

TNO-rapport
TNO-MEP – R 99/429

Kwantitatieve verstoring-effect relaties voor AMOEBE soorten

TNO Milieu, Energie
en Procesinnovatie

TNO-MEP
Business Park E.T.V.
Laan van Westenenk 501
Postbus 342
7300 AH Apeldoorn

Telefoon: 055 549 34 93
Fax: 055 541 98 37
Internet www.mep.tno.nl

Datum
30 oktober 2000

Auteur(s)
R.G. Jak
N.H.B.M. Kaag
H.P.M. Schobben
M.C.Th. Scholten
C.C. Karman
J.H.M. Schobben

Projectnummer
30621

Trefwoorden
RAM
Verstoring-effect relaties

Alle rechten voorbehouden.
Niets uit deze uitgave mag worden
vermenigvuldigd en/of openbaar
gemaakt door middel van druk, foto-
kopie, 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 opdrachtgever en
opdrachtnemer verwezen naar de
Algemene Voorwaarden voor onder-
zoeksopdrachten aan TNO, dan wel
de betreffende terzake tussen de
partijen gesloten overeenkomst.
Het ter inzage geven van het
TNO-rapport aan direct belang-
hebbenden is toegestaan.

© 2000 TNO

Bestemd voor
RIKZ
RAM-project
Begeleiding J.H.M. Schobben
Projectleider GEOMOD (RAM) J.G. Hartholt

Het kwaliteitssysteem van TNO Milieu, Energie en
Procesinnovatie voldoet aan ISO 9001.

TNO Milieu, Energie en Procesinnovatie is een nationaal en
internationaal erkend kennis- en contractresearch instituut
voor bedrijfsleven en overheid op het gebied van duurzame
ontwikkeling en milieu- en energiegerichte procesinnovatie.

Nederlandse Organisatie voor toegepast-
natuurwetenschappelijk onderzoek TNO

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.

Voorwoord

Met het gereedkomen van het RAM-instrumentarium in het voorjaar van 1998 is het mogelijk geworden om een kwantitatieve inschatting van de effecten van afzonderlijke gebruiksfuncties op afzonderlijke AMOEBE-soorten op watersysteemniveau te maken. In 1998 is tegelijkertijd de TNO rapportage over de dosis-effectrelaties afgerond. De TNO rapportage uit 1998 bevat niet het visserij deel, wat het RIKZ heeft uitgewerkt. Om het overzicht compleet te maken is het voorliggende rapport gemaakt waaraan het deel van het RIKZ over de visserij is toegevoegd. De rapportage heeft voornamelijk betrekking op informatie die tot ca. 1995 ten behoeve van het project verzameld is.

Samenvatting

De relatie tussen de intensiteit van een zevental verstoringstypen en de effecten op de overleving en het reproductiesucces van AMOEBE-soorten is in de vorm van eenvoudige functies samengevat. De parameterwaarden voor de functies zijn voor zover mogelijk geschat op basis van literatuur gegevens over de gevoeligheid van de soort, dan wel de gevoeligheid van nauw verwante soorten of biota in het algemeen, voor de beschouwde verstoring. De verstoring-effect relaties zullen worden toegepast in een integrale ecologische risico analyse van het gebruik van de Noordzee.

Het gegevensbestand van parameterwaarden is uniek in de zin dat voor 35 AMOEBE-soorten en drie extra soorten alle relevante verstoring-effect relaties zijn gekwantificeerd, ook al gaat het voor een groot deel om voorlopige schattingen die met meer kennis en gegevens nader aangescherpt kunnen worden.

Verschillende factoren zijn van invloed op de onzekerheid van de geschatte parameterwaarden en daardoor van de effecten die bij een bepaalde blootstellingsintensiteit veroorzaakt worden. Getracht is deze onzekerheid min of meer kwantitatief te schatten aan de hand van criteria als de hoeveelheid en de bruikbaarheid van de literatuurgegevens en variatie als gevolg van natuurlijke omstandigheden.

Summary

The relationship between the intensity of seven types of human based disturbances and their resulting effects on survival and reproduction of selected "AMOEBAspecies" is described with simple functions. The values of the parameters in these functions are, as far as possible, estimated on the basis of data from the literature, dealing with the sensitivity of the considered species, or otherwise of related species or biota in general, for the regarded disturbance. The disturbance-effect relationships will be applied in an integral ecological risk analysis for the use of the North Sea.

The database of parameter values is unique in the sense that for the 35 AMOEBAspecies and three extra species, all relevant disturbance-effect relationships are quantified, even though it concerns to a great extent provisional estimates which can be specified with increasing knowledge and data. Several factors have their influence upon the uncertainty of the estimated parameter values, and consequently on the effects resulting from a certain intensity of the disturbance. It is attempted to give a more or less quantified estimate of the uncertainty on the basis of criteria including the availability and applicability of literature data, and variation caused by varying natural conditions.

Inhoudsopgave

	pagina
Voorwoord	3
Samenvatting	5
Summary	7
1. Achtergrond	11
2. Het karakteriseren van verstoring-effect relaties	15
2.1 Inleiding	15
2.2 Relevante verstoringstypen	19
2.3 Beschrijving effectparameters	21
2.4 Rekenkundige functies	22
2.5 Onzekerheidsanalyse	29
3. Het kwantificeren van verstoring-effect relaties	37
3.1 Chemische verontreiniging: Toxicanten in water	37
3.2 Chemische verontreiniging: Toxicanten in voedsel	45
3.3 Chemische verontreiniging: Drijffilms	52
3.4 Eutrofiëring: Zuurstofloosheid	61
3.5 Mechanische verstoring: Korren	71
3.6 Mechanische verstoring: Verhoogd slibgehalte	83
3.7 Mechanische verstoring: Bedekking met sliblaag	95
3.8 Mechanische verstoring: Vertrappen	101
3.9 Onttrekken organismen: Visserij	103
3.10 Onttrekken organismen: Graafwerkzaamheden	112
3.11 Akoestische verstoring: Geluid	114
3.12 Akoestische verstoring: Schokgolf	116
3.13 Visuele verstoringen: Objecten	118
3.14 Substraat verandering: Hard substraat	127
3.15 Substraat verandering: Grind	129
4. Discussie	133
5. Literatuur.....	139
6. Verantwoording	164

