. Macro-algen en zeegras voldoen ook aan de definitie van habitat-dominerende soorten, en kunnen dus ook gebruikt worden bij het opstellen van natuurdoeltypen.

2.3 Case study: mariene natuurdoeltypen voor de Oostelijke Waddenzee

Om tot natuurdoeltypen voor de Oostelijke Waddenzee te komen, is geïnventariseerd welke soorten die in de Oostelijke Waddenzee voorkomen of voorkwamen voldoen aan de definitie van habitat-dominerende soorten. Vervolgens is onderzocht (d.m.v. literatuurstudie) welke van deze habitat-dominerende soorten elkaar uitsluiten, en welke juist samen voorkomen.

De belangrijkste soorten die een habitat kunnen vormen voor andere soorten zijn de Mossel (*Mytilus edulis*), Zeegras (*Zostera marina* en *Z. noltii*), macro-algen als Darmwier (*Enteromorpha spp.*) en Zeesla (*Ulva spp.*), en kweldervegetaties. In de kwelder komen Slijkgras (*Spartina spp.*) en Zeekraal (*Salicornia spp.*) in de pionierszone voor, en Kweldergras (*Puccinellia spp.*) in de lage kwelder. Belangrijke soorten die door hun gravende activiteiten, voedingsgedrag of door het bouwen van kokers het sediment modificeren en daardoor de levensvoorwaarden scheppen voor andere soorten of juist het voorkomen van andere soorten onmogelijk maken zijn de Zeepier (*Arenicola marina*),

de Kokkel (*Cerastoderma edule*), de Schelpkokerworm (*Laniche conchilega*) en de Slijkgarnaal (*Corophium volutator*).



Figuur 4 Verschillen tussen terrestrische natuurdoeltypen (volgens de ontwerp-nota *Ecosysteemvisies EHS*) en mariene natuurdoeltypen (zoals gebruikt in deze studie). Aangegeven is de relatie met het abiotisch milieu, en het aangrijpingspunt van de verstoring "verontreiniging".

Op grond van het al dan niet samen voorkomen van deze soorten zijn natuurdoeltypen onderscheiden (zie Tabel 2). De natuurdoeltypen weerspiegelen de levensgemeenschappen zoals die op een zandige plaat (I), een slikkige plaat (II), de pionierszone (III) en de lage kwelder (IV) worden aangetroffen. Mosselbanken (V), zeegrasvelden (VI), wierevelden (VII) en kolonies van de kokerwormen (VIII) die op de zandige en slikkige platen gevonden kunnen worden, zijn als aparte natuurdoeltypen beschouwd, door hun karakteristieke levensgemeenschap.

Bij elk natuurdoeltype hoort naast de habitat-dominerende soort(-en) ook een verzameling geassocieerde soorten, die in hun voorkomen afhankelijk zijn van de habitat-dominerende soort. Deze zijn geïnventariseerd voor de natuurdoeltypen I tot en met VI. De natuurdoeltypen VII en VIII zijn niet verder uitgewerkt, omdat geen studies over de levensgemeenschap van wierevelden of kolonies kokerwormen beschikbaar waren. Een reden hiervoor kan zijn dat deze natuurdoeltypen minder duidelijk te onderscheiden zijn dan de andere natuurdoeltypen. In Tabel 3 tot en met 8 zijn de habitat-dominerende soorten en de geassocieerde soorten van de natuurdoeltypen I tot en met VI weergegeven. Binnen het kader van deze studie was het niet mogelijk om uitputtende soortenlijsten op te stellen, maar de lijsten bevatten wel de meest karakteristieke soorten van de levensgemeenschappen.

Tabel 2 Mogelijke natuurdoeltypen voor de Oostelijke Waddenzee, gebaseerd op de daar voorkomende habitat-dominerende soorten.

Nummer	Omschrijving	Habitat-dominerende soort(en)
I	Zandige wadplaat	Wadpier (<i>Arenicola marina</i>) Kokkel (<i>Cerastoderma edule</i>)
II	Slikkige wadplaat	Slijkgarnaal (<i>Corophium volutator</i>)
III	Pionierszone	Slijkgras (<i>Spartina anglica</i>) Zeekraal (<i>Salicornia europaea</i>)
IV	Lage kwelder	Kweldergras (<i>Puccinellia maritima</i>)
V	Mosselbank	Mossel (<i>Mytilus edulis</i>)
VI	Zeegrasveld	Groot Zeegras (<i>Zostera marina</i>) Klein Zeegras (<i>Zostera noltii</i>)
VII	Wierveld	Zeesla (<i>Ulva</i> spp.) Darmwier (<i>Enteromorpha</i> spp.)
VIII	Kolonie kokerwormen	Schelpkokerworm (<i>Laniche conchilega</i>)

Tabel 3 De habitat-dominerende soorten en enkele karakteristieke geassocieerde soorten van natuurdoeltype I: de "zandige wadplaat".

Natuurdoeltype I	
Habitat-dominerende soorten	Wadpier (<i>Arenicola marina</i>) Kokkel (<i>Cerastoderma edule</i>)
Geassocieerde soorten	Nonnetje (<i>Macoma balthica</i>) Schelpkokerworm (<i>Laniche conchilega</i>) Slijkgarnaal (<i>Corophium arenarium</i>) Strandkrab (<i>Carcinus maenas</i>) Bulldozerkreeftje (<i>Urothoe poseidonis</i>) <i>Haustionius araneus</i> Bentische diatomeeën Zilverplevier (<i>Pluvialis squatarola</i>) Rosse grutto (<i>Limosa lapponica</i>) Scholekster (<i>Haematopus ostralegus</i>) Wulp (<i>Numenius arquata</i>) Bergeend (<i>Tadorna tadorna</i>) Zilvermeeuw (<i>Larus argentatus</i>)

Tabel 4 De habitat-dominerende soort en enkele kenmerkende geassocieerde soorten van natuurdoeltype II: de "slikkige wadplaat".

Natuurdoeltype II	
Habitat-dominerende soorten	Slijkgarnaal (<i>Corophium volutator</i>)
Geassocieerde soorten	Wadslakje (<i>Hydrobia ulvae</i>) Zeeduizendpoot (<i>Nereis diversicolor</i>) Platte slijkgaper (<i>Scrobicularia plana</i>) Strandgaper (<i>Mya arenaria</i>) Benthische diatomeeën Kluut (<i>Recurvirostra avosetta</i>) Bonte strandloper (<i>Calidris alpina</i>) Scholekster (<i>Haematopus ostralegus</i>) Wulp (<i>Numenius arquata</i>) Bergeend (<i>Tadorna tadorna</i>) Zilvermeeuw (<i>Larus argentatus</i>)

Tabel 5 De habitat-dominerende soorten en enkele kenmerkende geassocieerde soorten van natuurdoeltype III: de "pionierszone".

Natuurdoeltype III	
Habitat-dominerende soorten	Engels slijkgras (<i>Spartina anglica</i>) Zeekraal (<i>Salicornia europaea</i>)
Geassocieerde soorten	Schorrekruid (<i>Sueda maritima</i>) Zeeaster (<i>Aster tripolium</i>) Scholekster (<i>Haematopus ostralegus</i>) Kluut (<i>Recurvirostra avosetta</i>) Zilverplevier (<i>Pluvialis squatarola</i>) Bonte strandloper (<i>Calidris alpina</i>) Rosse grutto (<i>Limosa lapponica</i>) Wulp (<i>Numenius arquata</i>) Zilvermeeuw (<i>Larus argentatus</i>) Grote stern (<i>Sterna sandvicensis</i>) Lepelaar (<i>Platalea leucorodia</i>)

Tabel 6 De habitat-dominerende soort en enkele kenmerkende geassocieerde soorten van natuurdoeltype IV: de "lage kwelder".

Natuurdoeltype IV	
Habitat-dominerende soorten	Gewoon kweldergras (<i>Puccinellia maritima</i>)
Geassocieerde soorten	Zeeaster (<i>Aster tripolium</i>) Gewone zoutmelde (<i>Limonium vulgare</i>) Zeeweegbree (<i>Plantago maritima</i>) Spiesmelde (<i>Atriplex prostata</i>) Gerande schijnspurrie (<i>Spengularia maritima</i>) Engels lepelblad (<i>Cochlearia anglica</i>) Smient (<i>Anas penelope</i>) Scholekster (<i>Haematopus ostralegus</i>) Kluut (<i>Recurvirostra avosetta</i>) Zilverplevier (<i>Pluvialis squatarola</i>) Bonte strandloper (<i>Calidris alpina</i>) Rosse grutto (<i>Limosa lapponica</i>) Wulp (<i>Numenius arquata</i>) Zilvermeeuw (<i>Larus argentatus</i>) Grote stern (<i>Sterna sandvicensis</i>) Lepelaar (<i>Platalea leucorodia</i>)

Tabel 7 De habitat-dominerende soort en enkele kenmerkende geassocieerde soorten van natuurdoeltype V: de "mosselbank".

Natuurdoeltype V	
Habitat-dominerende soorten	Mossel (<i>Mytilus edulis</i>)
Geassocieerde soorten	Alikruik (<i>Littorina spp.</i>) Zeeduizendpoot (<i>Nereis virens</i>) Zeepokken (<i>Balanus spp.</i>) Zeester (<i>Asteria rubens</i>) Vlokkige zeeslak (<i>Aeolidia papillosa</i>) Rosse sterslak (<i>Lamellidopsis bilamellata</i>) Aal (<i>Anguilla anguilla</i>) Puitaal (<i>Zoarces viviparus</i>) Botervis (<i>Pholis gunellus</i>) Zeedonderpad (<i>Myoxocephalus scorpius</i>) Tong (<i>Solea solea</i>) Poliepen Wiertjes Eidereend (<i>Somateria mollissima</i>) Scholekster (<i>Haematopus ostralegus</i>) Kluut (<i>Recurvirostra avosetta</i>) Wulp (<i>Numenius arquata</i>) Zilvermeeuw (<i>Larus argentatus</i>)

Tabel 8 De habitat-dominerende soort en enkele kenmerkende geassocieerde soorten van natuurdoeltype VI: het "zeegrasveld".

Natuurdoeltype VI	
Habitat-dominerende soorten	Groot zeegras (<i>Zostera marina</i>)
Geassocieerde soorten	Alikruik (<i>Littorina littorea</i>) Wadslakje (<i>Hydrobia ulvae</i>) Draadworm (<i>Heteromastus filiformis</i>) Kokkel (<i>Cerastoderma edule</i>) Garnaal (<i>Crangon crangon</i>) Zeepissebed (<i>Idotea baltica</i>) Zeestekelbaars (<i>Spinachia spinach</i>) Trompetterzeenaald (<i>Syngnathus typhle</i>) Vliezig drijfhorentje (<i>Rissoa membranacea</i>) Zeekat (<i>Sepia officinalis</i>) Epifytische algen (o.a. <i>Fosliella lejolissa</i> , <i>Myriotrichia clavaeformis</i>) Poliepen Mosdiertjes (<i>Bryozoa</i>) Rotgans (<i>Branta bernicla</i>)

3. Abiotisch milieu

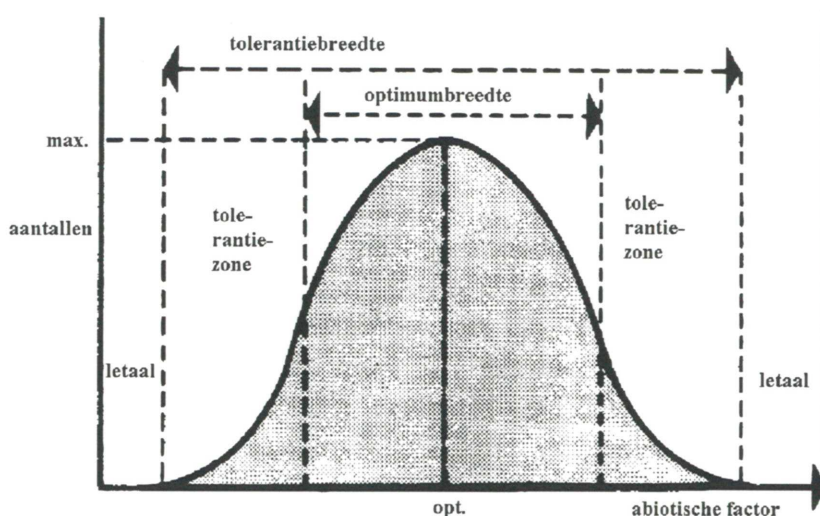
3.1 Ecologische amplitudo's

In dit hoofdstuk is de relatie tussen het voorkomen van habitat-dominerende soorten en abiotische milieufactoren uitgewerkt, en toegepast op de Oostelijke Waddenzee.

In de ecologie wordt de relatie tussen het voorkomen van soorten en het abiotisch milieu beschreven met *ecologische amplitudo's*. Een ecologische amplitudo is een curve die het verband aangeeft tussen de intensiteit van een abiotische milieufactor en de aantallen van een bepaalde soort. De oorsprong van het ecologische amplitudo-concept ligt in de plantenecologie. Liebig (1847, in: Nys, 1987) stelde in zijn "wet van het minimum" dat de groei van planten afhankelijk is van die voedingsstoffen, die in minimale hoeveelheden aanwezig zijn. De tolerantiewet van Shelford (1913, in: Nys, 1987) breidt dit concept uit naar fysische en chemische factoren. Hij stelt dat elke soort voor elke factor een tolerantiebreedte bezit, waarbinnen het voortbestaan niet in gevaar komt. Daarbuiten is de factor letaal. Binnen de tolerantiebreedte is een optimum aan te wijzen, dat de beste bestaansmogelijkheden voor de soort ten aanzien van deze factor beschrijft (zie Figuur 5).

In de huidige natuurdoeltypologie zijn modellen ontwikkeld om het voorkomen van soorten te voorspellen op grond van abiotische milieufactoren. Het model MOVE (Multistress mOdel voor de VEgetatie) van het RIVM (Wiertz *et al.*, 1992; Anonymus, 1993) bestaat uit een module die veranderingen in de bodem voorspelt (SMART), en een vegetatiemodule (MOVE). De vegetatiemodule bevat optimumcurven die het voorkomen van plantensoorten beschrijven, afhankelijk van pH, vochtgehalte, zoutgehalte en nutriënten. De optimumcurven zijn gebaseerd op een groot aantal vegetatieopnames. Binnen dit model is ook een module voor bodemfauna ontwikkeld: BOEF (BOdeEmFauna module) (Alkemade & Van Esbroek, 1994). In deze module wordt het voorkomen van aaltjes (nematoden) beschreven als functie van de bodem-pH, met dezelfde technieken als in MOVE.

Een andere gangbare methode die het voorkomen van soorten als functie van abiotische milieufactoren beschrijft is de Habitat Evaluatie Procedure (HEP), een in de V.S. ontwikkelde methode die door de Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij (OVb) in Nederland is ingevoerd (Quack, 1991). In deze methode worden curves opgesteld die de geschiktheid van een gebied (habitat) voor een bepaalde soort aangeven als functie van een bepaalde factor (fysisch/chemische of andere factor). De curves worden via een afwegingssysteem gecombineerd tot één "habitat geschiktheid".



Figuur 5 Voorbeeld van een optimumcurve: populatiespreiding in relatie tot een (hypothetische) abiotische factor (uit Nys, 1987).

Beide methoden (de MOVE-benadering en de Habitat Evaluatie Procedure) zijn gebaseerd op het ecologische amplitudo-concept. Een verschil tussen de twee methodes is dat de curves bij MOVE gebaseerd zijn op een grote hoeveelheid veldwaarnemingen, terwijl de HEP-methode (veelal) uitgaat van literatuurstudie of experimenten. Een belangrijker verschil is dat MOVE zich beperkt tot abiotische milieufactoren, terwijl de HEP-methode ook andere factoren m.b.v. "ecologische amplitudo's" beschrijft, zoals bijvoorbeeld "het aantal paaipplaatsen". Door deze extrapolatie is de beschrijving met ecologische amplitudo's binnen de HEP niet meer ecologisch verantwoord. Een nadeel van de HEP is dat het een strikt autoecologische benadering is, waardoor concurrentie tussen soorten niet kan worden meegewogen. Bij MOVE geldt dit minder, omdat de curves gebaseerd zijn op het voorkomen van soorten in het veld (dus een situatie met concurrentie). Het toepassen van MOVE op een situatie waarbij een bepaalde concurrent niet aanwezig is, kan echter ook tot een foutieve analyse leiden.

In deze studie is ervoor gekozen om de relatie van habitat-dominerende soorten met het abiotisch milieu te beschrijven met ecologische amplitudo's in de oorspronkelijke vorm (als in Figuur 5). Deze amplitudo's zijn gebaseerd op het voorkomen van soorten in de veldsituatie (zoals bij MOVE), zodat de curves betrekking hebben op een situatie met concurrentie (synoecologisch). Binnen het kader van dit project was het niet mogelijk om de ecologische amplitudo's samen te stellen uit een grote hoeveelheid veldwaarnemingen. Daarom is een literatuurstudie verricht naar het voorkomen van de habitat-dominerende soorten t.a.v. abiotische milieufactoren.

Voor het verwerken van ecologische informatie tot ecologische amplitudo's is het noodzakelijk om operationele definities te formuleren. De volgende definities zijn gehanteerd (zie Figuur 5):

- *optimum*:

De waarde van een milieufactor die de beste bestaansmogelijkheden voor een soort biedt. In het veld uit zich dat in de grootste aantallen en/of grootste biomassa.

- *optimumbreedte*:

De waarden van een milieufactor die niet beperkend zijn voor het organisme, maar waarbij niet de hoogste aantallen of de hoogste biomassa worden gevonden. De soort kan zich normaal voortplanten, en wordt niet in zijn groei geremd.

- *ecologische tolerantiebreedte*:

De waarden van een milieufactor die in het veld niet letaal zijn voor de soort, maar waarbij de populatieontwikkeling wel geremd wordt: de individuen groeien langzamer, of blijven kleiner, of ondervinden problemen bij de voortplanting.

Aan de ecologische amplitudo is nog één categorie toegevoegd, omdat niet alle gevonden informatie in bovengenoemde categorieën ingedeeld kon worden.

- *fysiologische tolerantiebreedte*:

De waarden van een milieufactor waarbij de soort in het veld niet kan voorkomen, maar die in laboratoriumtests wel worden weerstaan. Deze informatie kan relevant zijn om de ecologische tolerantiebreedte uit te schatten, als informatie daarover niet beschikbaar is.

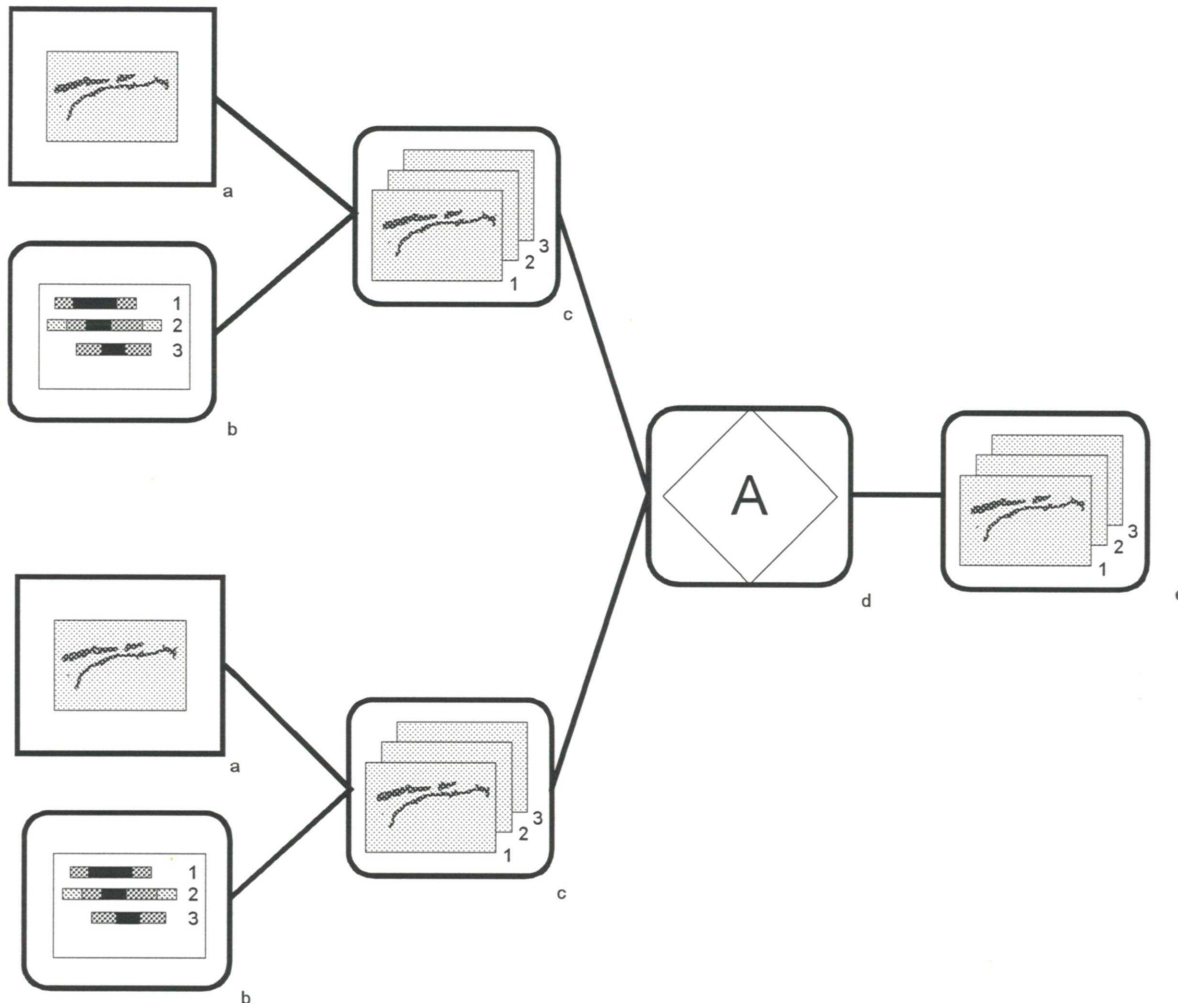
Bovenstaande definities (m.u.v. de fysiologische tolerantiebreedte) hebben betrekking op de veldsituatie. Het is belangrijk om te realiseren dat de verspreiding van soorten langs een gradiënt van een milieufactor niet alleen een direct gevolg is van de milieufactor, maar ook van andere milieufactoren en van interacties met andere soorten. Als twee soorten een zelfde optimum hebben t.a.v. een milieufactor, dan zal de sterkste concurrent daadwerkelijk de hoogste aantallen vertonen in zijn optimum. De minder sterke concurrent zal dan in de hoogste aantallen voorkomen op plaatsen die eigenlijk voor hem niet optimaal zijn, maar nog wel binnen de ecologische tolerantiebreedte vallen.