1. Achtergrond

In het milieu- en natuurbeleid bestaat ten aanzien van het beheer van zoute wateren een grote behoefte om de ecologische risico's van menselijke activiteiten nader te specificeren op het niveau waarop effecten in het veld kunnen worden vastgesteld, zoals effecten op bepaalde kensoorten. Het doel hiervan is vast te stellen wat de draagkracht van de zee is ten aanzien van haar gebruik, ten einde het principe van "duurzame ontwikkeling" te operationaliseren. Daarbij wordt bij voorkeur aangesloten bij de uitgangspunten van de Derde Nota Waterhuishouding (Anonymus, 1989a), het Nationaal Milieubeleidsplan (Anonymus, 1989b) en het Natuurbeleidsplan (Anonymus, 1990). In de vierde nota waterhuishouding is van deze uitgangspunten niet afgeweken.

In de Derde Nota Waterhuishouding is de AMOEBE-benadering ontwikkeld (ten Brink & Colijn, 1990). Met deze methode kan op een eenvoudige manier een (kwantitatieve) indicatie van de toestand van het mariene ecosysteem worden gegeven. In de mariene-AMOEBE uit de Derde Nota wordt (grafisch) weergegeven hoe de aantallen van 32 soorten uit het Noordzee ecosysteem zich verhouden ten opzichte van de aantallen in een referentiejaar (voor de meeste soorten 1930, zie ook Baptist & Jagtman, 1997). De soorten zijn aan de hand van verschillende criteria gekozen: ze moeten een min of meer representatief beeld van het ecosysteem geven, het behoud ervan moet van menselijk belang worden geacht, en er moet een redelijke hoeveelheid kennis over de soorten beschikbaar zijn (ten Brink *et al.*, 1991).

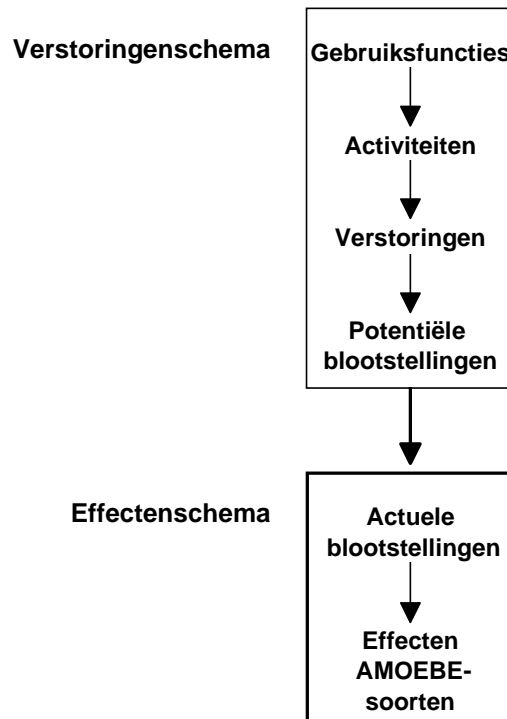
De AMOEBE-benadering is aanleiding geweest om onderzoek uit te voeren waarmee een beter inzicht in de ontwikkelingen van de AMOEBE-soorten wordt verkregen. Binnen het RAM project is een instrumentarium ontwikkeld waarmee de effecten van de verschillende gebruiksfuncties van de Noordzee en de Waddenzee op de daar levende planten en dieren (in het bijzonder AMOEBE-soorten) kunnen worden ingeschat. Het instrumentarium bestaat uit gegevensbestanden en rekenmodules die een ecologische risico schatting mogelijk maken (Karman *et al.*, in prep.).

Binnen het RAM instrumentarium zijn twee onderdelen te onderscheiden:

1. Functie-Water relaties, welke de relatie beschrijven tussen een gebruiksfunctie (en de daarbinnen te onderscheiden activiteiten) en de verstoringen van het leefmilieu van organismen die daarvan het gevolg zijn. Hierbij wordt voor elk type verstoring de zogenaamde "potentiële blootstelling" voor organismen gekwantificeerd, door de intensiteit van de verstoring in geografische zin aan te geven.

2. Effecten-ketens, welke de gevolgen van een (actuele) blootstelling van AMOEBE-soorten aan de betreffende verstoringen beschrijven. Hierbij worden de "potentiële effecten" voor deze soorten gekwantificeerd.

De uit (1) en (2) opgebouwde effectenketen is schematisch weergegeven in Figuur 1.



Figuur 1 Een schematische weergave van de effectenketen van gebruiksfunctie tot beïnvloeding van AMOEBE-soorten.

In de eerste fase van RAM wordt een semi-kwantitatieve ranking van de risico's van gebruiksfuncties voor AMOEBE-soorten opgesteld. Hiertoe wordt voor enkele gedefinieerde verstoringstypen (Karman *et al.*, in prep.) de intensiteit van de "potentiële blootstelling" voor de huidige situatie ten aanzien van het gebruik van de Noordzee gekwantificeerd (Baan *et al.*, 1998). De potentiële blootstelling, ofwel de geografisch gespecificeerde intensiteit van een bepaalde blootstelling, zou eigenlijk moeten worden omgerekend tot een actuele blootstelling van de AMOEBE-soorten door combinatie met de geografische verspreiding van die soorten. In het RAM-instrumentarium is in eerste instantie uitgegaan van een homogene verspreiding van iedere soort binnen een deelgebied (zie Karman *et al.*, in prep.), maar is het ook mogelijk om met de actuele verspreiding te werken. Hierdoor wordt de potentiële blootstelling opgevat als actuele blootstelling. Bovendien worden voor alle AMOEBE-soorten verstoring-effect relaties

vastgesteld. Combinatie van de berekende blootstellingintensiteit met de verstoring-effect relaties geeft een schatting van potentiële effecten op AMOEBE-soorten (Karman *et al.*, in prep.). Op grond daarvan zullen de diverse gebruiksfuncties naar bijbehorende ecologische risico's worden gerangschikt.

Door in het instrument gebruik te maken van kaarten die gebruikintensiteiten voor verschillende scenario's, is het mogelijk het model te gebruiken voor het verkennen van deze scenario's.

In het voorliggende rapport is de potentiële invloed van zeven verstoringstypen (chemische verontreiniging, eutrofiëring, mechanische verstoring, onttrekken organismen, akoestische verstoring, substraatverandering en visuele verstoring) op de 35 AMOEBE-soorten en een drietal extra soorten aan de hand van verstoring-effect relaties beschreven en gekwantificeerd voor de effecttypen sterfte en reproductie. Behalve de schatting van parameterwaarden waarmee de verstoring-effect relaties voor een soort worden gekwantificeerd, wordt ook een kwantitatieve indicatie gegeven van de onzekerheidsmarge van deze parameterwaarden. Voor de uiteindelijke ranking van de effecten van de verschillende verstoringen zijn alleen de AMOEBE-soorten meegenomen, terwijl kwelders daarbij uitgesloten zijn. De uiteindelijke berekeningen hebben daarom betrekking op 34 soorten.

2. Het karakteriseren van verstoring-effect relaties

2.1 Inleiding

Het grote probleem bij het karakteriseren van verstoring-effect relaties voor specifieke soorten is dat er een enorm tekort aan kennis bestaat. Over de specifieke invloed van een bepaalde verstoring op een bepaalde soort is vaak weinig tot niets bekend, laat staan dat de variatie als gevolg van biologische variatie of variatie in milieu omstandigheden gekwantificeerd kan worden. Veelal moeten de weinige beschikbare gegevens gebruikt worden voor het invullen van een groot aantal verstoring-effect relaties. Daarom is het van groot belang om het afleiden en kwantificeren van de verstoring-effect relaties op een gestructureerde manier uit te voeren. Op deze manier is voor iedereen duidelijk welke stappen gevolgd worden, welke relaties worden verondersteld, welke feitelijke gegevens dan wel aannames zijn toegepast, kortom hoe de parameters zijn gekwantificeerd.

Met name door het gebrek aan specifieke gegevens voor de AMOEBE soorten, zijn veel parameters afgeleid uit gegevens voor andere, verwante soorten, of op basis van “expert-judgement” geschat met een idee over de relatieve gevoeligheid van soorten in het achterhoofd. De in dit rapport vermelde waarden voor de parameters hebben dan ook zeker geen absolute geldigheid, en staan nadrukkelijk ter discussie. We verwachten dat leemtes in onze kennis door de gevolgde presentatie duidelijk worden. Experts op een bepaald terrein, of ten aanzien van een bepaalde soort, kunnen hierdoor doelgericht specifieke aanvullingen of correcties aangeven.

Naast het kwantificeren van effecten met behulp van verstoring-effect relaties waarmee een schatting wordt gegeven van de mate van effect, is ook een poging gedaan de onzekerheid van de parameterwaarden in deze relaties kwantitatief uit te drukken in een onzekerheidsmarge. De onzekerheid wordt opgebouwd uit een aantal factoren, te weten de hoeveelheid gegevens, de mate waarin de gegevens passend zijn op de verstoring-effect relatie en de verwachte variatie als gevolg van natuurlijke variabiliteit.

Door de grote hoeveelheid parameters die afgeleid moeten worden, en de geringe hoeveelheid op AMOEBE-soorten betrekking hebbende informatie, is een nadere afperking van de werkzaamheden noodzakelijk. In principe dienen er voor 35 AMOEBE-soorten (de groep ‘toxische algen’ wordt in dit project verder buiten beschouwing gelaten) voor een 7-tal verstoringstypen (chemische verontreiniging, eutrofiëring, mechanische verstoring, onttrekken organismen, akoestische verstoring, substraat verandering en visuele verstoring) verstoring-effect relaties te worden opgesteld (Karman *et al.*, in prep.). Aanvullend zijn drie extra kensoorten gedefinieerd, namelijk zandspiering(en), gewone zwemkrab en goudkammetje. Deze drie soorten spelen een belangrijke rol in de predator-prooi relaties van AMOEBE-soorten. In de toekomst, als rekening wordt gehouden met secundaire

effecten, kunnen deze soorten in het RAM-GIS instrument worden geïncorporeerd. Een overzicht van de in dit rapport betrokken soorten is gegeven in Tabel 1.

*Tabel 1 De voor RAM verstoring-effect relaties in beschouwing genomen organismen, met onderstreept de soorten die niet tot de AMOEBE-soorten behoren. De met * aangemerkte soorten zijn niet in de uiteindelijke berekening van de ranking van verstoringen betrokken.*

Soortgroep	Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam
Zoogdieren	Zeehond	<i>Phoca vitulina</i>
	Bruinvis	<i>Phocoena phocoena</i>
	Tuimelaar	<i>Tursiops truncatus</i>
Vogels	Scholekster	<i>Haematopus ostralegus</i>
	Grote stern	<i>Sterna sandvicensis</i>
	Kluut	<i>Recurvirostra avosetta</i>
	Zeekoet	<i>Uria aalge</i>
	Noordse stormvogel	<i>Fulmaris glacialis</i>
	Rotgans	<i>Branta bernicla</i>
	Bonte strandloper	<i>Calidris alpina</i>
	Strandplevier	<i>Charadrius alexandrinus</i>
Eidereend	<i>Somateria mollissima</i>	
Vissen	Steur	<i>Acipenser sturio</i>
	Haring	<i>Clupea harengus</i>
	Rog (Stekelrog)	<i>Raja clavata</i>
	Kabeljauw	<i>Gadus morhua</i>
	Schol	<i>Pleuronectes platessa</i>
	<u>*Zandspiering</u>	<i>Ammodytes spp.</i>
Stekelhuidigen	Zeeklit	<i>Echinocardium cordatum</i>
Weekdieren	Nonnetje	<i>Macoma balthica</i>
	Mosselbank	<i>Mytilus edulis</i>
	Strandgaper	<i>Mya arenaria</i>
	Kokkelbank	<i>Cerastoderma edule</i>
	Purperslak	<i>Nucella lapillus</i>
	Noordkromp	<i>Arctica islandica</i>
Holtedieren	Zeeanjelier	<i>Metridium senile</i>
Bentische kreeftachtigen	Garnaal	<i>Crangon crangon</i>
	Zeekreeft	<i>Homarus vulgaris</i>
	<u>*Zwemkrab</u>	<i>Liocarcinus holsatus</i>
Annelide wormen	Draadworm	<i>Heteromastus filiformis</i>
	<u>*Goudkammetje</u>	<i>Pectinaria koreni</i>
Algen	Suikerwier	<i>Laminaria saccharina</i>
	Groefwier	<i>Pelvetia canaliculata</i>
	Zeesla	<i>Ulva spp.</i>
Totaal algen		
Zooplankton	Copepoden	
Vegetatie	Zeegras	<i>Zostera spp.</i>
	*Kwelder (zeeaster / zeekraal)	<i>Aster tripolium / Salicornia sp.</i>