Een tweede kanttekening betreft de definitie van de ecologische tolerantiebreedte. Het lijkt tegenstrijdig dat een soort voor kan komen op een plaats waar hij zich niet goed kan voortplanten. Verscheidene onderzoekers hebben echter opgemerkt dat het totale verspreidingsgebied van een soort bestaat uit deelgebieden, waar de soort zich voort kan planten, en deelgebieden waar de soort zich niet voort kan planten, maar die voortdurend door migratie worden herbevolkt (zie bijvoorbeeld Kinne, 1971; Laserre, 1992). Een voorbeeld hiervan is de Nederlandse zeehondenpopulatie: In de zeventiger en tachtiger jaren kwam de zeehond wel voor in de Nederlandse Waddenzee, maar ondervond daar problemen met de voortplanting door te hoge PCB-gehalten. De populatie werd aangevuld door migratie uit de Duitse en Deense Waddenzee (Reijnders, 1986).

In Figuur 6 (een gedeeltelijke uitwerking van Figuur 1) is aangegeven hoe ecologische amplitudo's voor habitat-dominerende soorten gebruikt kunnen worden om de herstelmogelijkheden van natuurdoeltypen t.a.v. het abiotisch milieu te bepalen. De ecologische amplitudo's van de habitat-dominerende soorten voor een bepaalde abiotische milieufactor (b) kunnen worden gecombineerd met de ruimtelijke spreiding van de abiotische factor (a) tot kaartjes (c), die de mogelijkheden van de natuurdoeltypen (1, 2, 3, ...) t.a.v. een milieufactor in een gebied aangeven. Deze kaartjes (c) kunnen met een afwegingssysteem (d) worden gecombineerd tot kaartjes (e), die de herstelmogelijkheden t.g.v. het abiotisch milieu voor een natuurdoeltype weergeven. De voordelen van deze methode zijn dat de grafische presentatie direct duidelijk maakt welke milieufactor het meest beperkend is op een bepaalde plaats, en dat het inzichtelijk is waar keuzes worden gemaakt (afweging). In de case-study zal deze methode worden

gebruikt om de herstel mogelijkheden voor natuurdoeltypen t.g.v. het abiotisch milieu in de Oostelijke Waddenzee te bepalen.

Abiotisch milieu



Figuur 6 Opbouw van de herstel mogelijkheden ten aanzien van het abiotisch milieu. Ecologische amplitudo's van habitat-dominerende soorten (b) bepalen samen met verspreidingskaartjes van abiotische milieufactoren (a) wat de mogelijkheden zijn van een natuurdoeltype t.a.v. één abiotische milieufactoor (c). Door de mogelijkheden t.a.v. de verschillende abiotische milieufactoren tegen elkaar af te wegen (d) zijn de herstel mogelijkheden t.a.v. het abiotisch milieu te bepalen (e). Door beleidsmaatregelen is -tot op zekere hoogte- de ruimtelijke spreiding van de abiotische milieufactoren (a) te sturen. Een 'A' in een blok staat voor een Afweging.

3.2 Case-study

3.2.1 Keuze van milieufactoren

De selectie van de belangrijkste abiotische milieufactoren is gebaseerd op de fysische en chemische processen die in de Waddenzee een rol spelen. De belangrijkste processen

zijn de werking van wind en getij en de instroom van zoet water. Wind en getij bepalen de morfologie van het Waddengebied door stroming, erosie en sedimentatie. De gevolgen hiervan zijn hoogteverschillen (duinen, platen, geulen) en verschillen in sedimentkarakteristieken (korrelgrootteverdeling). De instroom van zoet water (voornamelijk via de uitwateringssluizen in de Afsluitdijk en via de Eems) heeft gradiënten in het zoutgehalte tot gevolg. In 1985 werd 21 miljard m³ zoet oppervlaktewater op de Waddenzee afgewaterd, wat overeen komt met drie maal het volume van de Waddenzee (beneden NAP, Vroom *et al.*, 1989). Op grond van deze processen zijn sedimentsamenstelling, droogvalfrequentie en zoutgehalte geselecteerd als de belangrijkste abiotische milieufactoren (zie Tabel 9). Dit wordt bevestigd door Dijkema (1991) en Dankers & Beukema (1983). Laatstgenoemde auteurs noemen ook de temperatuur als abiotische milieufactor.

Tabel 9 Abiotische milieufactoren die in de case-study zijn uitgewerkt. Weergegeven is de definitie en de eenheid van de abiotische milieufactor. Tevens is aangegeven waar de ruimtelijke spreiding van de milieufactor aan ontleend is, en welke omrekeningsfactoren zijn gebruikt.

Zoutgehalte	
Definitie:	De hoeveelheid opgeloste zouten (massa) per massa-eenheid zeewater
Eenheid:	‰
Omrekening:	$\text{zoutgehalte (‰)} = 1,80655 \times \text{chloride-gehalte (‰)}$ (Kramer <i>et al.</i> , 1994)
Ruimtelijke spreiding:	Vroom <i>et al.</i> (1989)
Sedimentsamenstelling	
Definitie:	Korrelgrootteverdeling van het sediment
Eenheid:	klassen: "zand", "slikkig zand" of "slik".
Omrekening:	Zie Tabel 10
Ruimtelijke spreiding:	Vroom <i>et al.</i> (1989), met de aanname dat geulen een zandbodem hebben
Droogvalfrequentie	
Definitie:	Deel van de tijd dat een bepaald gebied droogvalt
Eenheid:	%
Omrekening:	Van hoogte t.o.v. NAP naar droogvalfrequentie m.b.v. de getijdecurve bij Lauwersoog Van hoogte t.o.v. GHW of GLW naar droogvalfrequentie m.b.v. de getijdecurve bij Lauwersoog
Ruimtelijke spreiding:	Droogvalkaart samengesteld uit Robaczewska (1992)

Tabel 10 Indeling van de sedimentsamenstelling in drie klassen. Bron: Dijkema (1991).

Klasse:	Kleigehalte (%) ($< 2 \mu\text{m}$)	Siltgehalte (%) ($2 - 63 \mu\text{m}$)	Zandgehalte (%) ($> 63 \mu\text{m}$)
"Zand"	0-5	0-10	90-100
"Slikkig zand"	0-8	0-50	42-95
"Slik"	8-75	0-92	0-92

3.2.2 Selectie natuurdoeltypen

Van in paragraaf 2.3 genoemde natuurdoeltypen zijn er drie verder uitgewerkt in de case-study. Het betreft de natuurdoeltypen II, V en VI met respectievelijk de Slikgarnaal, de Mossel en Groot Zeegras als habitat-dominerende soorten. Natuurdoeltypen V en VI zijn deels gekozen omdat het aansprekende voorbeelden zijn (zij geven een duidelijke ruimtelijke structuur aan het habitat) en deels omdat er relatief veel bekend is over de eisen die zij aan hun omgeving stellen. Natuurdoeltype VI is verder belangrijk omdat de vroeger (tot de jaren '30) in de Waddenzee aanwezige uitgestrekte Zeegrasvelden een belangrijke bijdrage leverden aan de natuurwaarde van het Waddenzee ecosysteem, door hun karakteristieke levensgemeenschap en kraamkamerfunctie. Natuurdoeltype II is geselecteerd omdat het andere eisen aan het abiotisch milieu stelt en een andere gevoeligheid heeft voor verstoringen dan de beide andere natuurdoeltypen. Verwacht wordt dat de 3 geselecteerde natuurdoeltypen een grote heterogeniteit in herstel mogelijkheden te zien zullen geven.

3.2.3 Ecologische amplitudo's

3.2.3.1 Aannames

Voor de habitat-dominerende soorten van de in paragraaf 3.2.2 geselecteerde natuurdoeltypen zijn ecologische amplitudo's uitgewerkt voor de abiotische milieufactoren "sedimentsamenstelling", "droogvalfrequentie" en "zoutgehalte". De ecologische informatie over de soorten is verkregen door literatuurstudie. De informatie die niet beschikbaar was is deels geschat. Hiervoor zijn de volgende regels gehanteerd:

- *Optimum*

Als een waarde voor het optimum niet beschikbaar was, dan is het optimum geschat als het midden van de ecologische tolerantiebreedte of, als deze ook niet beschikbaar was, het midden van de fysiologische tolerantiebreedte.

- *Optimumbreedte*

Als de optimumbreedte niet beschikbaar was, dan is de optimumbreedte gelijk gesteld aan de ecologische tolerantiebreedte. Als ook deze niet beschikbaar was, dan is de ecologische tolerantiebreedte eerst geschat, en daar is vervolgens de optimumbreedte uit geschat.

- *Ecologische tolerantiebreedte*

Als de ecologische tolerantiebreedte niet beschikbaar was, dan is deze geschat. Als slechts de boven of ondergrens beschikbaar was, én de fysiologische tolerantiebreedte, is de ecologische tolerantiebreedte geschat uit het verschil tussen de bekende boven- of ondergrens en de bijbehorende boven- of ondergrens van de fysiologische tolerantiebreedte. In andere gevallen is de ecologische tolerantiebreedte zo goed mogelijk geschat op grond van wel bekende informatie en/of "expert-opinion".

- *Fysiologische tolerantiebreedte*

Als de fysiologische tolerantiebreedte niet beschikbaar was, is deze niet geschat, omdat het enige doel van de fysiologische tolerantiebreedte is om de andere categorieën beter te schatten.

3.2.3.2 Natuurdoeltype II

De habitat-dominerende soort van natuurdoeltype II is de Slijkgarnaal. In bijlage B is achtergrondinformatie over de biologie en ecologie van de soort opgenomen (ecoprofiel). In het tekstkader hieronder is de informatie gepresenteerd waar de ecologische amplitudo's op zijn gebaseerd.

Ecologische amplitudo's Slijkgarnaal (*Corophium volutator*)

Zoutgehalte

In laboratoriumtests, uitgevoerd door McLusky (1967; 1968a; 1968b; 1968c) konden ongevoede Slijkgarnalen een zoutgehalte van 2‰ 500 uur lang verdragen. De fysiologische tolerantie ondergrens is dus >2‰.

McLusky onderzocht het voorkomen van de Slijkgarnaal in het Ythan-estuarium, in relatie tot het zoutgehalte (McLusky, 1967; 1968a; 1968b; 1968c). Bij zoutgehalten <2‰ kwamen geen Slijkgarnalen voor. Bij 2-5‰ kwamen wel Slijkgarnalen voor, maar in gereduceerde aantallen. De Slijkgarnaal plantte zich voort bij zoutgehalten groter dan 7,5‰. Omdat de Slijkgarnaal ook in zee voorkomt, zijn de ecologische tolerantiegrenzen 2‰ en >35‰. De ondergrens van de optimumbreedte is 7,5‰; de bovengrens is geschat op 35‰.

Het optimum is geschat als het midden van de optimumbreedte: 22‰.

Sedimentsamenstelling

Flach (1993) testte de voorkeur van de Slijkgarnaal voor de sedimentsamenstelling in aquariumproeven. 50 % van de Slijkgarnalen gaf de voorkeur aan silt, 36% aan het gemengde sediment en 14% van de Slijkgarnalen gaf de voorkeur aan het zandige sediment. Op grond van dit experiment tolereert de Slijkgarnaal zowel zand als slikkig zand als slik.

Volgens Dankers & Beukema (1983) worden de hoogste dichtheden van de Slijkgarnaal gevonden in zeer fijne sedimenten met een hoog siltgehalte (sliksedimenten). Dit wordt bevestigd door Flach (1993), die de hoogste dichtheden van de Slijkgarnaal vond in de hoge, slikkige getijdezone. Ook Karman (1992) vond een duidelijke voorkeur van de Slijkgarnaal voor slikrijk sediment. Een sliksediment is dus optimaal.

Aangenomen dat de optimumbreedte bestaat uit sedimenten met slikkig zand of slik. In zandige sedimenten komt de Slijkgarnaal nauwelijks voor (Dankers & Beukema, 1983) dus zandige sedimenten vallen onder de ecologische tolerantiebreedte (Zand, slikkig zand en slik).

Droogvalfrequentie

In de Nederlandse Waddenzee wordt de Slijkgarnaal (*Corophium spp.*) nauwelijks gevonden beneden NAP -50 cm (Dankers & Beukema, 1983), overeenkomend met D=35% (ondergrens van de ecologische tolerantiebreedte).

De dichtheid van Slijkgarnalen neemt toe met de hoogte t.o.v. NAP, tot een hoogste dichtheid bij NAP +30/+40 cm (Dankers & Beukema, 1983). Op grond van deze gegevens is de optimumbreedte gekozen op 57% tot 62%, met het optimum bij D=59% (NAP +35 cm). Aangenomen is dat de ecologische tolerantie aan weerszijden van het optimum even breed is. Op grond van deze aanname zijn de onder- en bovengrens voor de ecologische tolerantiebreedte 35% en 83%.

Op grond van zijn onderzoek aan Slijkgarnalen concludeerde McLusky dat bij zoutgehalten kleiner dan 5‰ het voorkomen van de Slijkgarnaal gereguleerd wordt door het zoutgehalte, en bij zoutgehalten groter dan 5‰ door een andere factor (in zijn onderzoek de sedimentsamenstelling).

3.2.3.3 Natuurdoeltype V

De habitat-dominerende soort van natuurdoeltype V is de Mossel. In Bijlage B is achtergrondinformatie over de biologie en ecologie van de soort opgenomen (ecoprofiel). In het tekstkader hieronder is de informatie gepresenteerd waar de ecologische amplitudo's op zijn gebaseerd.

Mossel (*Mytilus edulis*)Zoutgehalte:

In een laboratoriumtest met kieuwweefsel is de tolerantie voor extreme zoutgehalten onderzocht. Voor Noordzee Mossels was een zoutgehalte van < 5‰ of > 70‰ letaal (Schlieper *et al.*, 1967). In een vergelijkbaar experiment vonden Theede & Lassig (1967) 4‰ en 67‰ als letale waarden. Als grenzen voor de fysiologische tolerantiebreedte zijn 5‰ en 67‰ aangehouden.

Volgens Steur & Seys (1988) komt de Mossel in riviermondingen voor vanaf 18‰. Dit is als ondergrens voor de ecologische tolerantiebreedte aangehouden, en >35‰ is als bovengrens gesteld.

Volgens 3.3.2.1 is het optimum geschat op 35‰, en de optimumbreedte op 18‰ tot >35‰.

Sedimentsamenstelling:

De Mossel hecht op allerlei harde ondergronden, zoals stenen, rotsen, andere schelpen (bijvoorbeeld kokkelbanken), pijlers van booreilanden etcetera. De Mossel kan ook voorkomen op stabiele zand- en veenplaten (mosselcultuur) (Steur & Seys, 1988). Het sediment wordt door produktie van pseudo-faeces slibrijker (Steur & Seys, 1988). Aangenomen is dat een zandbodem optimaal is voor de Mossel, en dat slikkig zand en slik ongeschikt zijn.

Droogvalfrequentie:

Volgens Steur & Seys (1988) is de Mossel aan te treffen vanaf NAP (overeenkomend met D=48%) tot 15 m diepte, maar op zeedijken en strekdammen zijn mossels ook hoger aan te treffen. Aangenomen is dat het optimum van de Mossel ligt bij een droogvalfrequentie van 0%, aangezien de Mossel zich dan continue kan voeden. Verder is aangenomen dat de bovengrens van de optimumbreedte ligt op 48%. De bovengrens van de ecologische tolerantiebreedte is (arbitrair) gesteld op 70%.

3.2.3.4 Natuurdoeltype VI

De habitat-dominerende soort van natuurdoeltype VI is Groot zeegras. In Bijlage B is achtergrondinformatie over de biologie en ecologie van de soort opgenomen (ecoprofiel). In het tekstkader hieronder is de informatie gepresenteerd waar de ecologische amplitudo's op zijn gebaseerd.

Groot Zeegras (*Zostera marina*)

In Nederland komen twee soorten Zeegras voor: Klein Zeegras (*Zostera noltii*) en Groot Zeegras (*Zostera marina*). Het Groot Zeegras komt voor als eenjarige plant (voornamelijk in het litoraal) en als meerjarige plant in het sublitoraal of submers. In dit natuurdoeltype is voor meerjarig, sublitoraal Groot Zeegras gekozen, omdat dit het type Zeegras is wat voor 1935 in uitgestrekte zeegrasvelden (15.000 ha) van de Waddenzee aanwezig was (De Jong & De Jonge, 1989)

Zoutgehalte:

De Jong & De Jonge (1989) vermelden, op basis van diverse rapporten, dat Groot Zeegras kan voorkomen bij zoutgehaltes van 5‰ tot 32‰. Volgens hen komt Zeegras (*Zostera spp.*) momenteel in Nederland voor bij zoutgehaltes van 18‰ tot 30‰, en kwam het vroeger in de Waddenzee voor vanaf 10‰. Voor de ecologische tolerantiebreedte is aangesloten bij 5‰ tot 32‰, omdat het hier duidelijk is dat het over *Zostera marina* gaat. Optimum en optimumbreedte zijn hieruit geschat (volgens 3.3.2.1) wat resulteert in een optimum van 19‰ en een optimumbreedte van 5‰ tot 32‰.

Sedimentsamenstelling:

Volgens De Jong & De Jonge (1989) komt groot zeegras voor op sedimenten die wat fijnzandiger en slibhoudender zijn, met een wat verhoogd organisch stof gehalte. Dit slikkiger karakter kan een eigenschap zijn van de bodem ter plaatse, maar het kan ook veroorzaakt worden door een verhoogde sedimentatie in een zeegrasveld. Braster & Carrière (1976) deden onderzoek aan een zeegrasveld (*Z. noltii*) op het Terschellinger wad. De sedimentsamenstelling binnen het zeegrasveld was 5,5 % <2µm en 9,3% 2-50 µm, wat volgens de definities van tabel 10 overeen komt met slikkig zand; in de directe omgeving van het veld was dat 0,9-1,5 % en 3,5-5,6 %, wat overeen komt met zand. Aangenomen is dat slikkig zand optimaal is, dat de optimumbreedte bestaat uit zand en slikkig zand, en dat de ecologische tolerantiebreedte bestaat uit zand, slikkig zand en slik.

Droogvalfrequentie:

Zeegras kwam vroeger (voor 1935) in de Nederlandse Waddenzee voor tot een diepte van ongeveer 2 meter beneden GLW, plaatselijk tot ongeveer 4 meter beneden GLW (D=0%). De Jong en De Jonge (1989) vermelden een maximale diepte van 3 à 4 meter beneden GLW. Martinet (1782, in: De Jong & De Jonge, 1989) vermeldt een maximale diepte van 1 tot 2 meter, soms dieper. Redeke (1916, in: De Jong & De Jonge, 1989) geeft "taille-diep" beneden GLW (ca. 1 meter). Van Goor (1919, in: De Jong & De Jonge, 1989) vermeldt 0,5-2 meter beneden GLW, met uitschieters van 3 tot 4 meter. Harmsen (1936, in: De Jong & De Jonge, 1989) tenslotte komt tot 1,5 - 2,5 meter beneden GLW. De bovengrens van de ecologische tolerantiebreedte is afhankelijk van het in beschouwing genomen zeegrastype. Voor sublitoraal groot zeegras is de GLW lijn een redelijke schatting (D=10%).