Voor elk van de genoemde verstoringstypen zijn bovendien een aantal specificaties voor "potentiële blootstellingen" opgegeven (Karman *et al.*, 1992; Karman *et al.*, in prep.). In het geval van "chemische verontreiniging" bijvoorbeeld, wordt de concentratie van 20 stoffen of stofgroepen in de milieucompartimenten water en voedsel opgegeven. Dit betekent dat er alleen al voor het verstoringstype "chemische verontreiniging" bijna 1600 verstoring-effect relaties gekwantificeerd zouden moeten worden.

Daarom is gekozen voor een praktische beperking, door selectie van verstoring-effect relaties die, met een zekere mate van waarschijnlijkheid, in het veld daadwerkelijk van belang kunnen zijn. Bepaalde diergroepen zullen door hun levenswijze of verspreiding (vrijwel) niet te maken krijgen met een bepaald verstoringstype. Zo zullen zeekeeftes op zichzelf weinig last ondervinden van visuele verstoring door schepen. Daarnaast is bekend dat bepaalde soorten voornamelijk blootgesteld worden aan verontreinigingen via een bepaalde route. Mosselen worden voornamelijk blootgesteld aan contaminanten in het water, terwijl de zeehond de toxicanten vooral binnen krijgt via het voedsel. Op basis van deze principes is een "blootstellingsmatrix" opgesteld waarin is gedefinieerd welke soorten daadwerkelijk aan de verschillende verstoringstypen blootgesteld kunnen worden (Tabel 2). Alleen voor de relevante verstoringstypen (zie paragraaf 2.2) worden voor betreffende soorten verstoring-effect relaties ingeschat (hoofdstuk 3).

In de uiteindelijke berekeningen voor de ranking zijn een aantal verstoringstypen niet meegenomen. Deze zijn 'vertrappen', 'acoustische verstoringen' en 'substraatverandering'.

2.2 Relevante verstoringstypen

Chemische verontreiniging

Organismen kunnen via het voedsel, sediment of water (inclusief zwevend stof) worden blootgesteld aan contaminanten (zie Kaag *et al.*, 1992). Daarnaast kunnen aan de oppervlakte zwemmende en litorale soorten last ondervinden van contact met een drijffilm van olieachtige substanties. Problemen met zwerfvuil (bijv. opeten van plastics) blijven hier buiten beschouwing.

Voor zoogdieren en vogels is vooral de opname van contaminanten met het voedsel (Jongbloed *et al.*, 1995) en contact met drijffilms (Geraci, 1983) op het water van belang. Van de vogels worden vooral de soorten die tenminste een deel van de tijd drijvend op het water doorbrengen blootgesteld aan drijffilms. De verschillende vissen kunnen, afhankelijk van de soort, via elke route blootgesteld worden aan contaminanten. We beperken ons voorlopig tot de blootstelling via het water en nemen blootstelling via het voedsel niet in beschouwing. Voor de ongewervelde diergroepen geldt dat ze, afhankelijk van hun levenswijze, vooral via het water en/of het sediment aan contaminanten blootgesteld worden. Wieren worden zowel via sediment als water blootgesteld, terwijl de hogere planten op de kwelder alleen contaminanten opnemen vanuit de bodem. Bentische evertbraten, van wadplaten, en kwelders kunnen ook aan aangespoelde drijffilms van olie worden blootgesteld.

Vooralsnog zullen geen specifieke effect relaties voor blootstelling via het sediment worden opgesteld. Daarvoor ontbreekt het aan voldoende, relevante toxiciteitsgegevens. Overeenkomstig de normstelling voor mariene waterbodems (Jonkers & Everts, 1992) zal in het uiteindelijke rekenmodel de blootstelling via het sediment worden omgerekend in een equivalente blootstelling via water, ook al is bekend dat er soortspecifieke verschillen in de mate van blootstelling aan sedimentgebonden (met name lipofiele) contaminanten bestaan (Kaag *et al.*, 1997).

Eutrofiëring

Als nadelig effect van "eutrofiëring" wordt alleen blootstelling aan verlaagde zuurstofgehalten als gevolg van afbraak van organisch (algen) materiaal in beschouwing genomen. De effecten van een verhoging van de primaire productie worden niet behandeld, omdat dit geen directe effecten betreffen maar indirecte via voedselrelaties. De blootstelling aan door algen geproduceerde toxinen wordt voorlopig buiten beschouwing gelaten. Lage zuurstofconcentraties in het water hebben geen directe invloed op longademhalende vogels en zoogdieren, maar wel op de verschillende groepen kieuwademde pelagische en bentische organismen. In het mariene milieu gaan verlaagde zuurstofgehalten bovendien vaak samen met verhoogde sulfide gehalten, zeker in en nabij het sediment. Voor vele mariene (bodem) organismen is met name sulfidetoxiciteit het probleem van anoxia. In de veldsituatie zijn problemen door zuurstofgebrek of sulfidetoxiciteit niet te onderscheiden en worden daarom niet apart beschouwd. Als gevolg hiervan kan een in het laboratorium vastgestelde gevoeligheid voor zuurstofgebrek wezenlijk

verschillen van de gevoeligheid in het veld. Veldgegevens worden daarom nadrukkelijk meegenomen.