De bovengrens van de optimumbreedte is geschat op D=0% (-170 cm NAP). De ondergrens is afhankelijk van het doorzicht van het water, en is geschat op GLW - secchi-diepte. Met een GLW-stand van NAP -129 cm (Lauwersoog) en een secchi-diepte van ca. 75 cm (De Jong & De Jonge, 1989), betekent dit NAP -204 cm. Het optimum kan geschat worden als het midden van de optimumbreedte, namelijk NAP -187 cm (D=0%).

3.2.3.5 Amplitudo's

De informatie uit de paragrafen 3.2.2.2 tot en met 3.2.2.4. is tot ecologische amplitudo's samengevat in de Tabellen 11, 12 en 13. Geschatte waarden zijn in de tabellen cursief weergegeven.

Tabel 11 Ecologische amplitudo's voor de habitat-dominerende soorten van natuurdoeltype II, V en VI voor de abiotische milieufactor "zoutgehalte" (in ‰). Geschatte waarden zijn cursief weergegeven. "n.a." betekent niet beschikbaar.

	Fys.tol.	Ecol.tol.	Opt.br.	Optimum	Opt.br.	Ecol.tol.	Fys.tol.
II-Slijkgarnaal	>2	2	7.5	22	>35	>35	n.a.
V-Mossel	5	18	18	35	>35	>35	67
VI-Groot zeegras	n.a.	5	5	19	32	32	n.a.

Tabel 12 Ecologische amplitudo's voor de habitat-dominerende soorten van natuurdoeltype II, V en VI voor de abiotische milieufactor "sedimentsamenstelling". Geschatte waarden zijn cursief weergegeven. "n.a." betekent niet beschikbaar.

	Fys.tol.	Ecol.tol.	Opt.br.	Optimum	Opt.br.	Ecol.tol.	Fys.tol.
II-Slijkgarnaal	zand	zand	sl. zand	slik	slik	slik	slik
V-Mossel	n.a.	zand	zand	zand	zand	zand	zand
VI-Groot zeegras	n.a.	zand	zand	sl. zand	sl. zand	sl. zand	slik

Tabel 13 Ecologische amplitudo's voor de habitat-dominerende soorten van natuurdoeltype II, V en VI voor de abiotische milieufactor "droogvalfrequentie" (%). Geschatte waarden zijn cursief weergegeven. "n.a." betekent niet beschikbaar.

	Fys.tol.	Ecol.tol.	Opt.br.	Optimum	Opt.br.	Ecol.tol.	Fys.tol.
II-Slijkgarnaal	n.a.	35	57	59	62	83	n.a.
V-Mossel	n.a.	0	0	0	48	70	n.a.
VI-Groot zeegras	n.a.	0	0	0	0	10	n.a.

3.2.4 Toepassing

Om de herstel mogelijkheden voor natuurdoeltypen t.a.v. het abiotisch milieu te bepalen, moeten de ecologische amplitudo's worden gecombineerd met kaartjes die de ruimtelijke spreiding van abiotische milieufactoren weergeven (zie Figuur 6).

In Tabel 9 is beschreven wat de herkomst is van de ruimtelijke spreiding van de abiotische milieufactoren. De herstel mogelijkheden van de drie natuurdoeltypen (i.c. habitat-dominerende soorten) t.a.v. de abiotische milieufactoren "sedimentsamenstelling" en "droogvalfrequentie" zijn grafisch weergegeven in Bijlage C (Figuren C1 tot en met C6).

De abiotische milieufactor "zoutgehalte" is niet verder uitgewerkt, omdat het zoutgehalte in de Oostelijke Waddenzee (Vroom *et al.*, 1989) binnen de optimumbreedtes van alle soorten valt, en daardoor te weinig onderscheidend vermogen heeft. Om (per natuurdoeltype) de herstel mogelijkheden t.a.v. de verschillende abiotische milieufactoren te combineren tot de herstel mogelijkheid t.a.v. het abiotisch milieu, is een afweging nodig tussen de verschillende abiotische milieufactoren (zie Figuur 6).

Een "weging" tussen de verschillende factoren vereist een gedegen kennis van de ecologie van de soorten, en inzicht in het relatieve belang van verschillende milieufactoren voor het voorkomen van een soort. Aangezien deze kennis niet voor alle soorten beschikbaar is, introduceert een weging een zekere subjectiviteit in de inschatting van de herstelmogelijkheden. In plaats van een "weging" is in deze studie gekozen voor het principe dat de meest beperkende factor het eindresultaat bepaalt. Dit sluit aan bij het gangbare ecologische concept van een limiterende factor.

In de Figuren C7, C8 en C9 van Bijlage C zijn de grafisch de herstelmogelijkheden t.a.v. het abiotisch milieu weergegeven voor de natuurdoeltypen II (Slijkgarnaal), V (Mossel) en VI (Zeegras).

Het blijkt dat natuurdoeltype II slechts beperkte mogelijkheden heeft in de Oostelijke Waddenzee, gezien het abiotisch milieu. Slikkige bodems, de preferentie van de habitat-dominerende soort, zijn alleen in een smalle strook langs de kust en bij sommige eilanden te vinden, en de mogelijkheden worden nog verder beperkt doordat een deel van de slikkige sedimenten te vaak of te weinig droogvalt. Natuurdoeltype V (Mossel) is, op grond van het abiotisch milieu, bijna overal in de Oostelijke Waddenzee mogelijk, behalve op de meest slikkige plaatsen. De herstelmogelijkheden worden m.n. bepaald door de bodemsamenstelling, en minder door de droogvalfrequentie. Natuurdoeltype VI (Zeegras) heeft op basis van de sedimentsamenstelling goede mogelijkheden in de Oostelijke Waddenzee, maar wordt beperkt door de droogvalfrequentie (en de waterdiepte). Volgens De Jong & De Jonge (1989) zijn de lichtintensiteit (omgekeerd evenredig met de troebelheid van het water) en de droogvalfrequentie de belangrijkste abiotische factoren die het voorkomen van Zeegras (natuurdoeltype VI) bepalen. Ook Philippart (1994) noemt afname van de lichtintensiteit als belangrijke oorzaak voor de achteruitgang van Klein zeegras in de Waddenzee. De lichtintensiteit is echter in de in dit rapport gehanteerde methode niet opgenomen als abiotische milieufactor.

4. Verstoring

4.1 Inleiding

Zoals in Hoofdstuk 1 is beschreven, bepaalt het abiotisch milieu welk natuurdoeltype zich ergens kan ontwikkelen, maar bepaalt de mate van verstoring van een gebied of die ontwikkeling daadwerkelijk plaatsvindt of niet.

Verstoring kan op verschillende manieren plaatsvinden. Schobben & Scholten (1992) onderscheiden de volgende verstoringen in het mariene milieu:

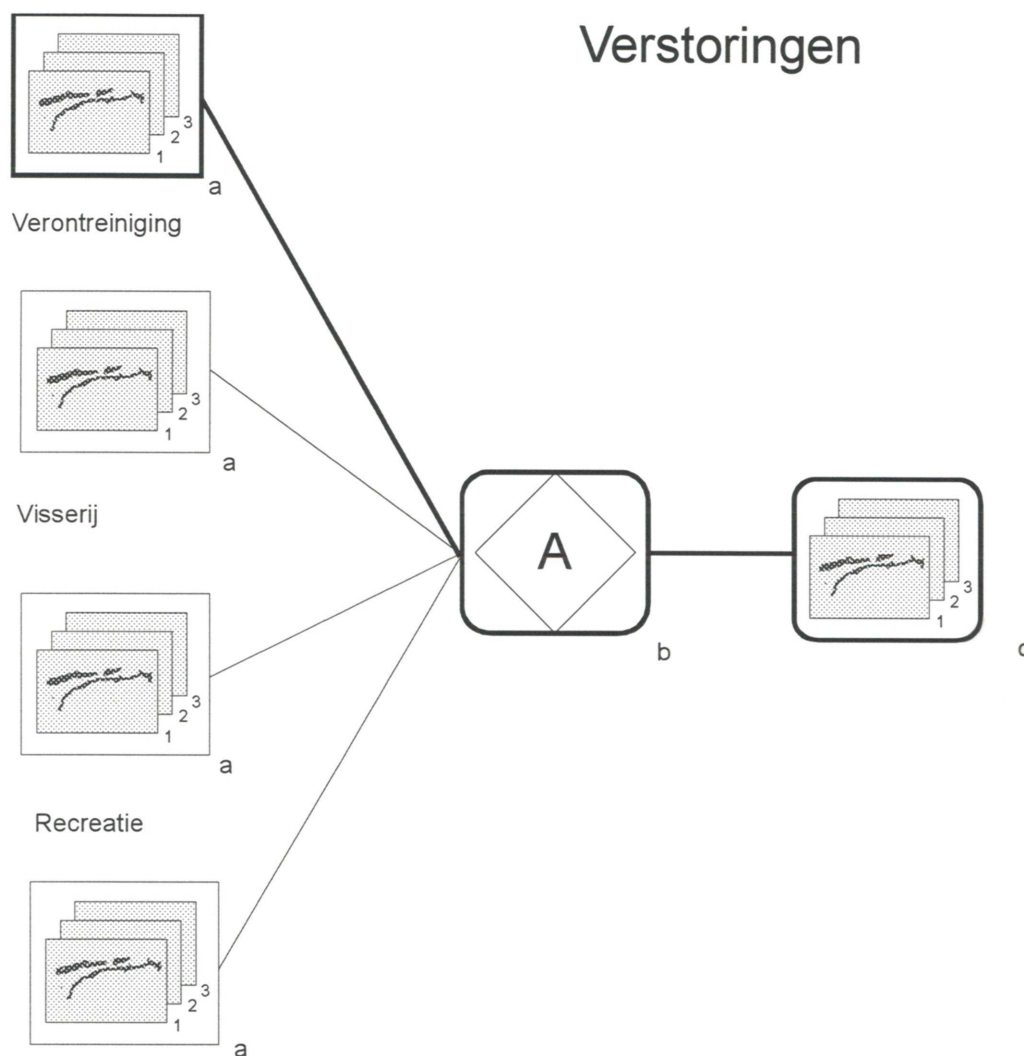
- Verontreiniging
- Eutrofiëring
- Mechanische belasting
- Verwijderen van organismen
- Akoestische belasting
- Substraatverandering
- Visuele belasting

De herstel mogelijkheden t.a.v. de verschillende verstoringscategorieën kunnen met een afwegingssysteem worden gecombineerd tot de herstel mogelijkheden t.a.v. verstoring (zie Figuur 7, een nadere uitwerking van een deel van Figuur 1).

In dit rapport zijn de herstel mogelijkheden t.a.v. verontreiniging uitgewerkt als voorbeeld van een verstoring. Voor verontreiniging is gekozen omdat het een makkelijk kwantificeerbare verstoring is, en omdat veel studie is verricht naar de effecten van verontreiniging op soorten en ecosystemen.

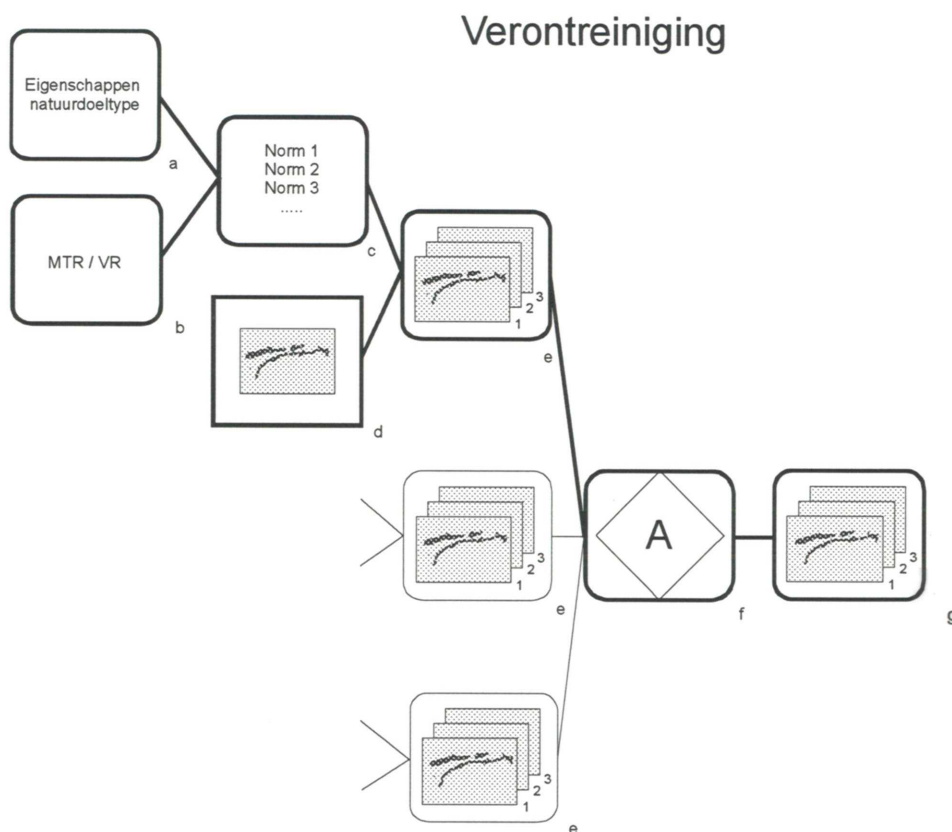
Een verontreinigd milieu kan er voor zorgen dat zich in een geschikt habitat geen volwaardig natuurdoeltype kan ontwikkelen, door de ontwikkeling van het ecosysteem of bepaalde componenten daarvan te remmen. Voor het inschatten van de herstel mogelijkheden van een natuurdoeltype op een bepaalde plaats is het daarom wenselijk om over *normen* per natuurdoeltype te beschikken, om het verontreinigingsnivo te kunnen toetsen. Deze normen moeten aangeven bij welk verontreinigingsnivo de ontwikkeling van een natuurdoeltype niet meer gestoord wordt.

In deze studie is er voor gekozen om wat betreft normstelling te kiezen voor aansluiting bij het huidige overheidsbeleid, dat een risicobenadering gebruikt voor normstelling (Anonymus, 1992). De vigerende normen bestaan uit Maximaal Toelaatbaar Risico (MTR) concentraties en Verwaarloosbaar Risico (VR) concentraties, en zijn met name gebaseerd op stoffeigenschappen. Tussen ecosystemen bestaan echter verschillen in kwetsbaarheid voor verontreiniging. Het is te verwachten dat een dynamisch strandecosysteem minder kwetsbaar is dan bijvoorbeeld een zeegrasveld (Scholten *et al.*, 1994). Dit betekent dat het wenselijk is de stofafhankelijke MTR-waarden te differentiëren naar natuurdoeltype-specifieke normen, gebaseerd op ecologische kenmerken van deze natuurdoeltypen. Deze gedifferentieerde normstelling zorgt voor een realistische inschatting van de herstel mogelijkheden.



Figuur 7 Opbouw van de herstelmogelijkheden t.a.v. verstoring (c) uit de verschillende verstoringen (a). De 'A' geeft een afweging aan (b). De blokken met vetgedrukte randen zijn uitgewerkt in dit rapport.

In dit hoofdstuk zal een poging worden gedaan om MTR- en VR-concentraties te differentiëren naar normen voor natuurdoeltypen, uitgaande van ecologische kenmerken van de natuurdoeltypen. Met deze normen zullen in de case-study de herstelmogelijkheden van een aantal natuurdoeltypen ten aanzien van verontreiniging worden ingeschat.



Figuur 8 Opbouw van de herstelmogelijkheden t.a.v. verontreiniging. Op grond van eigenschappen van een natuurdoeltype (a) worden tussen MTR- en VR-concentraties (b) normen vastgesteld (c). Deze normen bepalen, samen met de ruimtelijke spreiding van een toxicant (d), de herstelmogelijkheden ten aanzien van een toxicant (e). Door de herstelmogelijkheden t.a.v. verschillende toxicanten af te wegen (f) kunnen de herstelmogelijkheden t.a.v. verontreiniging (g) bepaald worden. Een A staat voor een afweging. De blokken met vetgedrukte randen zijn uitgewerkt in dit rapport.

Het uitgangspunt voor dit hoofdstuk is weergegeven in Figuur 8. Voor elke toxicant moeten MTR- en VR-concentraties (b) worden omgerekend naar specifieke normen voor natuurdoeltypen (c), op grond van ecologische kenmerken van de natuurdoeltypen (a). Uit de ruimtelijke spreiding van de toxicant (d) en de normen voor de natuurdoeltypen kunnen per natuurdoeltype de herstelmogelijkheden t.a.v. de toxicant worden afgeleid (e). De herstelmogelijkheden per toxicant kunnen worden gecombineerd tot de herstelmogelijkheden t.a.v. verontreiniging (g).

Ecosystemen en verstoring.

Bij het opstellen van normen voor natuurdoeltypen staan eigenschappen die de *weerstand* van ecosystemen bepalen centraal. De weerstand is de capaciteit van het ecosysteem zijn organisatie te handhaven onder invloed van stress (Scholten *et al.*, 1994).

De weerstand van soorten tegen verontreinigingen wordt bepaald door acclimatisatie en adaptatie. Bij acclimatisatie is er sprake van de inductie van detoxificatie-enzymen, of het aanpassen van de levensstrategie. Deze aanpassingen berusten op de fenotypische plasticiteit van een soort. Bij adaptatie is er sprake van genetische veranderingen, bijvoorbeeld resistentie. In studies wordt de weerstand van soorten is vaak gerelateerd aan de levenscyclusstrategie. Meestal wordt verondersteld dat r-strategen ongevoeliger zijn dan K-strategen, maar duidelijke verschillen zijn niet gevonden (zie bijvoorbeeld Scholten *et al.*, 1994). Momenteel richt de aandacht zich op de analyse van levenscyclusstrategiën vanuit evolutionair perspectief, zoals bijvoorbeeld het onderscheid tussen semelpare en iteropare soorten (Kammenga & Schobben, 1995).

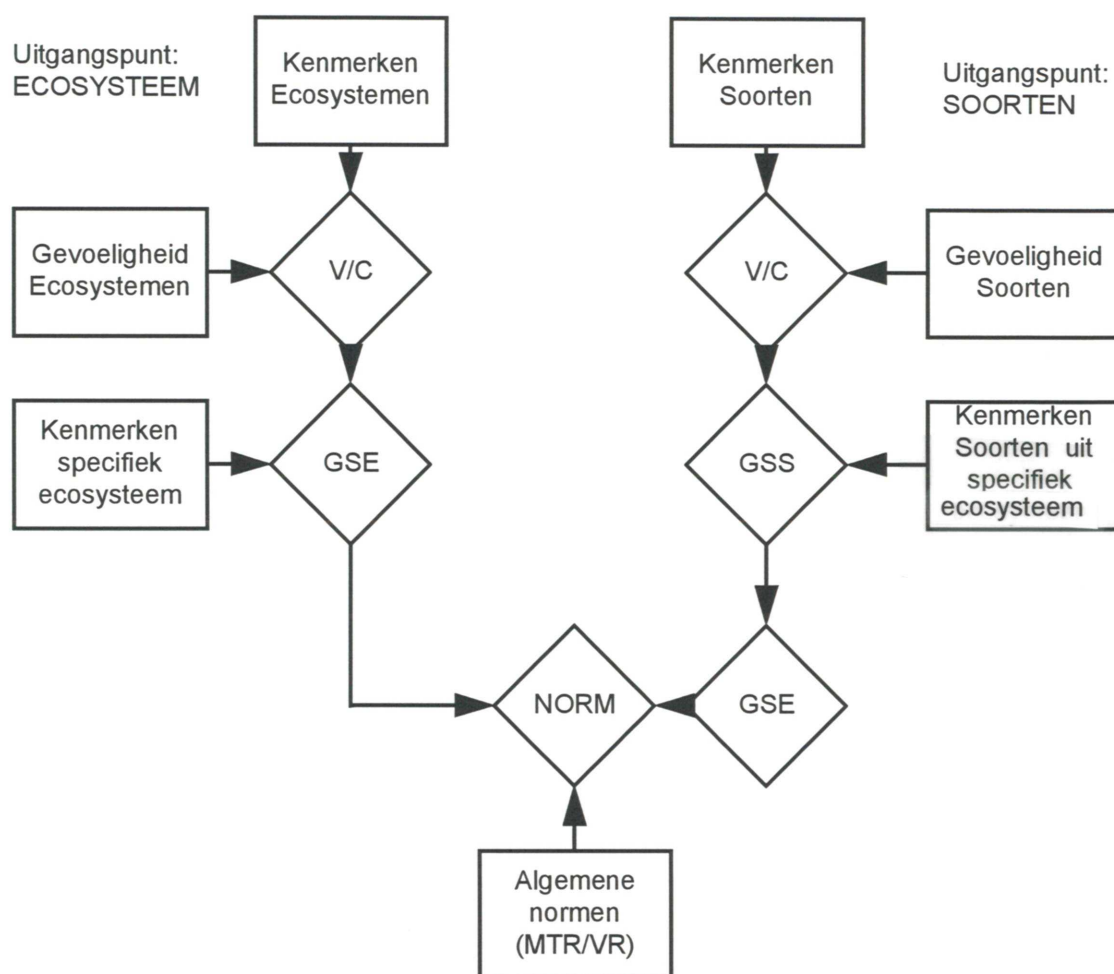
Op ecosysteem-nivo is functionele redundantie belangrijk voor de weerstand tegen verontreiniging: het verschijnsel dat meerdere soorten dezelfde functie vervullen, waardoor een aantasting van de structuur niet direct een aantasting van de functie betekent. Een ander aspect dat van belang is bij het inschatten van de weerstand van een ecosysteem is de aanwezigheid van relaties tussen de soorten, zoals predator-prooi relaties en interspecifieke concurrentie.