De gevolgen van de verlaging van het doorzicht, veroorzaakt door hogere algenconcentraties, komen overeen met die van hogere zwevend-stofgehalten welke aan de orde komen bij mechanische verstoringen.

Mechanische verstoring

Binnen het verstoringstype "mechanische verstoring" worden de volgende uiteenlopende verstoringen gevat: blootstelling aan verschillende typen vistuig die over de bodem worden voortgetrokken, een verhoogde concentratie zwevend stof in het water, bedekking door een laag sediment van meer dan 20 cm dikte en vertrappen door mensen.

Uiteraard worden naast vissen vooral bentische organismen blootgesteld aan verstoring door over de bodem voortgetrokken vistuig. Een onderscheid wordt gemaakt tussen een vijftal typen bodem-visserij. De effecten op vissen door de visserij worden hier buiten beschouwing gelaten, deze worden onder de noemer onttrekken organismen behandeld.

Zwevend stof veroorzaakt door mechanische verstoring in de bovenste waterkolom beperkt het doordringend vermogen van licht, hetgeen vooral van invloed is op primaire producenten (algen en zeegras) die afhankelijk zijn van zonlicht voor de fotosynthese en op in het water foeragerende oogjagers (zoogdieren, vogels, vissen). Zwevend stof in de onderste waterlagen kan de ademhaling van vissen en bodemorganismen belemmeren. Daarnaast kunnen de zwevende deeltjes interfereren met de voedselopname van 'suspension-feeders'.

Bentische fauna, wieren en de hogere planten op kwelders ondervinden directe effecten van bedekking met een laag sediment. Vertrapping tenslotte is in theorie relevant voor vegetatie, de in getijde gebieden in banken voorkomende kokkels en mosselen met geassocieerde organismen en de op dijken voorkomende organismen als purperslak en groefwier.

Onttrekken organismen

Het "onttrekken van organismen" aan het ecosysteem als gevolg van menselijke activiteiten vindt plaats via visserij-activiteiten, het baggeren van vaargeulen en de winning van zand en grind. De winning van zand en het uitdiepen van vaargeulen wordt vaak gecombineerd. Het baggeren van sedimenten (baggerspecie) als saneringsmaatregel komt in de Noordzee en Waddenzee niet voor.

Bij de verschillende vormen van visserij kunnen nagenoeg alle pelagische en bentische organismen (met uitzondering van het plankton dat de mazen probleemloos passeert) als vangst of bijvangst aan het systeem worden onttrokken. Ook sterfte onder de organismen die als nutteloze bijvangst overboord worden gezet wordt hiertoe gerekend, met uitzondering van datgene wat reeds onder de

noemer "mechanisch verstoring door boomkorren" wordt meegenomen. In veldstudies is het vaak moeilijk onderscheid te maken tussen beide door de visserij veroorzaakte effecten. De effecten van visserij door vangst zijn door het RIKZ beschreven.

Vastzittende (sessiele) en weinig mobiele organismen kunnen als gevolg van baggeren, of de winning van zand en grind, uit het systeem verwijderd worden. De effecten van grindwinning worden evenwel onder de noemer "substraat verandering" behandeld en die van overige graafwerkzaamheden onder de verstoring "onttrekken organismen".

Verandering van substraat

Tot "verandering van substraat" worden blijvende veranderingen in de oppervlakte hard substraat of grind gerekend. Hard substraat is vooral van belang voor een aantal soorten bentische organismen die zich vasthechten aan harde substraten of waarbij hard substraat habitatvormend is (zeekreeft). Het voorkomen van grind is van belang voor de voortplanting van haring en het kan bovendien de juiste omstandigheden creëren voor het voorkomen van een aantal ook op hard substraat voorkomende bentische organismen.

Akoestische verstoring

Bij de blootstelling aan "akoestische verstoring" moet onderscheid gemaakt worden tussen blootstelling aan min of meer continu geluid en blootstelling aan schokgolven. Gebleken is dat zoogdieren, vissen en mogelijk kreeftachtigen in hun gedrag verstoord worden en dus effecten kunnen ondervinden van onderwater geluid. Schokgolven met een intensiteit van meer dan 130 dB treffen alle in het water aanwezige organismen.

De overlast van geluid boven water voor vogels en zoogdieren kan niet goed worden onderscheiden van de visuele verstoring door de geluidproducerende objecten (mensen, boten, vliegtuigen, vaste constructies en fakkels). Daarom worden de effecten van de aanwezigheid van deze objecten beschreven onder het kopje 'visuele verstoring'.

Visuele verstoring

"Visuele verstoring" wordt onderscheiden in verstoring door de aanwezigheid van mensen, boten, vliegtuigen, vaste constructies en fakkels. Alleen zoogdieren en vogels zullen door deze bovengrondse verstoringen beïnvloed worden.

2.3 Beschrijving effectparameters

Naast beperking van het aantal te beschouwen soorten en verstoringstypen is het onderzoek verder beperkt door alleen die effecten mee te nemen die direct weerslag

hebben op twee populatie-dynamische parameters van de AMOEBE-soorten: sterfte en (re)productie (Karman *et al.*, in prep.).

Als populatie wordt opgevat de verzameling van individuen van de soort boven een bepaald levensstadium:

Zoogdieren	-vanaf niet-zogende jongen
Vogels	-vanaf vliegvlugge jongen
Vissen	-vanaf juveniele levensstadia
Bentische evertibraten	-vanaf bentische levensstadia
Zooplankton	-vanaf naupliusstadia van copepoden
Wieren/planten	-vanaf fotosynthetiserende levensstadia

(Re)productie is derhalve in modelmatige zin beperkt tot de productie van individuen van het hierboven vermelde vroegste levensstadium (nakomelingen). Sterfte wordt daarmee opgevat als verlies van individuen vanaf dit levensstadium.