4.2 Normstelling voor natuurdoeltypen

In deze paragraaf staat de vraag centraal welke eigenschappen van een natuurdoeltype (ecosysteem) bruikbaar zijn om specifieke normen voor natuurdoeltypen op te stellen, uitgaande van vastgestelde boven (MTR) en onder (VR) grenzen. In Figuur 8 betreft het dus de combinatie van (a) en (b) tot (c). Zoals in de kadertekst 'Ecosystemen en verstoring' is beschreven, is de kern van de zaak hoe de weerstand van ecosystemen gekwantificeerd kan worden.

Figuur 9 geeft aan wat de mogelijkheden zijn om van algemene normen en kenmerken van ecosystemen tot normen voor ecosystemen te komen. De belangrijkste keuze is het uitgangspunt: Kenmerken van ecosystemen, of kenmerken van soorten uit ecosystemen. Vervolgens moeten er (relationele of correlatieve) verbanden aanwezig zijn tussen de geselecteerde kenmerken en de gevoeligheid van ecosystemen resp. soorten voor verstoring. De aanwezigheid van verbanden is een essentiële voorwaarde voor het methodisch bepalen van normen voor natuurdoeltypen. Bestaan deze verbanden niet, dan zullen de normen per natuurdoeltype moeten worden ingeschat op basis van ecotoxicologische kennis. Als deze verbanden wel bestaan, dan kunnen de algemene normen (MTR, VR) op grond van de waarden van de geselecteerde kenmerken worden gedifferentieerd naar normen per natuurdoeltype.

Als kenmerken op soortsnivo als uitgangspunt zijn genomen, is er een extra slag nodig: de kenmerken per soort moeten worden opgeschaald naar ecosysteem-nivo. Een voorbeeld zou kunnen zijn dat er een verband is gevonden tussen de levensstrategie van soorten (r of K strateeg) en de gevoeligheid voor cadmiumverontreiniging. Voordat dan de MTR en VR concentraties voor cadmium kunnen worden gedifferentieerd naar cadmiumnormen voor natuurdoeltypen, moet bepaald worden of in een bepaald natuurdoeltype de r of de K strategen overheersen. Deze opschaalslag is het onderdeel van de methode met soortskennmerken als uitgangspunt dat het moeilijkst te kwantificeren is.



Figuur 9 Schematische weergave van het normstellingsproces. Het schema geeft aan hoe, afhankelijk van het gekozen uitgangspunt (ecosysteemkenmerken of soorten uit een ecosysteem), normen voor specifieke natuurdoeltypen kunnen worden bepaald uit algemene normen (MTR, VR). De rechthoeken geven invoergegevens aan; de ruiten bewerkingen van deze gegevens. V/C = Verbanden of Correlaties; GSE = Gevoeligheid van een Specifiek Ecosysteem; GSS = Gevoeligheid van Specifieke Soorten; NORM = Norm voor een specifiek ecosysteem (natuurdoeltype).

De methode met ecosysteemkenmerken als uitgangspunt vereist geen (onzekere) opschaaflag, maar kent wel andere knelpunten. De gevoeligheid van ecosystemen voor verontreiniging kan moeilijker bepaald worden dan de gevoeligheid van een soort (EC_{50} , NOEC), en vereist een inschatting. De te selecteren parameters waaraan de gevoeligheid gerelateerd kan worden zijn ook minder duidelijk op ecosysteemnivo dan op soortsnivo, waar levenscyclusparameters, voedingsstrategieën of fyllum voor de hand liggen. Scholten et al. (1994) gebruikten 'avoidance', 'tolerantie' en 'afhankelijkheid' als parameters op ecosysteemnivo, waaraan de weerstand gerelateerd kan worden. Een andere mogelijkheid is parameters te selecteren die een indicatie geven van het functioneren van een ecosysteem, bijvoorbeeld de P/B ratio, of turnoversnelheden.

In deze studie is ervoor gekozen om normen voor natuurdoeltypen te construeren op basis van kenmerken op soortsnivo. Om de soortkenmerken op te schalen naar ecosysteemnivo, zijn de habitat-dominerende soorten van de natuurdoeltypen centraal

gesteld (zie Figuur 4). Zoals gezegd in Hoofdstuk 2, betekent dit de aanname dat het wegvallen van een habitat-dominerende soort t.g.v. verstoring een sterker negatief effect heeft op een (geassocieerde) soort van een natuurdoeltype, dan de verstoring zelf. Door het opschalingsprobleem op deze manier te ondervangen, is de methode gebaseerd op soortskennmerken aantrekkelijker geworden dan de methode gebaseerd op ecosysteemkenmerken, omdat de gevoeligheden van soorten en de soortskennmerken beter zijn te kwantificeren dan de gevoeligheden en kenmerken van ecosystemen, waardoor het methodisch aantrekkelijker wordt (minder inschattingen).

Om te bepalen welke kenmerken van soorten gebruikt kunnen worden voor de normstelling, is gezocht naar verbanden tussen een aantal levenscyclusstrategie parameters en de gevoeligheid voor verontreiniging.

Hiervoor is gebruik gemaakt van twee data-sets:

- Data-set A

De eerste data-set bestaat uit ecotoxicologische gegevens over 26 soorten (voornamelijk soorten uit de Noordzee-AMOEBE). De informatie bestaat uit gemiddelde LC_{50} 's van 25 toxicanten (Jak *et al.*, in prep.), en uit populatiedynamische parameters (Schobben *et al.*, 1994). De populatiedynamische parameters uit de data-set zijn "juvenile levensduur", "adulte levensduur", "reproductie", "juvenile overleving" en "adulte overleving". De data-set is aangelegd voor het project RAM (TNO-Milieu, Energie en Procesinnovatie).

- Data-set B

De tweede data-set is speciaal voor dit project samengesteld, en bestaat uit LC_{50} 's en populatiedynamische parameters voor 10 soorten. De toxicologische data (139 records, 9 toxicanten) is afkomstig uit MEDUSA's HEAD, het database-systeem van de afdeling Ecologische Risico's in Den Helder voor de opslag van ecologische en ecotoxicologische gegevens (Karman *et al.*, 1995). De reden voor het opstellen van deze data-set was om andere populatiedynamische parameters dan de parameters uit data-set A te kunnen evalueren. De parameters in deze set zijn "maximale leeftijd", "maximale lengte" en "maximaal aantal eieren". In Tabel 14 zijn enkele karakteristieken van deze dataset weergegeven.

Tabel 14 Karakteristieken van data-set B. Weergegeven is het aantal records per toxicant (totaal 9 toxicanten) en per soort (totaal 10 soorten). Het totaal aantal records bedraagt 139.

Toxicant	Aantal Records	Soort	Aantal Records
Cadmium	4	<i>Cancer magister</i>	7
Koper	72	<i>Crangon crangon</i>	26
Kwik	5	<i>Homarus americanus</i>	29
Lood	4	<i>Penaeus aztecus</i>	3
Zink	22	<i>Cerastoderma edule</i>	3
DDT	1	<i>Mercenaria mercenaria</i>	6
PCP	8	<i>Mya arenaria</i>	13
Naftaleen	6	<i>Mytilus edulis</i>	32
Olie	17	<i>Clupea harengus</i>	17
		<i>Oncorhynchus kisutch</i>	4

Resultaten data-set A

Om de gevoeligheid voor verontreiniging in relatie tot populatiedynamische parameters te onderzoeken zijn de soorten uit data-set A gerangschikt op basis van hun gemiddelde

LC₅₀ voor de toxicanten. Macroalgen, zeegras en kwelderplanten zijn niet meegenomen in de analyse, omdat de populatiedynamische parameters voor hun niet beschikbaar waren of moeilijk vergelijkbaar waren met die van de andere (dier-) soorten. Hierdoor vielen 7 van de 26 soorten af. Voor elke toxicant zijn de soorten gerangschikt op basis van de LC₅₀'s. Vervolgens is aan de soorten een rangnummer toegekend (1-19), waarbij de gevoeligste soort het laagste rangnummer krijgt. Daarna zijn per soort de rangnummers gemiddeld. Hierbij zijn gemiddelde rangnummers berekend voor metalen (AVE_met), organische verbindingen (AVE_org) en alle toxicanten (AVE_tot). Vervolgens is de correlatie bepaald tussen de gemiddelde rangnummers en de parameters "juvenile levensduur" (Tjuv), "adulte levensduur" (Tad), "juvenile overleving" (Cjuv), "adulte overleving" (Cad) en "reproductie" (R). In Tabel 15 zijn Pearson correlatie-coëfficiënten weergegeven, met het bijbehorende significantienivo.

Tabel 15 Pearson correlaties tussen de gemiddelde rangschikking van soorten uit data-set A gebaseerd op metalen (AVE_met), organische verbindingen (AVE_org) of alle toxicanten (AVE_TOT) en de populatiedynamische parameters reproductie (R), juvenile overleving (Cjuv), adulte overleving (Cad), juvenile levensduur (Tjuv) en adulte levensduur (Tad): n.s.=niet significant (N=19)

	R (N/jaar)	Cjuv (1/jaar)	Cad (1/jaar)	Tjuv (jaar)	Tad (jaar)
AVE_met	-.09 n.s.	.33 n.s.	.39 n.s.	.35 n.s.	.42 n.s.
AVE_org	.30 n.s.	-.25 n.s.	-.21 n.s.	-.14 n.s.	-.14 n.s.
AVE_tot	.34 n.s.	-.13 n.s.	.09 n.s.	.07 n.s.	.15 n.s.

Er blijken geen statistisch significante correlaties aanwezig te zijn.

Resultaten data-set B

Er is ook gezocht naar correlaties in data-set B. Voor elke soort werd een "gevoeligheid" berekend. De methode hiervoor wijkt af van de bij data-set A gebruikte methode, omdat deze matrix niet geheel gevuld is, en het rangschikkingssysteem daardoor niet werkt. Eerst zijn alle LC₅₀ waarden van soort-toxicant combinaties uit de data-set gedeeld door de geometrisch gemiddelde LC₅₀ voor de toxicant. Dit levert relatieve LC₅₀'s op, waarbij een waarde groter dan 1 betekent dat de betreffende soort in de soort-toxicant combinatie ongevoeliger was dan de gemiddelde soort voor de toxicant. Vervolgens zijn per soort alle relatieve LC₅₀'s (geometrisch) gemiddeld. Dit betekent dat soorten met een gemiddelde groter dan 1 ongevoeliger zijn voor de gemiddelde toxicant, en soorten met een gemiddelde kleiner dan 1 gevoeliger. Het zo berekende gemiddelde is dus een maat voor de (inverse van de) gevoeligheid van een soort. Deze gevoeligheid is vervolgens gecorreleerd met de parameters "maximale lengte" (L_max), "maximale leeftijd" (A_max) en "maximaal aantal eieren per vrouwtje per jaar" (R_max). In Tabel 16 zijn de correlatiecoëfficiënten weergegeven.

Tabel 16 *Correlaties tussen de berekende "gevoeligheid" (zie tekst) van de soorten uit data-set B en de parameters maximale lengte (L_max), maximale leeftijd (A_max) en maximaal aantal eieren per vrouwtje per jaar (R_max). Het significantienivo van de correlaties is weergegeven d.m.v. sterretjes: n.s.=niet significant; * = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$; *** = $p < 0,005$; **** = $p < 0,001$.*

	"Gevoeligheid"
L_max	.05 (N=10) n.s.
A_max	-.41 (N=9) n.s.
R_max	-.32 (N=9) n.s.

In deze data-set zijn eveneens geen statistisch significante correlaties aanwezig.

Over het gebruiken van de eigenschappen van soorten als methode om normen te stellen voor natuurdoeltypen kan concluderend gezegd worden dat de hier geanalyseerde data-sets geen aanwijzingen geven voor het bestaan van verbanden tussen populatiedynamische parameters en de gevoeligheid voor verontreiniging.

4.3 Case study

4.3.1 Toxicant en verspreiding

In de case-study zijn de effecten van één toxicant op de herstelmogelijkheden van natuurdoeltypen in de Oostelijke Waddenzee geëvalueerd. Als toxicant is voor olie gekozen: enerzijds omdat er voor deze stof verspreidingsgegevens beschikbaar zijn, anderzijds omdat er bij de afdeling Ecologische Risico's van TNO-MEP, veel (ecotoxicologische) kennis over deze stof aanwezig is.

De MTR-concentratie voor olie is $79 \mu\text{g.l}^{-1}$, en de VR-concentratie $0,79 \mu\text{g.l}^{-1}$ (Scholten et al., 1993).

De olieconcentratie in de Oostelijke Waddenzee wordt bepaald door uitwisseling met de Noordzee, de intensiteit van bronnen zoals de scheepvaart, en microbiële afbraak. In Bijlage D is de verspreiding van olie afgeleid. De concentraties variëren van $3,76$ tot $4,96 \mu\text{g.l}^{-1}$, en liggen daarmee tussen de MTR en VR-concentraties in.

4.3.2 Normstelling

De methode om normen te stellen op basis van kenmerken van het natuurdoeltype is nog niet operationeel (zie paragraaf 4.2). Daarom is voor een pragmatische methode gekozen. Om normen te stellen voor de natuurdoeltypen wordt in deze case-study uitgegaan van de gevoeligheid voor olie van de habitat-dominerende soorten van elk natuurdoeltype. De gevoeligheid voor olie is ingeschat op basis van mesocosm-experimenten met kunstmatige, met olie verontreinigde kwelders (OPEX-project: Kuiper, 1982; Kuiper et al., 1983; Dekker, 1986; Van Moorsel, 1986). De gevoeligheid van habitat-dominerende soorten die niet in dit project onderzocht zijn is ingeschat. De rangorde van gevoeligheid is weergegeven in Tabel 17.

De normen zijn vastgesteld door de norm voor het meest gevoelige natuurdoeltype gelijk aan de VR concentratie te stellen, en de norm voor het minst gevoelige natuurdoeltype gelijk aan de MTR concentratie te stellen. De tussenliggende normen zijn bepaald door gelijke intervallen op een logaritmische schaal te veronderstellen.

Tabel 17 Geschatte rangschikking van habitat-dominerende soorten op gevoeligheid voor olieverontreiniging, en de op grond van deze rangschikking toegekende normen (zie tekst).

Natuurdoeltype	Rangschikking	Habitat-dominerende soort	Norm ($\mu\text{g.l}^{-1}$)
II	1 (gevoeligst)	Slijkgarnaal	0,8
I	2	Kokkel/Wadpier	2
VI	3	Zeegras	5
III	4	Slijkgas, Zeekraal	13
IV	5	Kweldergras	31
V	6 (minst gevoelig)	Mosselbank	79

De olieconcentratie van de Oostelijke Waddenzee is aan de normen getoetst door de berekende concentraties te delen door de berekende norm. Bij de waardering van de uitkomsten zijn de volgende regels gehanteerd. Een overschrijding van de normen betekent dat het ecosysteem hier schade ondervindt, dus dat dit gebied ongeschikt is voor het herstel van het desbetreffende natuurdoeltype. In het gebied van de norm tot $0,1 \cdot \text{norm}$ zijn, in analogie met de waardering van het abiotisch milieu, gradaties onderscheiden. De klassen zijn weergegeven in Tabel 18.

Tabel 18 Waardering van de berekende olieconcentratie.

Olieconcentratie	Waardering
$> \text{norm}$	ongeschikt (wit)
$\text{norm} - 0,5 \cdot \text{norm}$	ecol. tolerantiebreedte (rood)
$0,5 \cdot \text{norm} - 0,1 \cdot \text{norm}$	optimumbreedte (blauw)
$< 0,1 \cdot \text{norm}$	optimaal (groen)

De herstelmogelijkheden van de natuurdoeltypen II (met de Slijkgarnaal als habitat-dominerende soort), V (Mossel) en VI (Zeegras) t.a.v. de geschatte olieconcentraties in de Oostelijke Waddenzee zijn weergegeven in de Figuren C10, C11 en C12 van Bijlage C. Er zijn grote verschillen aanwezig tussen de herstelmogelijkheden voor de verschillende natuurdoeltypen. Voor natuurdoeltype V (Mossel) is geen negatieve invloed van de oliegehalten te verwachten (verhouding tussen de olieconcentratie en de norm is 0,0475 tot 0,0627). Bij natuurdoeltype VI (Zeegras) zijn de olieconcentraties ($3,76 \mu\text{g.l}^{-1}$ tot $4,96 \mu\text{g.l}^{-1}$) van dezelfde orde van grootte zijn als de norm ($5 \mu\text{g.l}^{-1}$). De ratio tussen olieconcentratie en norm varieert van 0,751 tot 0,991. Voor dit natuurdoeltype kunnen dus wel effecten verwacht worden. Voor Natuurdoeltype II (Slijkgarnaal), het natuurdoeltype met de laagste norm, is herstel niet mogelijk gegeven de geschatte oliegehalten (de ratio tussen olieconcentratie en norm varieert van 4,75 tot 6,27).

Per natuurdoeltype is er nauwelijks ruimtelijke variatie in de herstelmogelijkheden. Dit wordt veroorzaakt doordat de ruimtelijke variatie in de olieconcentraties ($3,76 \mu\text{g.l}^{-1}$ - $4,96 \mu\text{g.l}^{-1}$) veel kleiner is dan de variatie in de normen (per definitie een factor 100, omdat de normen tussen MTR- en VR-concentraties gekozen zijn). Een vergelijking met de actuele situatie (de Slijkgarnaal en de Mossel komen abundant voor; Zeegras wordt op enkele plaatsen

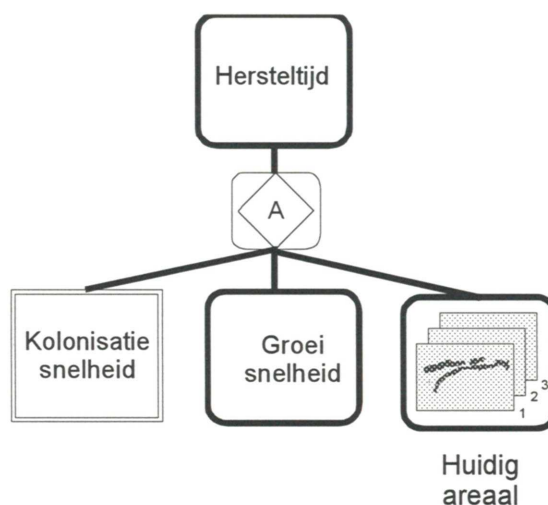
aangetroffen) impliceert dat het kiezen van normen tussen de MTR en VR concentraties wel erg lage normen oplevert. Een andere manier van normstelling die minder lage normen oplevert maar wel aansluit bij het MTR concept, is wenselijk.

Als deze benadering wel wordt gebruikt, kan voor toxicanten waarbij de ruimtelijke variatie in de concentratie klein is vergeleken met de variatie in de normen van natuurdoeltypen (zoals bij olie in deze case-study) volstaan worden met een schatting van de gemiddelde concentratie: de ruimtelijke variatie in herstelmogelijkheden binnen een natuurdoeltype is dan te verwaarlozen ten opzichte van de verschillen in herstelmogelijkheden tussen natuurdoeltypen. Hierdoor kan een aanzienlijke besparing van tijd en moeite behaald worden.

5 Ecologische aspecten: Hersteltijd

5.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden de factoren beschreven die de herstelmogelijkheden van een natuurdoeltype bepalen in een gebied waar een geschikt abiotisch milieu aanwezig is, en waar de verstoringsgraad herstel niet in de weg staat. De herstelmogelijkheden worden gekarakteriseerd door de verwachte *hersteltijd* (zie Figuur 10) die afhankelijk is van (ecologische) kenmerken van het te realiseren ecosysteem (*kolonisationsnelheid*, *groeisnelheid*), en van het aanwezige ecosysteem (*huidig areaal*). In dit hoofdstuk wordt eerst het herstelproces beschreven (paragraaf 5.1). Vervolgens wordt in paragraaf 5.2 bekeken welke aspecten de kolonisationsnelheid en de groeisnelheid bepalen. In paragraaf 5.3 wordt beschreven hoe deze aspecten gekwantificeerd kunnen worden.

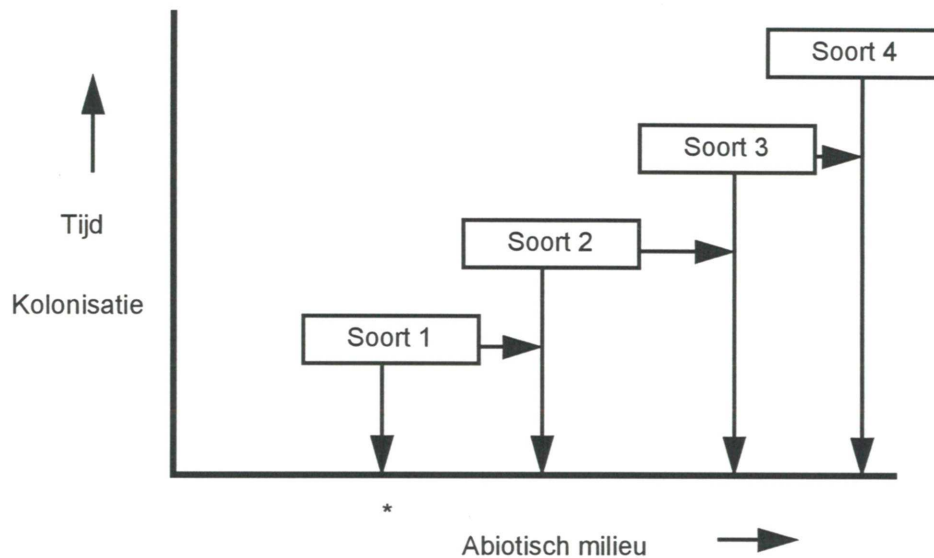


Figuur 10 De hersteltijd is opgebouwd uit de kolonisationsnelheid, de groeisnelheid en het huidige areaal. Zie ook Figuur 1.

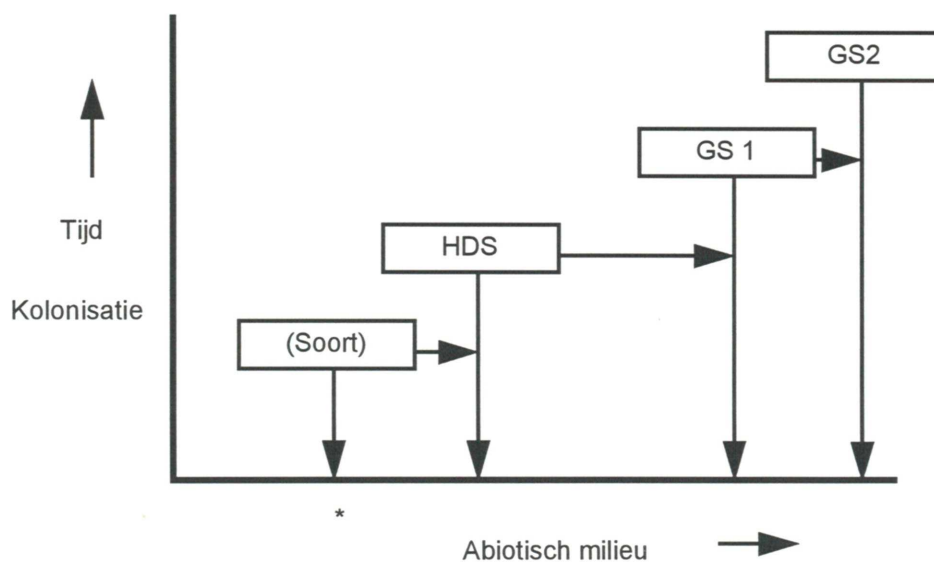
Om meer inzicht te krijgen in het herstelproces kan het herstel van natuurdoeltypen worden vergeleken met *successie*: de wijze waarop ecosystemen zich ontwikkelen tot een bepaald eindstadium. Een belangrijk kenmerk van successie is dat soorten het abiotisch milieu modifieren (zie kadertekst: "successie"). In Figuur 11 is het proces van modificatie van het abiotisch milieu door elkaar opvolgende soorten grafisch weergegeven. In Figuur 12 is geschetst hoe het concept van habitat-dominerende soorten en geassocieerde soorten past in dit herstelproces. Ten opzichte van successieschema van Figuur 11 zijn twee vereenvoudigingen toegepast:

- De habitat-dominerende soorten creëren mogelijkheden voor andere (geassocieerde) soorten, door het abiotisch milieu te modifieren. Hierbij wordt verondersteld dat een eventuele verandering van het abiotisch milieu door de vestiging van geassocieerde soorten verwaarloosbaar is ten opzichte van de verandering van het abiotisch milieu door habitat-dominerende soorten.
- Een tweede vereenvoudiging ten opzichte van Figuur 11 is dat er een directe relatie is gelegd tussen de habitat-dominerende soorten en het abiotisch milieu. In werkelijkheid zal het milieu dat geschikt is voor de habitat-dominerende soorten niet altijd het

abiotische milieu zijn waarvan uit het herstelproces begint, maar zal het milieu al gemodificeerd zijn door andere (pioniers-) soorten.



Figuur 11 Schematische weergave van successie, in relatie tot de tijd en het abiotisch milieu. De asterix (*) geeft de toestand van het abiotisch milieu bij het begin van de ontwikkeling van het ecosysteem aan.



Figuur 12 Schematische weergave van de plaats van habitat-dominerende en geassocieerde soorten in het successieproces (zie figuur 11), in relatie tot de tijd en het abiotisch milieu. De asterix (*) geeft de abiotische milieucondities aan waarbij habitat-dominerende soorten zich kunnen vestigen. H.D.S. = Habitat-Dominerende Soort; G.S. = Geassocieerde Soort.

Successie

Onder *ecologische successie* wordt verstaan de wijze waarop ecosystemen zich ontwikkelen naar een bepaald eindstadium (Nys, 1987). Nieuwe habitats en/of opengevallen gebieden worden gekoloniseerd door *pionierssoorten*: soorten die de heersende milieumomstandigheden kunnen tolereren en de beschikbare hulpbronnen kunnen exploiteren. Deze soorten zullen echter één of meer milieumomstandigheden wijzigen (bijvoorbeeld beschaduwning van de bodem of organische stofgehalte van de bodem), waardoor het milieu minder geschikt wordt voor de pionierssoorten, maar geschikter voor andere soorten, die daardoor de pionierssoorten verdringen. Ook deze soorten wijzigen één of meerdere milieufactoren, en zullen weer verdrongen worden door andere soorten. Deze *modificatie* van abiotische milieufactoren is een belangrijk kenmerk van successie. In principe is het successieproces beëindigd als de introductie van een nieuwe soort en/of de verdringing van een aanwezige soort niet meer een verandering van het abiotisch milieu tot gevolg heeft. Er worden twee soorten successie onderscheiden: *primaire successie*, de ontwikkeling van ecosystemen op nieuwe, open terreinen (bijvoorbeeld lava) en *secundaire successie*, de ontwikkeling van een ecosysteem vanuit een verstoord ecosysteem (bijvoorbeeld na kaalkap). Het eindpunt van successie is het *climaxstadium*. Successie is echter niet doelgericht en/of deterministisch, waardoor ook het climaxstadium een relatief begrip is.

Enkele kenmerken van successie zijn:

- De Primaire productie per eenheid van biomassa (P/B-ratio) neemt af naarmate successie voortgaat
- Voedselketens worden complexer: van lineaire voedselketens naar voedselwebben, en van graasketens naar detritusketens
- De nutriëntenkringloop verschuift van open naar gesloten
- De biomassa neemt toe
- Het aantal potentiële habitats en niches neemt toe
- De diversiteit neemt toe

5.2 Selectie relevante aspecten herstelproces

In de in paragraaf 5.1 geschetste benadering van successie (waarbij eerst habitat-dominerende soorten terugkomen en vervolgens geassocieerde soorten) worden de herstelmogelijkheden bepaald door de mogelijkheden van de habitat-dominerende en geassocieerde soorten om een nieuw habitat te bevolken. Dit betekent dat factoren die de snelheid bepalen waarmee een nieuw habitat door habitat-dominerende soorten kan worden bevolkt, ook bepalend zijn voor de hersteltijd. Deze snelheid is afhankelijk van:

- De snelheid waarmee een nieuwe soort een habitat kan koloniseren (*kolonisationsnelheid*), afhankelijk van:
 - mobiliteit van de soort (migratie)
 - mobiliteit van de larven (bv. pelagisch stadium)
 - huidige ruimtelijke verspreiding van de soort (populaties in de buurt van het nieuwe habitat of slechts op grote afstand)
 - waterstromingen
 - aanwezigheid van (antropogene) barrières
- De snelheid waarmee de soort het nieuwe habitat kan domineren, na het bereikt te hebben (*groeisnelheid*), afhankelijk van:
 - aantal nakomelingen
 - reproductieve leeftijd
 - groeisnelheid
 - P/B-ratio
 - aanwezigheid van concurrenten/ concurrentiekracht van de soort

Naast de geschiktheid van het abiotisch milieu en de verstoringsgraad worden de herstelmogelijkheden van een natuurdoeltype dus bepaald door een aantal factoren die de hersteltijd bepalen. In de kadertekst "herstel" zijn drie andere studies beschreven waarin (ecologische) factoren worden genoemd die de herstelmogelijkheden bepalen. Het blijkt dat de in deze studies onderscheiden factoren overeenkomen met de hierboven beschreven kolonisationsnelheid en groeisnelheid, maar dat daarnaast ook financiële, economische en beheersaspecten genoemd worden. Ook worden (abiotische) kenmerken van het habitat genoemd als belangrijk voor herstel. De economische en beheersaspecten vallen buiten het kader van deze studie. De habitatkenmerken vallen in deze studie onder Hoofdstuk 3 en 4.

Herstel

Studies naar het herstel van ecosystemen hebben meestal betrekking op het herstel van een ecosysteem na een éénmalige, kortstondige verstoring (calamiteit). Thorhaug (1980) concludeerde uit een aantal restauratieprojecten van plantengemeenschappen dat de herstelsnelheid afhangt van de groeisnelheid van een soort, het type soort (climax of successie), het klimaat (m.b.t. groeisnelheid), en de productiviteit van het systeem. Bij dieren is de kolonisationsnelheid ook van belang. Verder wordt volgens Thorhaug het herstel ook sterk bepaald door financiële en sociale aspecten.

Cairns (1990) baseerde een "herstel-index" op aspecten van het habitat (conditie, residuen van toxicanten) en op de volgende overige aspecten:

- * Bestaan van nabijgelegen populaties t.b.v. kolonisatie
- * transporteerbaarheid of mobiliteit van het dispersie-stadium (sporen, eieren, larven, vliegende adulten)
- * Beheersvorm en potentieel van de beherende instantie

Vogl (1980) maakt onderscheid tussen "verstorings-afhankelijke ecosystemen" (perturbation dependent) en "verstorings-onafhankelijke ecosystemen" (perturbation independent). Bij ecosystemen van de eerste categorie heeft een verstoring een revitaliserend effect: de levensstrategie van de organismen is erop gebaseerd om op een verstoring te reageren met een nieuwe energiepuls. De verstoring kan ook een synchroniserende werking hebben. Hoewel de verstoringen random lijken te zijn, zijn ze op een langere tijdschaal vaak niet willekeurig. De soorten in de verstorings-afhankelijke ecosystemen zijn vaak opportunistische soorten, met een brede tolerantie. De herstelsnelheid in deze systemen is erg hoog. Verstorings-onafhankelijke ecosystemen kennen vaak een traag herstel, waarbij de soortensamenstelling na herstel anders kan zijn dan de soortensamenstelling voor herstel.

De factoren die met de herstelsnelheid samenhangen komen samenvattend dus neer op de ecologische aspecten groeisnelheid en kolonisationsnelheid en daarnaast financiële-, sociale-, of beheersaspecten. Thorhaug en Cairns beschouwen deze aspecten per soort; Vogl noemt de groei- en kolonisationsnelheid als onderdeel van de relatie met verstoringen en ziet ze op ecosysteemnivo als het aandeel opportunistische soorten.

5.3 Case-study

Om de hersteltijd van een natuurdoeltype te bepalen, is het nodig om de factoren kolonisationsnelheid en groeisnelheid te bepalen door de in paragraaf 5.2 genoemde factoren te kwantificeren voor een bepaald gebied. Aan deze kwantificering zijn echter enige problemen verbonden:

- Doordat verschillende soorten verschillende dispersiemechanismen hebben, is een algemeen geldende methode om de dispersiesnelheid in te schatten niet mogelijk. Per soort moet bepaald worden welke factoren relevant zijn.
- De schaal waarop de herstelmogelijkheden bepaald worden is afhankelijk van de in beschouwing genomen factoren. Voor transport van larven door waterstromingen is het bijvoorbeeld relevant om de herstelmogelijkheden per kombergingsgebied te

bepalen (zie Figuur 2). Voor (bijvoorbeeld) transport van organismen die kunnen vasthechten aan scheepsrampen moeten scheepvaartroutes in beschouwing genomen worden.

- Bepaalde aspecten, bijvoorbeeld de concurrentiekracht van een soort, zijn moeilijk te kwantificeren en/of in te schatten.

Door deze knelpunten is het noodzakelijk "expert-opinion" te gebruiken voor het inschatten van de kolonisationsnelheid en de groeisnelheid voor een natuurdoeltype. Bij het inschatten van deze snelheden is het vanuit beleidsoogpunt relevant om onderscheid te maken tussen de hersteltijd in een optimale situatie, de *intrinsieke hersteltijd*, en een de afwijking ervan in een bepaalde regio (ruimtelijk gedifferentieerd) doordat de kolonisationsnelheid of groeisnelheid door bepaalde oorzaken vertraagd is. De intrinsieke hersteltijd kan gebruikt worden om te bepalen op welke termijn resultaten verwacht zouden kunnen worden; de ruimtelijke differentiatie van de afwijking van deze intrinsieke hersteltijd kan gebruikt worden om te bepalen in welke gebieden een natuurdoeltype zich het snelst kan herstellen, wat tot een voorrang bij natuurontwikkeling zou kunnen leiden.

Om de hersteltijd uit de kolonisationsnelheid en de groeisnelheid in te schatten, waarbij het resultaat bestaat uit een intrinsieke hersteltijd en een ruimtelijke spreiding van de afwijking van deze intrinsieke hersteltijd, kunnen de volgende stappen doorlopen worden:

1. Een inschatting maken van de factoren die de kolonisationsnelheid en de groeisnelheid van de soort bepalen. Als leidraad wordt de lijst van paragraaf 5.2 gehanteerd.
2. Bepalen welke zonering relevant is. Voor de Oostelijke Waddenzee kan als standaard de indeling in kombergingsgebieden worden gehanteerd (zie Figuur 2). Als de onder (1) beschreven factoren dit noodzakelijk maken, kan een meer gedetailleerde of andere zonering worden gehanteerd.
3. Een inschatting maken van een *intrinsieke hersteltijd* voor de soort: de tijd die het duurt om vanuit een situatie waarin de habitat-dominerende soort afwezig is te komen tot een situatie die gedomineerd wordt door de habitat-dominerende soort, gegeven optimale omstandigheden. Een koraalrif heeft langer nodig om gevormd te worden dan een zeegrasveld.
4. Bepalen welke van de onder (1) beschreven factoren (ruimtelijk) varieert in het studiegebied (hier: de Oostelijke Waddenzee). Dit kan bijvoorbeeld de waterstroming zijn (mate van uitwisseling met omringende water, t.b.v. pelagische larven), of de concurrentiekracht (als in een deel van het studiegebied een concurrent aanwezig is, en in een ander deel niet).
5. Voor de variabele factoren (uit stap 4) per zone een inschatting maken op een relatieve schaal van 0 tot 5, waarbij een waarde van 5 "goed" is (sneller herstel van de soort) en een waarde van 0 "slecht" (traag/geen herstel van de soort).
6. De relatieve inschattingen van de variabele factoren (5) middelen per zone zodat een (relatieve) inschatting voor de variabele factoren ontstaat.
7. De gemiddelde inschatting per zone van de variabele factoren grafisch weergeven in een kaartje (voor een voorbeeld zie het hersteladvies van Figuur 13).

Het resultaat van deze procedure is een inschatting van de tijd die het duurt om een natuurdoeltype in een bepaald studiegebied te herstellen, en een ruimtelijke differentiatie van deze hersteltijd: zones waarvan verwacht mag worden dat het herstel aanzienlijk langer gaat duren dan de intrinsieke hersteltijd, en zones waarvan verwacht mag worden dat de hersteltijd nadert tot de intrinsieke hersteltijd. Deze informatie kan gebruikt worden bij de beslissing om herstel op een bepaalde plaats te stimuleren.

6 Integratie: Hersteladviezen

6.1 Hersteladviezen

Het is van groot belang om de informatie uit Hoofdstuk 3, 4 en 5 op een dusdanig overzichtelijke wijze te presenteren dat de informatie in het beleidsproces gebruikt kan worden om beslissingen over de inrichting van gebieden te ondersteunen. In Figuur 1 betreft het de combinatie van de potentie, het huidige areaal en de hersteltijd tot een beschrijving van de herstel mogelijkheden. Omdat deze 3 grootheden verschillende eenheden hebben (resp. oppervlakte, oppervlakte en tijd) en omdat het niveau van uitwerking verschilt (kwantitatief, kwantitatief en semi-kwantitatief) zijn de 3 aspecten niet gecombineerd tot één getal of parameter, maar is gekozen voor een presentatiemethode waarin de resultaten overzichtelijk naast elkaar staan: het *hersteladvies*.

In Figuur 13 is een hersteladvies weergegeven voor een hypothetisch natuurdoeltype. Het bestaat uit een weergave het huidige areaal en een weergave van de potentie, waaruit af te lezen is waar ontwikkeling van het natuurdoeltype mogelijk is. Vervolgens is de intrinsieke hersteltijd weergegeven, en de differentiatie van de hersteltijd naar zones. Hieruit is op te maken op welke termijn herstel van het natuurdoeltype mogelijk kan zijn, en in welke gebieden het langer kan duren. Een combinatie van de verwachte hersteltijd met de potentie maakt het voor een beleidsmaker mogelijk om die gebieden aan te wijzen, waar ontwikkeling van het natuurdoeltype de meeste kans van slagen heeft. Tevens is bekend na hoeveel tijd het feitelijk herstel aan de doelstelling getoetst moet worden.

Besloten wordt met opmerkingen over (eventuele) abiotische factoren die specifiek voor het betreffende natuurdoeltype van belang zijn.

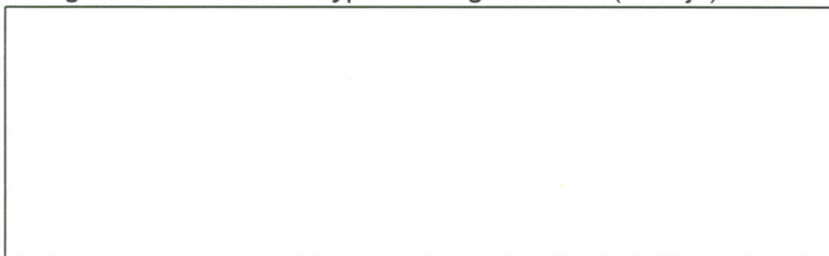
Met dit hersteladvies kunnen verantwoorde beslissingen worden genomen over het herstellen van mariene natuurdoeltypen.

Hersteladvies Natuurdoeltype XX in gebied YY

- Potentie natuurdoeltype XX in gebied YY (kaartje)



- Huidig areaal natuurdoeltype XX in gebied YY (kaartje)



- Intrinsieke hersteltijd natuurdoeltype XX: ... jaar
- Ruimtelijke differentiatie hersteltijd natuurdoeltype XX in gebied YY (kaartje)



- Opmerkingen:

-
-

Figuur 13 Schematisch voorbeeld van een hersteladvies.

6.2 Case-study

Potentiekaarten

In de case-study zijn geen complete hersteladviezen voor natuurdoeltypen opgesteld, omdat het karakter van de case-study illustratief is en niet adviserend. Wel zijn de herstelmogelijkheden t.a.v. het abiotisch milieu en t.a.v. verstoring voor de natuurdoeltypen II (Slijkgarnaal), V (Mossel) en VI (Groot zeegras) gecombineerd tot potentiekaarten, die aangeven waar, gegeven de huidige situatie van de Oostelijke Waddenzee, de natuurdoeltypen tot ontwikkeling kunnen komen.