Toename van de sterfte, oftewel de afname van de overlevingskans, als gevolg van de verstoring wordt opgevat als het gedeelte van de aanwezige populatie dat ten gevolge van de blootstelling aan de verstoring sterft. De afname van het (re)productiesucces als gevolg van de verstoring wordt opgevat als de fractie waarmee de productie van "nakomelingen" per populatie eenheid (individu) gereduceerd wordt, ten opzichte van een referentie situatie zonder menselijke ingrepen. Dit betreft derhalve subletale effecten op levensstadia boven de populatie-ondergrens, alsmede letale effecten op levensstadia onder de populatie-ondergrens. Hoewel sterfte binnen de populatie indirect ook een afname van de reproductie veroorzaakt, wordt dat hier buiten beschouwing gelaten, maar in latere instantie in het rekenmodel verdisconteerd (Karman *et al.*, in prep.).

Indirecte effecten, veroorzaakt door directe effecten op andere soorten, worden niet in de berekeningen betrokken, maar dienen door middel van expert-opinion ingeschat te worden.

2.4 Rekenkundige functies

Teneinde een niveau van actuele blootstelling te vertalen in een effect op de overleving en reproductie van de geselecteerde soorten is het noodzakelijk om verstoring-effect relaties op te stellen. Om de effecten van verschillende verstoringen integraal te kunnen berekenen is het noodzakelijk dat de verstoring-effect relaties een uniform karakter hebben. De verstoring-effect relaties beschrijven voor een soort de relatie tussen de intensiteit van een potentiële blootstelling (bijvoorbeeld de concentratie cadmium in het water) en het effect op overleving of reproductie. Het effect wordt uitgedrukt als een fractie tussen 0 en 1:

$$\text{Fractie effect} = f(\text{Blootstelling intensiteit})$$

met als randvoorwaarden:

- indien de blootstellingintensiteit = 0, dan effect = nihil = 0
- indien de blootstellingintensiteit = maximaal, dan effect = maximaal = 1

Van bovenstaande functie zijn vele vormen mogelijk. Als uitgangspunt is voor elk verstoringstype één gelijke functie gekozen die voor alle betreffende soorten geldt, waarbij alleen de waarden van de parameters per soort verschillen. Per verstoringstype wordt voor beide effecttypen, sterfte- of reproductieremming, dezelfde functie gebruikt (mits de verstoring invloed heeft op beide parameters). De functie wordt gekwantificeerd op enkele ijkpunten, die worden afgeleid uit informatie over de gevoeligheid van de soort, zo nodig van verwante soorten, voor het betreffende verstoringstype.

In eerste instantie is gekozen de effecten met een achttal functietypen te beschrijven:

1. Een *logistische curve*, voor ecotoxicologische effecten
2. Een *negatieve lineaire relatie zonder drempel*, voor effecten die evenredig met een continue, niet discrete, verstoringintensiteit gerelateerd zijn. In dit rapport is hier gebruik van gemaakt voor de effecten van visserij op vissen.
3. Een *negatieve lineaire relatie met drempel*, voor effecten die pas optreden na een bepaalde drempelwaarde. Voorbeeld: aantal dagen onderschreiding van een bepaalde zuurstofconcentratie.
4. Een *positieve lineaire relatie met drempel*, voor effecten die pas optreden na een bepaalde drempelwaarde. Verschil met de vorige functie is dat de fractie overleving of reproductie toeneemt met toenemende blootstelling. Het aantal meter doorzicht voor zichtjagers als de grote stern is hier een voorbeeld van. Hoe minder het doorzicht, hoe kleiner de visvangst (en indirect de reproductie).
5. Een *random kansfunctie*, voor effecten van verstoringen met een random verdeling binnen een ruimtelijk grid. Dat wil zeggen dat de verstoring niet systematisch en homogeen verdeeld wordt in een gebied, bijvoorbeeld boomkorren.
6. Een *homogene kansfunctie*, voor effecten van verstoringen met een homogene verdeling binnen een ruimtelijk grid. Dat wil zeggen voor verstoringen die systematisch de bodem afgraven, beroeren of bedekken, bijvoorbeeld zandwinning.
7. *Visuele verstoring*, voor effecten veroorzaakt door de aanwezigheid van mensen, boten en vliegtuigen.
8. *Olievlekken*, voor effecten van drijffilms olie op vogels en zoogdieren.

Voor de afleiding en uitgebreide toelichting van de verstoring-effect relaties wordt verwezen naar Karman *et al.* (in prep.). De functies worden in het onderstaande wiskundig en visueel beschreven. Hierbij is zoveel mogelijk gebruik gemaakt van algemene parameters, die in alle acht de functies (ongeveer) dezelfde betekenis hebben:

$$m = \text{mediane effectintensiteit, verstoringintensiteit waarbij effect} = 50\%$$

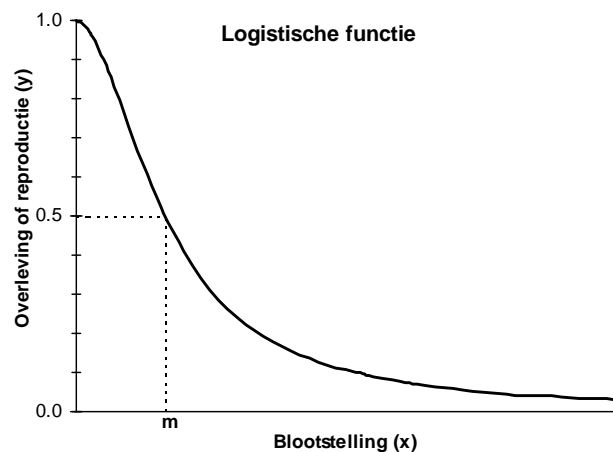
- d = drempelwaarde, verstoringintensiteit waarbij effect gaat optreden.
 c = intensiteit-effect coëfficiënt, welke de steilheid van een functie aangeeft

De variabelen in de formule worden aangegeven met y als het effect op overleving en/of reproductie (fractie tussen 0 en 1) en x als verstoringintensiteit van de potentiële blootstelling. De acht verstoring-effect relaties worden als volgt wiskundig vastgelegd:

1. logistische curve

$$y = \frac{1}{1 + \left(\frac{x}{m}\right)^c}$$

In de ecotoxicologie wordt m over het algemeen aangegeven als EC_{50} of LC_{50} en c als β .