Natuurdoeltype II (met de Slijkgarnaal als habitat-dominerende soort) kan volgens de potentiekaart niet voorkomen in de Oostelijke Waddenzee, ten gevolge van het abiotisch milieu en de verstoringsgraad. Dit is niet in overeenstemming met de werkelijkheid, waar de Slijkgarnaal en geassocieerde soorten wel voorkomen, op de hogere, slijkkige wadplaten. Deze discrepantie wordt met name veroorzaakt door de verstoringsgraad (olieconcentratie). Zoals in Hoofdstuk 4 al is besproken, is de gebruikte norm voor olie erg laag.

Natuurdoeltype V (Mossel) heeft goede mogelijkheden in de Oostelijke Waddenzee, waar momenteel mosselcultuurpercelen en wilde mosselbanken aanwezig zijn.

Natuurdoeltype VI (Zeegras) heeft mogelijkheden in de Oostelijke Waddenzee, maar de situatie is niet optimaal. De belangrijkste oorzaak daarvan is de verstoringsgraad.

Sublitorale velden van Groot zeegras komen momenteel niet in de Oostelijke Waddenzee voor. Wel is in de havenkom van het eiland Terschelling een litoraal veld van Groot zeegras aanwezig (Philippart *et al.*, 1992)

Maatregelen

Met de in dit rapport geschetste methodiek is het mogelijk om de effecten van beheersmaatregelen op de herstelmogelijkheden van natuurdoeltypen te evalueren. Beheersmaatregelen kunnen bestaan uit ingrepen die het abiotisch milieu verbeteren, de verstoringsgraad verminderen, of de hersteltijd bekorten. In het mariene milieu is het eerste aspect, het verbeteren van de abiotische milieuomstandigheden, moeilijk in de praktijk te realiseren. Ingrepen in het abiotisch milieu zijn slechts op kleine schaal mogelijk, bijvoorbeeld door het veranderen van het spuibeeld bij sluizen, of het veranderen van het beheer van een stormvloedkering. Bij beheersmaatregelen die de verstoringsgraad beïnvloeden kan gedacht worden aan het reduceren van lozingen van toxicanten, het limiteren van bepaalde visserijtypen in kwetsbare gebieden, of het reguleren van recreatie in bepaalde gebieden of tijden van het jaar. Een voorbeeld van een beheersmaatregelen gericht op het reduceren van de hersteltijd is het uitzetten van soorten.

Maatregelen van de eerste twee categorieën zijn in de hersteladviezen terug te zien als een verhoging van de potentie van een gebied; maatregelen gericht op de hersteltijd uiteten zich in een verlaging van de ruimtelijk gedifferentieerde hersteltijd (De intrinsieke hersteltijd kan per definitie niet versneld worden).

7 Discussie

7.1 Aansluiting bij het natuurbeleid

In dit rapport is een methode geschetst die de herstel mogelijkheden van mariene natuurdoeltypen als functie van de abiotische milieufactoren en verstoringsgraad van een gebied beschrijft. Tevens is een raamwerk geschetst waarmee kan worden ingeschat hoe lang het herstel van een natuurdoeltype in een bepaald gebied zal duren. Dit rapport sluit aan bij de benadering met natuurdoeltypen zoals die door LNV is uitgewerkt (Jansen *et al.*, 1993; Bal *et al.*, 1995). Er is echter een aantal verschillen tussen de manier waarop natuurdoeltypen in dit rapport zijn uitgewerkt, en de uitwerking van LNV. Het belangrijkste verschil is dat de doelsoorten van de natuurdoeltypen in de gangbare benadering geselecteerd zijn op zeldzaamheid, en niet op functie binnen het ecosysteem, terwijl in de in dit rapport beschreven aanpak uitgegaan wordt van de functie van een soort binnen een ecosysteem (onderscheid in habitat-dominerende soorten en geassocieerde soorten). De aanpak van Jansen *et al.* (1993) kan gezien worden als een top-down benadering: Er wordt verondersteld dat als de zeldzaamste soorten kunnen voorkomen, gegarandeerd is dat de algemenere soorten ook voor kunnen komen. De aanpak in dit rapport kan gezien worden als een bottom-up benadering: Er wordt verondersteld dat het voorkomen van habitat-dominerende soorten garandeert dat andere (geassocieerde) soorten ook kunnen voorkomen.

De natuurdoeltype-benadering is een nadere invulling van het Nederlandse natuurbeleid, dat beschreven is in het Natuurbeleidsplan (LNV, 1990). In het Natuurbeleidsplan is een structuur geschetst van kerngebieden, natuurontwikkelingsgebieden en verbindingzones. Bij het bepalen van de herstel mogelijkheden van terrestrische natuurdoeltypen speelt ook de inpassing in deze structuur een rol. Hierbij is het van belang dat een natuurdoeltype alleen kan herstellen, als aan een bepaald minimumareaal is voldaan (Bal *et al.*, 1995). Aan deze voorwaarde kan worden voldaan door gebieden waar een natuurdoeltype ontwikkeld wordt voldoende groot te maken, of door kleine gebieden door middel van verbindingzones te verbinden (het thema versnippering). In dit rapport heeft dit onderdeel van het herstel van natuurdoeltypen weinig aandacht gekregen, omdat dit aspect in het mariene milieu veel minder speelt. De meeste mariene organismen kennen een planktonisch larve-stadium, waardoor ze door de waterstromen over grote afstanden getransporteerd kunnen worden. Alle bentische (bodem-) habitats zijn door de waterkolom met elkaar verbonden, en de grote dispersiecapaciteit van veel mariene soorten garandeert een voortdurende aanvoer van organismen.

Ook de in het vigerende beleid belangrijke thema's verdroging en verzuring spelen niet of nauwelijks in het mariene milieu. Het thema vermessing is wel van belang voor het mariene milieu, en is het object van veel studie. Ook voor het bepalen van de herstel mogelijkheden van een natuurdoeltype kan vermessing een factor van belang zijn (zo kan de achteruitgang van Zeegras ten dele verklaard worden door een mede door de toename van de voedselrijkdom van het zeewater toegenomen hoeveelheid epifyten, die het lichtklimaat voor Zeegras verslechteren (Philippart, 1994)). Het mag echter betwijfeld worden of vermessing in het zoute water een even sterke impact heeft als in zoet water. Ondanks de verschillen tussen mariene en terrestrische habitats en de gevolgen daarvan voor het opstellen van natuurdoeltypen en het bepalen van de herstel mogelijkheden, vormt de in dit rapport gevolgde werkwijze een waardevolle aanvulling op de huidige (terrestrische) invulling van het natuurbeleid met natuurdoeltypen. De overzichtelijke koppeling van herstel mogelijkheden aan zowel abiotisch milieu als verstoringsgraad van

een gebied is ook binnen de terrestrische benadering zeer waardevol. Het inpassen van het functioneren van een ecosysteem door binnen natuurdoeltypen habitat-dominerende soorten te definiëren is een concept dat ook voor terrestrische ecosystemen uitgewerkt kan worden. Hierbij zou onderzocht moeten worden wat de waarde is van bepaalde (plante-)soorten voor het ecosysteem (structuurvormend, maar ook als voedselplant), en of deze plantesoorten essentieel voor de levensgemeenschap zijn (waardoor diersoorten vooral van het voorkomen van deze plantesoorten afhankelijk zijn en minder van andere factoren als het abiotisch milieu of verstoringen).

Aangezien voor het mariene milieu nog geen goede nadere uitwerking van het natuurbeleid in de vorm van natuurdoeltypen beschikbaar is, vormt dit rapport een waardevolle basis om de natuurdoeltype-benadering naar het mariene milieu uit te breiden.

7.2 Knelpunten bij het uitwerken van de methode

Bij het toepassen van de gevolgde methode in de case-study kwam een aantal knelpunten aan het licht. Hier worden ze per onderwerp kort besproken.

Natuurdoeltypen

In de case-study zijn in eerste instantie 8 natuurdoeltypen voor de Oostelijke Waddenzee onderscheiden. Sommige van deze natuurdoeltypen zijn duidelijk te onderscheiden (bijvoorbeeld zeegrasveld, mosselbank), doordat ze een bepaalde structuur hebben en een duidelijk karakteristieke levensgemeenschap. Andere natuurdoeltypen zijn minder duidelijk onderscheidbaar, met name de natuurdoeltypen waarbij de habitat-dominerende soorten geen duidelijke (ruimtelijke) structuur geven aan het habitat, maar door hun sediment-modificerende eigenschappen de levensgemeenschap beïnvloeden (bijvoorbeeld de slikkige wadplaat, met de Slijkgarnaal als habitat-dominerende soort). Verder is een algemeen probleem dat een deel van de geassocieerde soorten specifiek is voor het natuurdoeltype (gebonden aan de habitat-dominerende soort), maar dat de meerderheid in meerdere natuurdoeltypen voor kan komen.

Informatieverwerving

In de case-study was veel informatie nodig betreffende de ruimtelijke spreiding van abiotische milieufactoren en verstoringen. Deze informatie is deels uit literatuurstudie betrokken (milieufactoren), en deels door het RIKZ ter beschikking gesteld (verontreiniging). Bruikbare, gemeten intensiteiten van verstoringen zijn voor grotere gebieden (zoals de Oostelijke Waddenzee in deze studie) nauwelijks voorhanden, waardoor altijd zal moeten worden teruggevallen op resultaten van modelberekeningen. Intensiteiten van milieufactoren zijn ook te weinig bekend, en een belangrijk probleem hierbij is dat de klassen (legenda) die in inventariserende studies gebruikt worden geen ecologische relevantie hoeven te hebben.

Informatieverwerking

Bij een uitgebreidere studie (adviserend karakter i.p.v. illustrerend karakter) is het wenselijk een GIS-systeem te gebruiken voor de ruimtelijke spreiding van de invoergegevens. Hiermee kunnen snel relevante gegevens worden gecombineerd.

Normen

Het relateren van herstelmogelijkheden aan de verstoringsgraad vereist dat er normen worden gehanteerd die per natuurdoeltype beschrijven wanneer het herstelproces niet beïnvloed wordt door verstoring. Het ontwikkelen van een norm voor een ecosysteem blijkt echter problemen op te leveren. Informatie ten behoeve van normen is beschikbaar op soortsnivo (bijvoorbeeld NOEC's, Kritische Verstoring Afstanden), en ten dele (bijvoorbeeld voor verontreinigingen) zijn er ook algemene normen beschikbaar

(bijvoorbeeld de MTR-waarden voor verontreiniging). Een goede methode om normen per soort te vertalen naar normen op het nivo van regionale ecosystemen (natuurdoeltypen) is echter nog niet beschikbaar. Het probleem is welke kenmerken van soorten of ecosystemen gebruikt worden om de gevoeligheid van een ecosysteem voor verstoring in te schatten.

Ecologische aspecten

Bij het herstel van natuurdoeltypen is het belangrijk om te weten of er in een gebied dat de potentie voor een natuurdoeltype heeft inderdaad herstel plaats kan vinden, en zo ja op welke termijn er resultaten te verwachten zijn. In de huidige benadering met natuurdoeltypen is dit tijdsaspect niet uitgewerkt. In dit rapport is geprobeerd de hersteltijd van een ecosysteem (natuurdoeltype) te kwantificeren op basis van de dispersiesnelheid en kolonisationsnelheid. Bij de uitwerking bleek dat hiervoor waarschijnlijk altijd een inschatting nodig is door een deskundige, en dat er geen methode is die op basis van duidelijk meetbare of vast te stellen parameters een hersteltijd kan voorspellen.

7.3 Toepasbaarheid van de methode

De methode zoals die in dit rapport is uitgewerkt is in principe op twee manieren toepasbaar. Enerzijds is de methode een ondersteunend instrument in het planningsproces, doordat voorspeld kan worden waar een natuurdoeltype in de huidige situatie de meeste mogelijkheden heeft. Zo kunnen de doelen worden afgestemd op de mogelijkheden die in een regio aanwezig zijn. Anderzijds kan de in dit rapport geschetste benadering gebruikt worden om de effecten van beheersmaatregelen (ingrepen in het abiotisch milieu, regulering van verstoringen en het uitzetten van soorten) op de herstelmogelijkheden van natuurdoeltypen vast te stellen.

Doordat de hier gevolgde aanpak inzichtelijk is, en duidelijk stapsgewijs de herstelmogelijkheden van een natuurdoeltype worden opgebouwd uit verschillende relevante aspecten, kan de methode als raamwerk worden gebruikt om nieuwe ontwikkelingen (bijvoorbeeld een betere methode om normen te stellen voor natuurdoeltypen) in te passen.

7.4 Vervolgtrajecten

Het onderzoek in dit rapport is geschikt als raamwerk en uitgangspunt, waarvanuit in vervolgstudies verschillende richtingen kunnen worden ingeslagen.

- Een mogelijk vervolgtraject zou kunnen zijn om de methode zoals die in dit rapport is geschetst uit te breiden naar een methode die ook in het terrestrisch milieu bruikbaar is. Hierbij zou het ruimtelijk aspect van de herstelmogelijkheden verder uitgebreid moeten worden, zodat de methode ook aan zou sluiten bij specifieke ruimtelijke problemen in het terrestrische milieu, zoals versnippering. Hierbij zou met een GIS-benadering een case-study kunnen worden uitgevoerd in een (klein) terrestrisch of semi-terrestrisch gebied, waarbij de ruimtelijke aspecten (variatie in abiotisch milieu en ruimtelijke spreiding in verstoringen) de nadruk zouden krijgen
- Een ander vervolgtraject is één van de knelpunten van deze studie, namelijk de normstelling, verder uit te werken. Hierbij zou onderzocht moeten worden hoe de gevoeligheid van ecosystemen voor verschillende typen verstoringen te voorspellen is, op basis van kenmerken van ecosystemen. De nadruk zou moeten liggen op

parameters die (1) in principe meetbaar zijn, en (2) kenmerkend zijn voor het functioneren van een ecosysteem.

8 Referenties

Alkemade J.R.M. & M.L.P. van Esbroek (1994): Naar een effecten voorspellings model voor de bodemfauna: BOEF. MOVE-BOdEmFauna versie 1.
RIVM rapport no. 712901001.

Anonymus (1992): Beleidsstandpunt over de notitie MILBOWA; Nota van wijzigingen Derde Nota Waterhuishouding; Toelichtende nota: Hoofdpunten uit de advisering (MILBOWA).
VROM

Anonymus (1993): Model 'MOVE' voorspelt aanwezigheid planten. Milieurespons van 700 soorten in de computer.
Boomblad, september 1993.

Baan P.J.A., M.W.M. Kuyper, M.A. Menke, J.G. Boon & M. Bokhorst (in prep.): RAM: versterking van de Noordzee door menselijk gebruik.
WL-rapport.

Bal D., H.M. Beijer, Y.R. Hoogeveen, S.R.J. Jansen & P.J. van der Reest (1995): Handboek natuurdoeltypen in Nederland.
Rapport IKC Natuurbeheer nr. 11. 408pp.

Braster B. & C. Carrière (1976): Een oecologische studie van het Zeegras van het Terschellinger wad in 1974.
Lab. voor Aquatische Oecologie, KU Nijmegen.

Cairns J. (1990): Lack of theoretical basis for predicting rate and pathways of recovery.
Environ. Man. 14:517-526.

Dankers N. & J.J. Beukema (1983): Distributional patterns of macrozoobenthic species in relation to some environmental factors.
pp 69-103 In: Dankers N., H. Kühl & W.J. Wolff (Eds.) Invertebrates of the Wadden Sea. Final report of the section "Invertebrate Zoology" of the Wadden Sea Working Group, Report 4.
Stichting Veth tot steun aan Waddenonderzoek, Leiden. 221pp.

Dekker R. (1986): Development of macrofauna community during opex 1984-1985.
TNO rapport R86/182b

Dijkema K.S. (1991): Towards a habitat map of the Netherlands, German and Danish Wadden Sea.
Ocean Shorel. Manage. 16:1-21.

Flach E.C. (1993): The distribution of the amphipod *Corophium arenarium* in the Dutch Wadden Sea: Relationships with sediment composition and the presence of cockles and lugworms.
Neth. J. Sea Res. 31:281-290.

Hekstra G.P. & F.J.M. van Linden (Eds.) (1991): Flora en fauna chemisch onder druk. Verslag van een symposium georganiseerd door de Nederlandse Ecologenvereniging - Oecologische Kring. Arnhem, 9-10 oktober 1990. Pudoc, Wageningen. 376pp.

Jak R.G., N.H.B.M. Kaag, H.P.M. Schobben & M.C.Th. Scholten (in prep.): Kwantitatieve versterking-effect relaties voor AMOEBA soorten.
TNO Rapport

Jansen S.R.J., D. Bal, H.M. Beijer, R. During, Y.R. Hoogeveen & R.W. Uytendinck (1993): Ontwerp-nota Ecosysteemvisies EHS. Kwaliteiten en prioriteiten in de ecologische hoofdstructuur van Nederland.
LNV, IKC-NBLF.

Jones S.E. & C.F. Jago (1993): In situ assessment of modification of sediment properties by burrowing invertebrates.
Mar. Biol. 115:133-142.

Jong D.J. de & V.N. de Jonge (1989): Zeegras. Een ecologisch profiel en het voorkomen in Nederland.
RWS DGW Nota GWA0-89.1003. 31 pp.

Kammenga J.E. & H.P.M. Schobben (1995): Ecologische concepten gebaseerd op soort-interacties en biologische variatie bieden perspectief voor de ecotoxicologie.
Milieu 10(2):49-55.

Kammenga J.E., C.A.M. van Gestel & J. Bakker (1994): Patterns of sensitivity to cadmium and pentachlorophenol among nematode species from different taxonomic and ecological groups.
Arch. Environ. Contam. Toxicol. 27, 88-94

Karman C.C. (1992): Interactie tussen *Hydrobia ulvae* en *Corophium volutator*. Een verkennend onderzoek.
TNO Rapport IMW D92/085

Karman C.C., H.P. van Dokkum & H.P.M. Schobben (1995): Handleiding MEDUSA's Head, het informatie beheers systeem van de afdeling Ecologische Risico's van TNO Milieu, Energie en Procesinnovatie.
TNO Rapport R95/232

Kinne O. (Ed.). (1971): Marine ecology, Vol. I: environmental factors, part 2.
John Wiley & Sons Ltd, London, pp. 683-1244.

Kramer K.J.M., U.H. Brockmann & R.M. Warwick (1994): Tidal estuaries. Manual of sampling and analytical procedures.
A.A. Balkema, Rotterdam.

Kuiper J. (1982): A study of marine oil pollution in outdoor model ecosystems representing a tidal flat (opex).
TNO rapport CL82/021

Kuiper J., H. van het Groenewoud & G. Hoornsman (1983): A study of marine oil pollution in outdoor model ecosystems representing a tidal flat (opex) - final report - .
TNO rapport R83/014

Lasserre P. (1992): The role of biodiversity in marine ecosystems.
In: O.T. Solbrig, H.M. van Emden & P.G.W.J. van Oordt (Eds.), Biodiversity and global change. International Union of Biological Sciences, Monograph no. 8, Paris. pp. 105-130.

LNV (1990): Natuurbeleidsplan. Regeringsbeslissing.
SDU

Loopstra I.L. & E. van der Maarel (1984): Toetsing van de ecologische soortengroepen in de Nederlandse Flora aan het systeem van indicatiewaarden volgens Ellenberg. Wageningen, Rijksinstituut voor onderzoek in de bos- en landschapsbouw 'De Dorschkamp'.

Magnuson J.J., H.A. Regier, W.J. Christie, W.C. Sonzogni (1980): To rehabilitate and restore Great Lakes ecosystems.

In: J.J. Cairns (Ed.), The recovery process in damaged ecosystems. Ann Arbor science, Michigan. pp.95-112.

McLusky D.S. (1967): Some effects of salinity on the survival, moulting and growth of *Corophium volutator* (Amphipoda).
J. mar. biol. Ass. U.K., 47, 607-617.

McLusky D.S. (1968a): Some effects of salinity on the distribution and abundance of *Corophium volutator* in the Ythan estuary.
J. mar. biol. Ass. U.K., 48, 443-454.

McLusky D.S. (1968b): Aspects of osmotic and ionic regulation in *Corophium volutator* (PALLAS).
J. mar. biol. Ass. U.K., 48, 769-781.

McLusky D.S. (1968c): The oxygen consumption of *Corophium volutator* in relation to salinity.
Comp. Biochem. Physiol., 29, 743-753.

Moorsel G. van (1986): Development of macrofauna community during opex 1985-1986.
TNO rapport R86/182c

Muus B.J. (1967): The fauna of Danish estuaries and lagoons.
Meddr. Danm. Fisk. -og Havunders, N.S. 5(1) 316pp.

Nielsen M.V. & Kofoed L.H. (1982): Selective feeding and epipsamic browsing by the depositfeeding amphipod *Corophium volutator*.
Mar. Ecol. Prog. Ser. 10:81-88.

Nys R.J.V. (1987): Ecologie. Theorie en praktijk.
DNB/Uitgeverij Pelckmans, Kapellen. Derde Druk. 360pp.

Philippart, C.J.M. (1994): Eutrophication as a possible cause of decline in the Seagrass *Zostera noltii* of the Dutch Wadden Sea.
Ph.D. Thesis Landbouwniversiteit Wageningen. 157pp.

Philippart C.J.M., K.S. Dijkema & N. Dankers (1992): De huidige verspreiding en de mogelijke toekomst van het litoraal zeegras in de Nederlandse Waddenzee.
RIN rapport 92/10 28pp.

Quack J. (1991): De Habitat Evaluatie Procedure. Een nieuw instrument voor het visstand-, water- en natuurbeheer.
OVb-Bericht 4:99-113

Reijnders P.J.H. (1986): Reproductive failure in Common seals feeding on fish from polluted coastal waters.
Nature 324:456-457.

Ridderinkhof H., J.T.F. Zimmerman & M.E. Philippart (1990): Tidal exchange between the North Sea and Dutch Wadden Sea and mixing time scales of the tidal basins.
Neth. J. Sea Res. 25:331-350.

Robaczewska K.B. (1991): Getijstroming in de Nederlandse Waddenzee. Gesimuleerd met een wiskundig model.
RWS report GWA0-91.013.

Russel P.J.C. & G.H. Peterson. (1973): The use of ecological data in the elucidation of some shallow-water European *Cardium* species.
Malacologia 14:223-232.

Rygg B. (1970): Studies on *Cerastoderma edule* (L.) and *Cerastoderma glaucum* (Poiret). Sarsia 43:65-80.

Schlieper C., H. Flügel. & H. Theede (1967): Experimental investigations on the cellular resistance ranges of marine temperate and tropical bivalves: results of the Indian Ocean Expedition of the German Research Association. Physiol. Zool., 40, 345-360.

Schobben H.P.M., C.C. Karman, J.H.M. Schobben, R.G. Jak & N.H.B.M. Kaag (1994): Ecologische informatie over RAM-soorten. Schatting van populatiedynamische parameterwaarden. TNO Rapport R94/175

Schobben H.P.M. & M.C.Th. Scholten (1992): Specificatie van de verschillende typen verstoringen van het mariene milieu. TNO rapport R92/080.

Schobben H.P.M. & M.C.Th. Scholten (1993): Probabilistic methods for marine ecological risk assessment. ICES J. Mar. Sci. 50:

Schobben H.P.M. & M.C.Th. Scholten (1993): M&M Simulation System, Biological effect package: 39pp.

Scholten M.C.Th., H. van het Groenewoud & T. Bowmer (1989): Defining environmental politics for offshore activities-A review from science. 3rd North Sea seminar 1989.

Scholten M.C.Th., N.H.B.M. Kaag, H.P. van Dokkum, R.G. Jak, H.P.M. Schobben & W. Slob (1995): Toxische effecten van olie in het aquatisch milieu. TNO Rapport R95/230

Scholten M.C.Th., N.H.B.M. Kaag, W.Chr. de Kock, R.G. Jak, C.C. Karman, H.P.M. Schobben & E.M. Foekema (1994): De kwetsbaarheid van mariene ecosystemen. TNO Rapport R94/174

Scholten M.C.Th., H.P.M. Schobben, C.C. Karman, R.G. Jak & H. van het Groenewoud (1993): De berekening van het maximaal toelaatbaar risico niveau van olie en oliecomponenten in water en sediment. TNO rapport R93/028

Steur C. & J. Seys (1988): Ecologisch profiel Mossel, *Mytilus edulis* (L. 1758). In: Ecologisch profiel bodemdieren. Rijkswaterstaat, Dienst getijdewateren.

Theede H. & J. Lassig (1967): Comparative studies on cellular resistance of bivalves from marine and brackish waters. Helgoländer Wiss. Meeresunters., 16, 119-129.

Thorhaug A. (1980): Recovery patterns of restored major plant communities in the United States: High to low altitude, desert to marine. In: J.J. Cairns (ed.), The recovery process in damaged ecosystems. Ann Arbor science, Michigan. pp.113-124.

Vogl R.J. (1980): The ecological factors that produce perturbation-dependent ecosystems. In: J.J. Cairns (ed.), The recovery process in damaged ecosystems. Ann Arbor science, Michigan. pp.63-94.

Vroom M.G., F.H.I.M. Steyaert, R. Misdorp, H. Venema, J.H.B.W. Elgershuizen, H.D. Rakhorst & M.A. Damoiseaux (1989): Wadatlas.
RWS DG Scheepvaart en Maritieme Zaken.

Watkin E.E. (1941): The yearly lifecycle of the amphipod, *Corophium volutator*.
J. Anim. Ecol. 10:77-93.

Wiertz J., J. van Dijk & J.B. Latour (1992): 'MOVE': vegetatie-module; de kans op voorkomen van ca. 700 plantesoorten.
RIN rapport 92/24.

Bijlage A Huidige doelsoorten van mariene natuurdoeltypen

In deze bijlage zijn de doelsoorten van de natuurdoeltypen voor het mariene milieu opgenomen, zoals die beschreven zijn in het Handboek natuurdoeltypen in Nederland (Bal *et al.*, 1995). Alleen de soorten van natuurdoeltypen uit hoofdgroep 1 zijn opgenomen. Voor de soorten van de overige natuurdoeltypen wordt verwezen naar het Handboek Natuurdoeltypen.

Hoofdgroep 1

Nz-1.1: zee (Regio Noordzee)

zoogdieren

Bruinvis, Gewone zeehond, Tuiinelaar

vogels

Dwergster, Eidereend, Geoorde fuut, Grote stern, Noordse stern, Visdief

vissen

Adderzeenaald, Brakwatergrondel, Dikkopje, Diklipharder, Driedradige meun, Dwergbolk, Elft, Fint, Gevlekte griet, Gevlekte rog, Grauwe poon, Griet, Groene zeedonderpad, Haring, Harnasmannetje, Heek, Hondshaai, Kleine pieterman, Kleine wormzeenaald, Kleine zeenaald, Leng, Makreel, MUI, Noorse meun, Noorse zandspiering, Pitvis, Pollak, Puitaal, Rasterpitvis, Schar, Schelvis, Schol, Schurftvis, Slakdolf, Smelt, Spiering, Sprot, Steenbolk, Tarbot, Tong, Tongschar, Vierdradige meun, Vijfdradige meun, Wijting, Zandspiering, Zeedonderpad, Zeeduivel, Zwarte grondel

stekelhuidigen

Brokkelster, Gewone slangster, Gewone zeeappel, Gewone zeester, Karnster, Kleine slangster, Luidia sarsi, Purperen zeeklit (1-5), Vijfribbige zeeblaas (1-4), Zeeboonde (3-5)

kreeftachtigen

Blauwpootzwemkrab, Brakwatersteurkrab, Crangon allmani, Ertwenkrabbetje, Fluwelen zwemkrab, Galathea intermedia, Gemarmerde zwemkrab, Gewimperde zwemkrab, Gewone garnaal, Gewone hooiwagenkrab, Gewone zwemkrab, Gladde kiezelkrab, Grote hooiwagenkrab, Helmkrab, Kleine kiezelkrab, Kleine zwemkrab, Nagelkrab, Noordzeekrab, Noorse kreeft, Pandalina brevirostris, Pontophilus bispinosus, Pontophilus trispinosus, Porceleinkrabbetje, Ruwe kiezelkrab

gg-1.1: dynamisch zout getijdeland (Regio getijdegebied)

hogere planten

Dunstaart, Eenbloemige zeekraal, Engels gras, Engels lepelblad, Engels slijkgras, Fijn goudscherm, Gelobde melde, Groot zeegras, Klein slijkgras, Klein zeegras, Knolvossestaart, Kwelderzegge, Lamsoor, Moeraspaardebloem, Schorrekruid, Stippelzegge, Zeealsem, Zeerus, Zeevetmuur, Zilte zegge

zoogdieren

Bruinvis, Gewone zeehond, Noordse woelmuis

vogels

Blauwe kiekendief, Bontbekplevier, Dwergster, Eidereend, Geoorde fuut, Grauwe kiekendief, Grote stern, Grutto, Kerkuil, Kluut, Lepelaar, Noordse stern, Oeverzwaluw,

Ooievaar, Paapje, Patrijs, Strandplevier, Tapuit, Torenavalk, Tureluur, Velduil, Visdief, Watersnip

vissen

Brakwatergrondel, Dikkopje, Diklipharder, Elft, Fint, Geep, Griet, Groene zeedonderpad, Kleine pieterman, Kleine wormzeenaald, Kleine zeenaald, Puitaal, Schar, Schol, Slakdolf, Smelt, Spiering, Steenbolk, Tarbot, Tong, Tongschar, Vijfdradige meun, Wijting, Zandspiering, Zeedonderpad, Zwarte grondel

kreeftachtigen

Blauwpootzwemkrab, Brakwatersteurkrab, Ertwenkrabbetje, Fluwelen zwemkrab, Gemarmerde zwemkrab, Gewimperde zwemkrab, Gewone garnaal, Gewone hooiwagenkrab, Gewone zwemkrab, Gladde kiezelkrab, Grote hooiwagenkrab, Kleine kiezelkrab, Kleine zwemkrab, Nagelkrab, Noordzeekrab

gg-1.2: dynamisch-estuarien getijdeland (Regio getijdegebied)

hogere planten

Dunstaart, Eenbloemige zeekraal, Engels gras, Engels lepelblad, Engels slijkgras, Fijn goudscherm, Gelobde melde, Groot zeegras, Klein slijkgras, Klein zeegras, Knolvossestaart, Kwelderzegge, Lamsoor, Moeraspaardebloem, Schorrekruid, Stippelzegge, Zeealsem, Zeerus, Zeevetmuur, Zilte zegge

zoogdieren

Bruinvis, Gewone zeehond, Noordse woelmuis

vogels

Bontbekplevier, Dwergster, Grauwe gans, Grauwe kiekendief, Grote karekiet, Grote stern, Grutto, Kerkuil, Kluut, Lepelaar, Noordse stern, Oeverwaluw, Ooievaar, Paapje, Patrijs, Pijlstaart, Porseleinhoen, Rietzanger, Slobeend, Snor, Strandplevier, Tapuit, Torenavalk, Tureluur, Velduil, Visdief, Waterral, Watersnip, Zomertaling

vissen

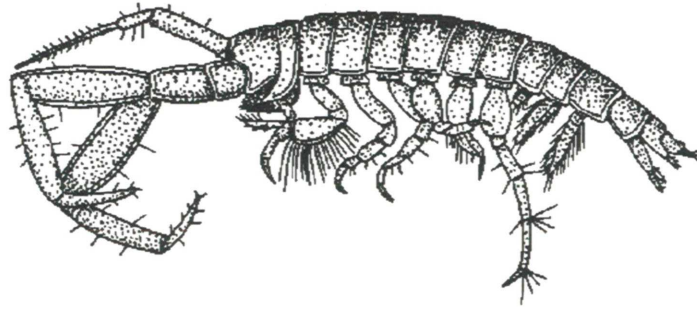
Brakwatergrondel, Diklipharder, Elft, Fint, Geep, Griet, Groene zeedonderpad, Kleine pieterman, Kleine zeenaald, Puitaal, Schol, Slakdolf, Smelt, Spiering, Steenbolk, Tarbot, Tong, Tongschar, Vijfdradige meun, Wijting, Zandspiering, Zeedonderpad, Zwarte grondel

kreeftachtigen

Blauwpootzwemkrab, Brakwatersteurkrab, Ertwenkrabbetje, Fluwelen zwemkrab, Gemarmerde zwemkrab, Gewimperde zwemkrab, Gewone garnaal, Gewone hooiwagenkrab, Gewone zwemkrab, Gladde kiezelkrab, Grote hooiwagenkrab, Kleine kiezelkrab, Kleine zwemkrab, Nagelkrab, Noordzeekrab

Bijlage B Ecoprofielen van enkele habitat-dominerende soorten

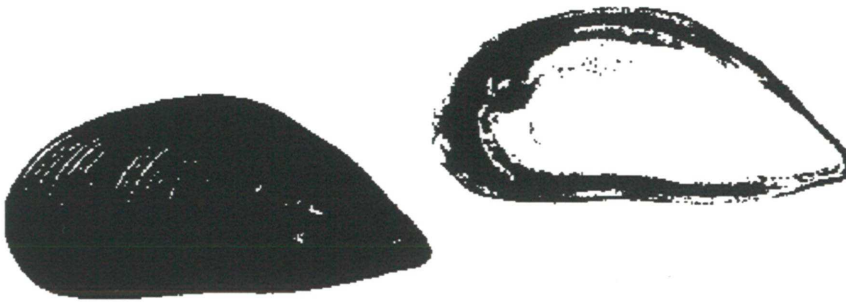
Slijkgarnaal (Corophium volutator)



De Slijkgarnaal is een tot 8 mm grote kreeftachtige, die in U-vormige gangetjes in het sediment leeft. De gangetjes zijn meestal 3-5 cm diep, en worden gevonden in slijkgig sediment in de getijdzone. De slijkgarnaal voedt zich selectief met sediment, waaruit protozoën, bacteriën en diatomeeën worden opgenomen (Nielsen & Kofoed, 1982).

De seizoensvariatie in de populatieopbouw is bestudeert in een estuarium in North Wales (Watkin, 1941). Een deel van de populatie slijkgarnalen overwintert. In februari begint de voortplanting, waarna de overwinterde generatie geleidelijk afsterft (februari-april). In maart-juli zijn de nieuwe generaties volwassen, en planten zich voort. In oktober stopt de voortplanting, en een deel van de populatie overwintert.

De slijkgarnaal modificeert het sediment door het met zijn gangen open te houden, en er zuurstof in te brengen. Dit heeft met name effect door de soms hoge dichtheden (tot 20.000 individuen per m²) (Jones & Jago, 1993).

Mossel (*Mytilus edulis*)

De mossel is een commercieel belangrijk schelpdier, dat in Nederland algemeen voorkomt in zoute en brakke wateren. Het verspreidingspatroon wordt sterk bepaald door de ondergrond: op plaatsen met een harde ondergrond (stenen, oude kokkelbanken, mosselbanken, strekdammen, havenhoofden) kunnen de mossels in hoge dichtheden voorkomen (mosselbanken). Naast deze natuurlijke mosselbanken zijn er ook mosselpercelen, waar mossels gekweekt worden. De mossel voedt zich door water over zijn kieuwen te pompen, en er voedsel (en zuurstof) uit te filteren. Het voedsel bestaat voornamelijk uit fytoplankton.

Mossellarven leven een maand planktonisch, waarna ze zich vestigen op de bodem (broedval). Na een aantal metamorfoses en migraties vestigen ze zich definitief, door zich met hun byssusdraden vast te hechten aan een harde ondergrond. Na een jaar zijn de mosselen geslachtsrijp. De geslachten zijn gescheiden. De mossel wordt meestal zo'n 10 jaar oud (maximum 25), bij een lengte van 10-15 cm.

De mossel wordt gegeten door zeesterren, krabben en eidereenden, en droogvallende mossels ook door scholeksters en meeuwen.

Mosselbanken vormen een habitat voor een grote verscheidenheid aan diersoorten. Zeepokken en Alikruiken maken gebruik van het harde oppervlak van de mosselen. Mosselen leggen uit het water gefilterd materiaal vast in "pseudofaeces", waardoor tussen de mosselen een slijkgig klimaat ontstaat. Dieren als de Zeeduizendpoot (*Nereis virens*) vinden hier hun habitat. Verder biedt een mosselbank bescherming tegen stroming en predatie aan allerlei diersoorten.

Groot zeegras (*Zostera marina*)

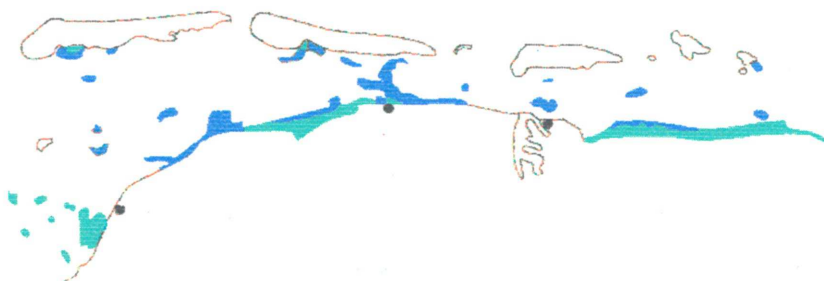
In Nederland worden twee soorten zeegras aangetroffen: Klein Zeegras (*Zostera noltii*) en Groot Zeegras (*Zostera marina*). Groot Zeegras komt zowel in het litoraal (als eenjarige plant) als in het sublitoraal (als meerjarige plant) voor. In de Waddenzee kwam Groot Zeegras vroeger (voor 1932) veel voor: In het westelijk deel van de Waddenzee was zo'n 15.000 ha sublitoraal Groot Zeegras aanwezig. In 1932 brak de "zeegrasziekte" uit: de parasiet *Labyrinthula macrocystis* deed het Groot Zeegras in enkele jaren nagenoeg verdwijnen. Daarna heeft het Groot Zeegras zich nooit meer hersteld; de oorzaak hiervan is niet goed bekend. Klein zeegras werd niet aangetast. Momenteel komen er in het Nederlandse deel van de Waddenzee nog slechts enkele veldjes met (litoraal) Klein Zeegras voor, met incidenteel wat Groot Zeegras.

Groot Zeegras is een forse plant, met bladeren tot 1 meter lang en 2-5 mm breed. In het voorjaar groeit de plant op uit rhizomen of zaad. In de voorzomer groeit de plant snel, en in de nazomer is de hoogste biomassa aanwezig. In het najaar sterft het grootste deel van de bovengrondse delen af. Zeegras wordt vooral gegeten door vogels.

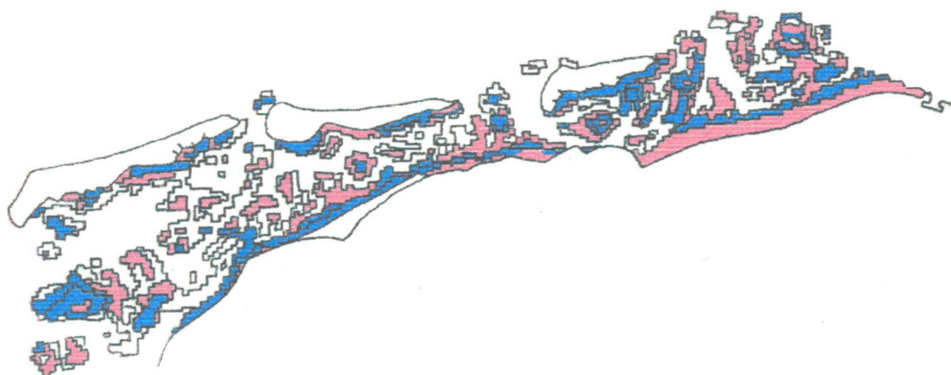
Zeegrasvelden vormen een specifiek milieu voor bodemdieren en vissen, en hebben een belangrijke functie als kraamkamer.