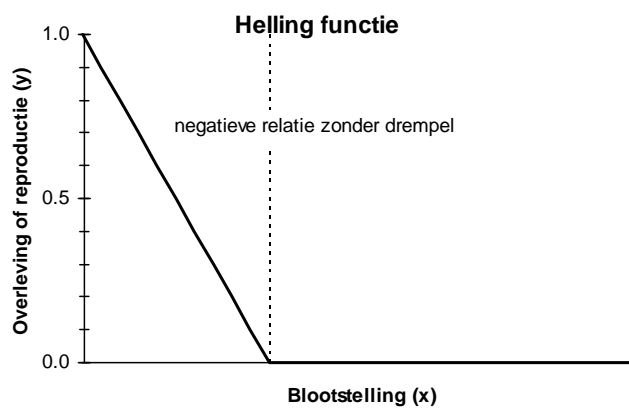


2. negatieve lineaire relatie zonder drempel

$$x < d \Rightarrow y = 1 - \frac{x}{d}$$

$$x \geq d \Rightarrow y = 0$$

d is de intensiteit van de potentiële blootstelling (bijvoorbeeld de hoeveelheid pk-uren) waarbij de overleving zo goed als 0 is.



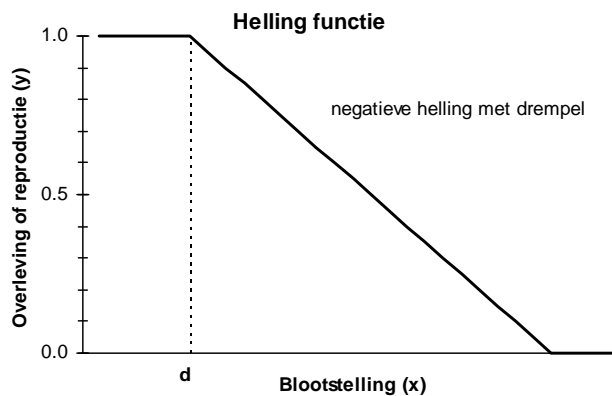
3. negatieve lineaire relatie met drempel

$$x \leq d \Rightarrow y = 1$$

$$d < x < \left(d + \left(\frac{1}{c}\right)\right) \Rightarrow y = (1 - c(x - d))$$

$$x \geq \left(d + \left(\frac{1}{c}\right)\right) \Rightarrow y = 0$$

De parameter d geeft de drempel aan, parameter c (met altijd een positieve waarde) de helling van functie.



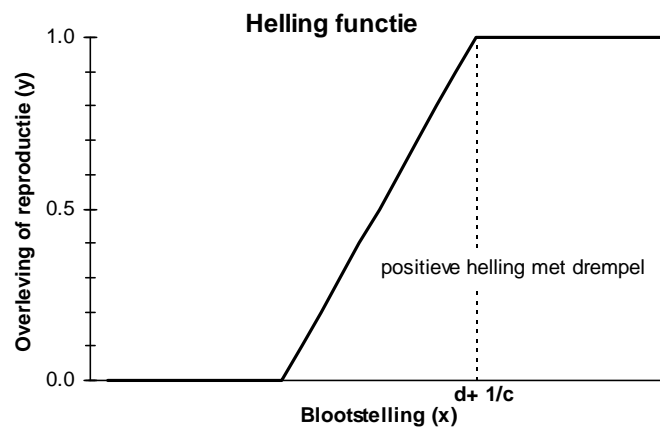
4. positieve lineaire relatie met drempel

$$x \leq d \Rightarrow y = 1$$

$$d < x < \left(d + \left(\frac{1}{c} \right) \right) \Rightarrow y = c(x - d)$$

$$x \geq \left(d + \left(\frac{1}{c} \right) \right) \Rightarrow y = 0$$

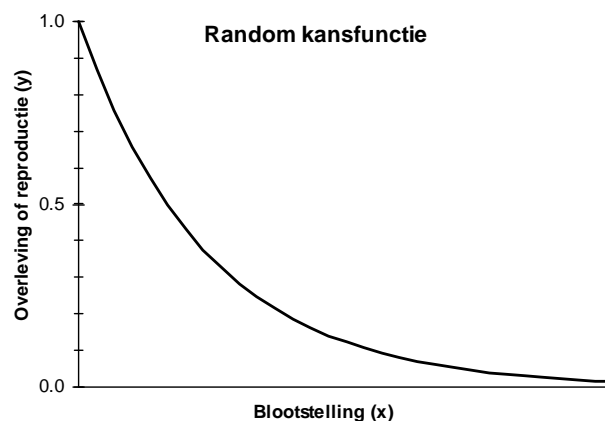
De parameter d geeft de drempel aan, parameter c (met altijd een positieve waarde) de helling van functie.



5. random kansfunctie

$$y = 1 - \sum_{i=0}^{i=12} \left(\left(\frac{x^i e^{-x}}{i!} \right) * (1-c)^i \right)$$

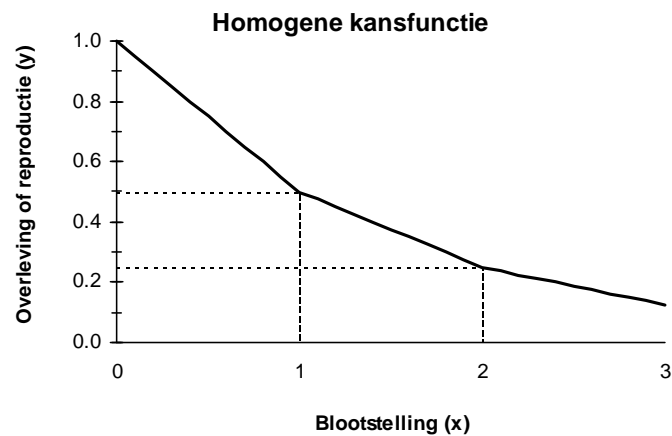
De parameter c geeft de sterfte aan (na bijvoorbeeld 1 keer passeren van een boomkor). e is het grondtal van het natuurlijk logaritme (2.72) en i is een lopende (hulp)index van 0 tot en met 12.