Bijlage C Herstelmogelijkheden



Figuur C1 De herstellmogelijkheden voor natuurdoeltype II (met de Slijkgarnaal als habitat-dominerende soort) t.a.v. de abiotische milieufactor "sedimentsamenstelling". De kleurcodering geeft de herstellmogelijkheden aan: groen= optimaal; blauw=optimumbreedte; rood=ecologische tolerantiebreedte; wit=ongeschikt



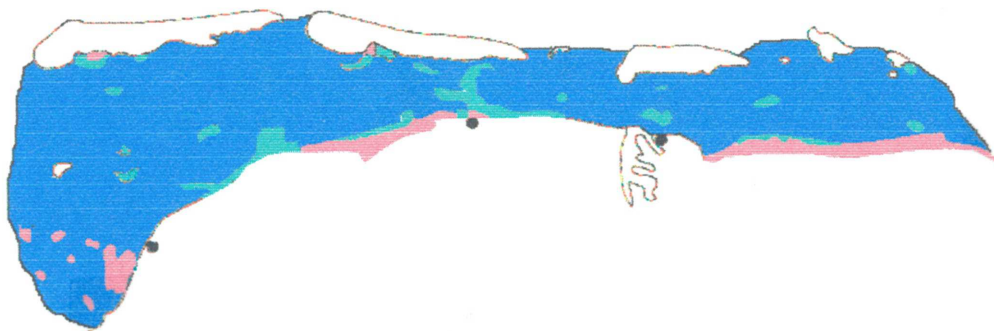
Figuur C2 De herstellmogelijkheden voor natuurdoeltype II (met de Slijkgarnaal als habitat-dominerende soort) t.a.v. de abiotische milieufactor "droogvalfrequentie". De kleurcodering geeft de herstellmogelijkheden aan: groen= optimaal; blauw=optimumbreedte; rood=ecologische tolerantiebreedte; wit=ongeschikt



Figuur C3 De herstel mogelijkheden voor natuurdoeltype V (met de Mossel als habitat-dominerende soort) t.a.v. de abiotische milieufactor "sedimentsamenstelling". De kleurcodering geeft de herstel mogelijkheden aan: groen= optimaal; blauw=optimumbreedte; rood=ecologische tolerantiebreedte; wit=ongeschikt



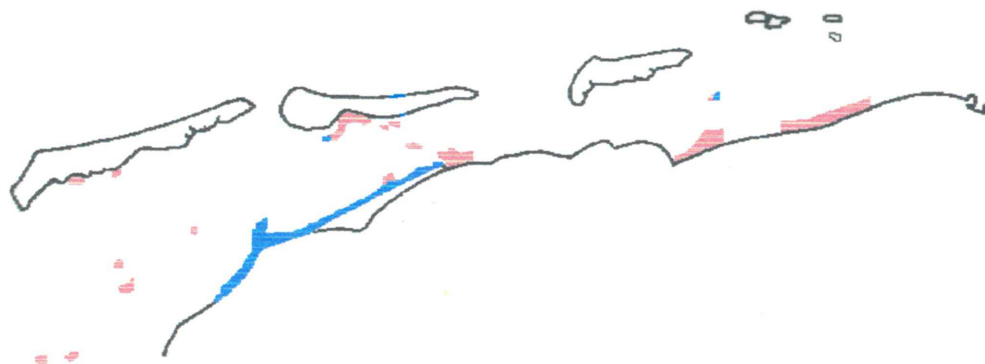
Figuur C4 De herstel mogelijkheden voor natuurdoeltype V (met de Mossel als habitat-dominerende soort) t.a.v. de abiotische milieufactor "droogvalfrequentie". De kleurcodering geeft de herstel mogelijkheden aan: groen= optimaal; blauw=optimumbreedte; rood=ecologische tolerantiebreedte; wit=ongeschikt



Figuur C5 De herstel mogelijkheden voor natuurdoeltype VI (met Zeegras als habitat-dominerende soort) t.a.v. de abiotische milieufactor "sedimentsamenstelling". De kleurcodering geeft de herstel mogelijkheden aan: groen= optimaal; blauw=optimumbreedte; rood=ecologische tolerantiebreedte; wit=ongeschikt



Figuur C6 De herstel mogelijkheden voor natuurdoeltype VI (met Zeegras als habitat-dominerende soort) t.a.v. de abiotische milieufactor "droogvalfrequentie". De kleurcodering geeft de herstel mogelijkheden aan: groen= optimaal; blauw=optimumbreedte; rood=ecologische tolerantiebreedte; wit=ongeschikt



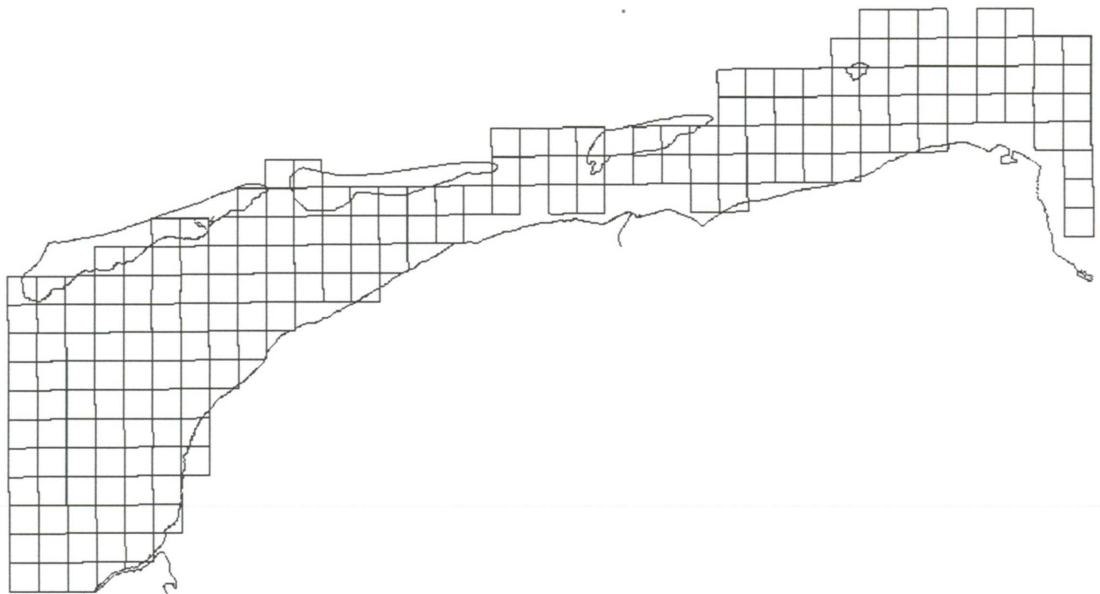
Figuur C7 De herstel mogelijkheden voor natuurdoeltype II (met de Slijkgarnaal als habitat-dominerende soort) t.a.v. het abiotisch milieu. De kleurcodering geeft de herstel mogelijkheden aan: groen=alle factoren optimaal; blauw=alle factoren binnen optimumbreedte; rood=alle factoren binnen ec. tolerantiebreedte; wit=ongeschikt (minstens 1 factor buiten ecologische tolerantiebreedte)



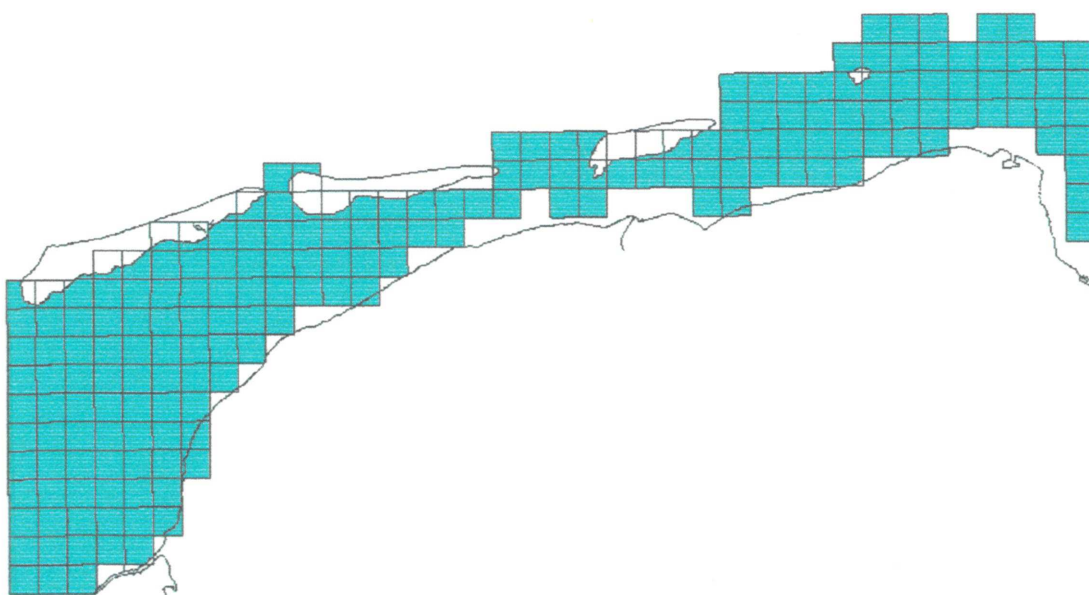
Figuur C8 De herstel mogelijkheden voor natuurdoeltype V (met de Mossel als habitat-dominerende soort) t.a.v. het abiotisch milieu. De kleurcodering geeft de herstel mogelijkheden aan: groen=alle factoren optimaal; blauw=alle factoren binnen optimumbreedte; rood=alle factoren binnen ec. tolerantiebreedte; wit=ongeschikt (minstens 1 factor buiten ecologische tolerantiebreedte)



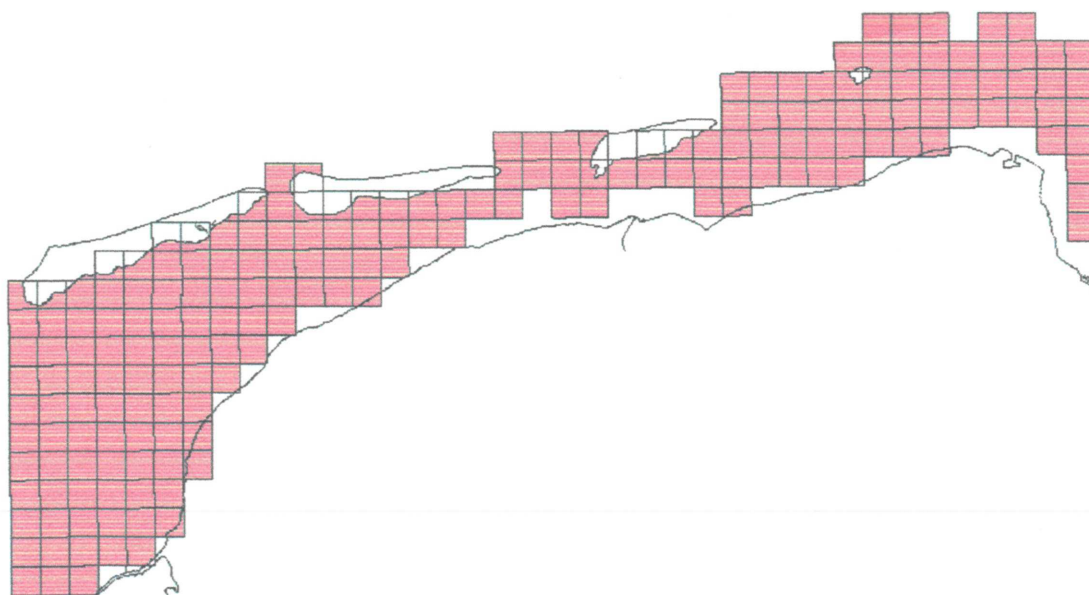
Figuur C9 De herstel mogelijkheden voor natuurdoeltype VI (met Zeegrass als habitat-dominerende soort) t.a.v. het abiotisch milieu. De kleurcodering geeft de herstel mogelijkheden aan: groen=alle factoren optimaal; blauw=alle factoren binnen optimumbreedte; rood=alle factoren binnen ec. tolerantiebreedte; wit=ongeschikt (minstens 1 factor buiten ecologische tolerantiebreedte)



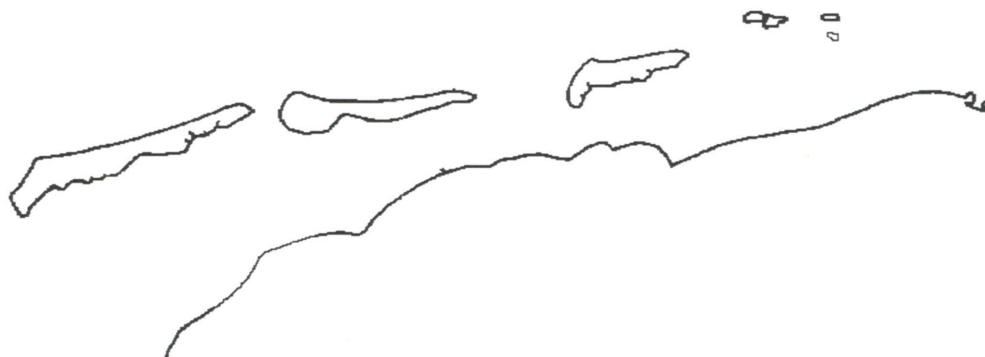
Figuur C10 De herstel mogelijkheden van natuurdoeltype II (met de Slikgarnaal als habitat-dominerende soort) t.a.v. olieverontreiniging. De kleurcodering geeft de herstel mogelijkheden aan: groen= optimaal; blauw=optimumbreedte; rood=ecologische tolerantiebreedte; wit=ongeschikt



Figuur C11 De herstel mogelijkheden van natuurdoeltype V (met de Mossel als habitat dominerende soort) t.a.v. olieverontreiniging. De kleurcodering geeft de herstel mogelijkheden aan: groen= optimaal; blauw=optimum breedte; rood=ecologische tolerantie breedte; wit=ongeschikt



Figuur C12 De herstel mogelijkheden van natuurdoeltype VI (met Zeegras als habitat-dominerende soort) t.a.v. olieverontreiniging. De kleurcodering geeft de herstel mogelijkheden aan: groen= optimaal; blauw=optimum breedte; rood=ecologische tolerantie breedte; wit=ongeschikt



Figuur C13 De potentie van de Oostelijke Waddenzee voor Natuurdoeltype II (met de Slijkgarnaal als habitat-dominerende soort). De kleurcodering geeft de herstelmogelijkheden aan: groen=alle factoren optimaal; blauw=alle factoren binnen optimumbreedte; rood=alle factoren binnen ecologische tolerantiebreedte; wit=ongeschikt (minstens 1 factor buiten ecologische tolerantiebreedte)



Figuur C14 De potentie van de Oostelijke Waddenzee voor natuurdoeltype V (met de Mossel als habitat-dominerende soort). De kleurcodering geeft de herstelmogelijkheden aan: groen=alle factoren optimaal; blauw=alle factoren binnen optimumbreedte; rood=alle factoren binnen ecologische tolerantiebreedte; wit=ongeschikt (minstens 1 factor buiten ecologische tolerantiebreedte)



Figuur C15 De potentie van de Oostelijke Waddenzee voor natuurdoeltype VI (met Zeegras als habitat-dominerende soort). De kleurcodering geeft de herstelmogelijkheden aan: groen=alle factoren optimaal; blauw=alle factoren binnen optimumbreedte; rood=alle factoren binnen ecologische tolerantiebreedte; wit=ongeschikt (minstens 1 factor buiten ecologische tolerantiebreedte)

Bijlage D Schatting olieconcentraties in de Oostelijke Waddenzee

Bronnen

Ten behoeve van de case-study is een inschatting gemaakt van de olieconcentratie in de Oostelijke Waddenzee, en de ruimtelijke variatie daarin. De volgende bronnen dragen bij aan de olieconcentratie:

- Depositie vanuit de lucht
- Spui van zoet water (Lauwersmeer, Eems, IJsselmeer)
- Scheepvaartactiviteiten
- Puntbronnen op de kust
- Uitwisseling met de Noordzee

Het RIKZ (data uit Baan *et al.*, in prep., bewerkt door J.H.M. Schobben) heeft berekend wat de bijdrage is van de vier bronnen "scheepvaart", "recreatie", "olie- en gaswinning" en "inbreng van stoffen" aan de olieconcentratie in de Waddenzee. De berekening is uitgevoerd voor deelgebieden (grids) van 3,2 bij 3,2 kilometer. De som van deze bijdragen is, gemiddeld over alle deelgebieden, zo'n 0,1 $\mu\text{g.l}^{-1}$ met de scheepvaart als belangrijkste bijdrage. De depositie vanuit de lucht bedraagt zo'n 80 ton/jaar voor de gehele Waddenzee. De olieinbreng ten gevolge van uitwisseling met de Noordzee kan berekend worden uit het concentratieverschil tussen Noordzee en Waddenzee, en de afbraaksnelheid van olie.

Huidige concentraties

De huidige olieconcentraties in de Waddenzee en de Noordzee zijn geschat door monitoring m.b.v. mosselen (*Mytilus edulis*). De mossel accumuleert olie uit het water, waarbij 1 μg olie per gram mosselweefsel (versgewicht) overeenkomt met 1 μg olie per liter water (Schobben & Scholten, 1993; Scholten *et al.*, 1995). Op deze wijze kunnen de olieconcentraties in de Noordzee en Waddenzee geschat worden op respectievelijk 7 $\mu\text{g.l}^{-1}$ en 4 $\mu\text{g.l}^{-1}$ (Scholten *et al.*, 1989; 1995).

Inschatting ruimtelijke variatie

De ruimtelijke variatie in olieconcentratie in de Oostelijke Waddenzee wordt enerzijds bepaald door de variatie aan intensiteit van de bronnen (bijvoorbeeld scheepvaartactiviteit), en anderzijds door de variatie in uitwisseling met de Noordzee. Door het grote concentratieverschil tussen Noordzee en Waddenzee, en door de relatief geringe bijdrage van de bronnen scheepvaart, recreatie, olie- en gaswinning en inbreng stoffen aan de totale concentratie wordt de concentratie in de Waddenzee voornamelijk bepaald door de mate van uitwisseling met de Noordzee.

Om een inschatting te maken van de ruimtelijke variatie in de olieconcentratie is de Oostelijke Waddenzee verdeeld in 8 getijdebassins (Vroom *et al.*, 1989) (tabel D1). Als alleen de uitwisseling met de Noordzee en microbiële afbraak van olie in beschouwing wordt genomen, dan kan de olieconcentratie in een getijdebasin beschreven worden door:

$$\frac{dc}{dt} = k_1(c_{nz} - c) - k_2c$$

vgl. D1

met: c = olie-concentratie in het getijdebasin ($\mu\text{g.l}^{-1}$);
 c_{nz} = olieconcentratie in de Noordzee ($\mu\text{g.l}^{-1}$);
 k_1 = uitwisselingssnelheid (getij^{-1})
 k_2 = microbiële afbraaksnelheid (getij^{-1})

De oplossing van deze differentiaalvergelijking is:

$$c(t) = \frac{c_{nz}k_1}{k_1 + k_2} + e^{(-k_1 - k_2)t} C_1 \quad \text{vgl. D2}$$

Waarbij $c(t)$ de olieconcentratie in het getijdebassin is op tijdstip t , en C_1 een constante. De constante wordt gevonden door $c(0) = 0$ in te vullen in de vergelijking:

$$C_1 = \frac{c_{nz}k_1}{k_1 + k_2} \quad \text{vgl. D3}$$

De uitwisselingsconstante k_1 is ingeschat als het uitgewisselde volume per getij (V_{ex}) gedeeld door het totale volume van het getijdebassin (zie tabel D1).

De variatie in ruimtelijke olieconcentratie is in twee stappen ingeschat:

1. De variatie t.g.v. uitwisseling met de Noordzee is berekend door vergelijking (D2) op te lossen met $c_{nz}=7\mu\text{g.l}^{-1}$ en de randvoorwaarde dat de gewogen gemiddelde olieconcentratie in de Oostelijke Waddenzee $3,9\mu\text{g.l}^{-1}$ moet bedragen (geschatte huidige concentratie in de Waddenzee, $4\mu\text{g.l}^{-1}$, minus de door het RIKZ ingeschatte bijdrage van de verschillende bronnen, $0,1\mu\text{g.l}^{-1}$). Aan deze voorwaarde wordt voldaan als $k_2 = 0,044$ (getij $^{-1}$). De resulterende olieconcentraties per getijdebassin zijn weergegeven in tabel D2.
2. Voor de bijdrage van de verschillende bronnen zijn de berekende waarden van het RIKZ voor 3,2 bij 3,2 km vakken aangehouden. Hierbij is aangenomen dat de bijdrage van depositie vanuit de lucht te verwaarlozen is.
3. De totale olieconcentraties zijn berekend voor 3,2 bij 3,2 km vakken door per vak de bijdrage t.g.v. uitwisseling met de Noordzee op te tellen bij de totale bijdrage van de verschillende bronnen.

Tabel D1 *Getijdebassins met hydrologische kenmerken: Het gemiddeld getijdevolume (V_p), het gemiddelde volume water dat per getij wordt uitgewisseld (V_{ex}), en het gemiddelde volume (V) van de getijdebassins. V_{ex} is geschat als $0,08 \cdot V_p$ (Ridderinkhof et al., 1990), V_p en V uit Vroom et al., 1989. Voor de basins V, VII, VIII en X is V geschat uit $V=1,47 \cdot V_p$ (berekende regressielijn uit de overige data).*

Basin	V_p 10^6 m^3	V_{ex} 10^6 m^3	V 10^6 m^3
III Vlie	1078	86	1709
IV Borndiep	478	38	573
V Pinkegat	100	8	147
VI Friesche zeegat	200	16	253
VII Eilanderbalg	70	6	103
VIII Lauwers	160	13	236
IX Schild	31	2	25
X Eems	1000	80	1472

Tabel D2 Evenwichtsconcentraties voor de getijdebasins volgens vergelijking (C2) met $k_2=0,044$.

Basin	Evenwichtsconcentratie ($\mu\text{g.l}^{-1}$)
III Vlie	3,76
IV Borndiep	4,23
V Pinkegat	3,89
VI Friesche zeegat	4,14
VII Eilanderbalg	3,89
VIII Lauwers	3,88
IX Schild	4,89
X Eems	3,88