6. *homogene kansfunctie*

$$y = (1 - xMOD1)c^{xDIV1} + (xMOD1)c^{(xDIV1+1)}$$

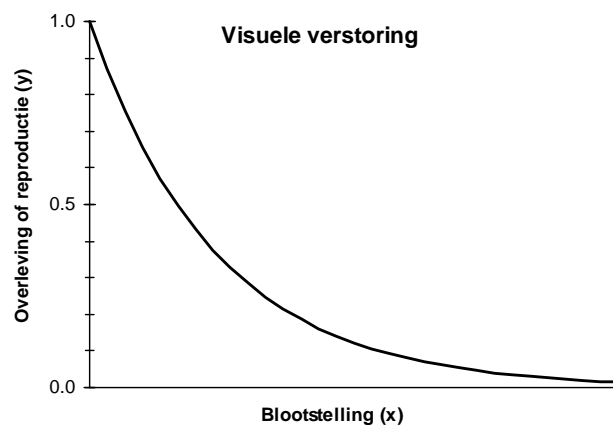
In deze vergelijking zit slechts één parameter: c . Dit is de sterfte (na bijvoorbeeld een eenmalige afgraving). y en x zijn vergelijkbaar met de andere vergelijkingen. Ze staan respectievelijk voor de fractie overleving of reproductie en de intensiteit van de blootstelling. MOD is het restgedeelte van een deling (14.4 MOD 4 is bijvoorbeeld gelijk aan 2.4) en DIV is het gehele deel na een deling (14.4 DIV 4 is bijvoorbeeld 3).



7. *Visuele verstoring*

$$y = e^{-(x(2*c*d))}$$

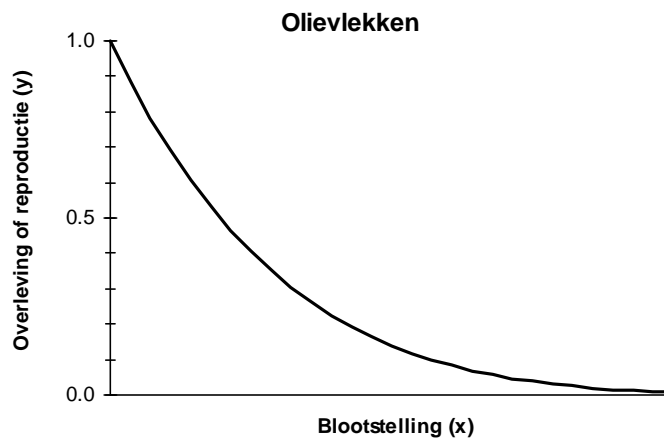
Parameter c is de terugkeertijd (tijd waarna een vogel of zoogdier na verstoring terug komt in het verstoorte gebied). Parameter d is de kritische vluchtafstand. e is het grondtal van het natuurlijk logaritme (2.72), y is de fractie ongestoorde reproductie en x de potentiële blootstelling (aantal uur aanwezig in een gebied vermenigvuldigd met de snelheid).



8. Olievlekken

$$y = (1 - x(1 - c))^d$$

Parameter c is de overleving na (eenmalige) aanraking met een olievlek. Parameter d is het aantal verplaatsingen en/of duiken van een vogel of zoogdieren. De potentiële blootstelling x staat voor de fractie van het oppervlak dat (gemiddeld) op een willekeurig moment aanwezig is.



In het volgende hoofdstuk wordt per verstoringstype eerst een samenvatting van de achtergrondinformatie ("gegevens") gepresenteerd, gevolgd door de gekozen vorm van de functie en de daaruit geschatte parameterwaarden ("keuze functie en inschatting parameters"). Als samenvatting wordt alvast in Tabel 3 aangegeven welke functies voor welke verstoringstypen worden gebruikt.

Tabel 3 Het functie-type, en de daarbij te schatten parameters, die voorlopig worden toegepast voor de beschrijving van de verstoring-effect relaties van diverse verstoringstypen.

Functie type	1	2	3	4	5	6	7	8
Parameters	m, c	d	c, d	c, d	c	c	c, d	c, d
Toxicanten in water	X							
Toxicanten in voedsel	X							
Drijffilms								X
Zuurstofloosheid			X					
Korren					X			
Verhoogd slibgehalte + doorzicht			X	X				
Bedekking met sliblaag						X		
Vertrappen					X			
Visserij		X						
Graafwerkzaamheden						X		
Geluid			Zie paragraaf 3.11					
Schokgolf			Zie paragraaf 3.12					
Visuele verstoring							X	
Hardsubstraat verwijdering						X		
Grind verwijdering						X		

1 = logistische functie

2 = negatieve lineaire relatie zonder drempel

3 = negatieve lineaire relatie met drempel

4 = positieve lineaire relatie met drempel

5 = random kansfunctie

6 = homogene kansfunctie

7 = visuele verstoring functie

8 = olievlekken functie

2.5 Onzekerheidsanalyse

Omdat als uitgangspunt gekozen is dat voor elke AMOEBE-soort alle relevante verstoring-effect relaties gekwantificeerd moeten worden zijn in een groot aantal gevallen waarden ingevuld die zeer onzeker zijn. Dit zijn de gegevens die deskundigen liever niet zouden invullen, maar die voor de compleetheid, en daarmee voor een zinvolle uitvoering van de methode, onmisbaar zijn. Het probleem met onzekerheid is dat het in principe niet te kwantificeren is. Wel

kunnen we, op grond van deskundigheid of door bestudering van de beschikbare gegevens, meestal een semi-kwantitatieve inschatting geven. Uitgaande van dit principe is een methode ontworpen om de onzekerheid van de in dit rapport gepresenteerde verstoring-effect relaties te kwantificeren.

Voor elke parameterwaarde van de verstoring-effect relatie die in het rapport gegeven is, wordt de onzekerheid op basis van de hoeveelheid gegevens, de mate waarin de gegevens passen (dat wil zeggen, is de informatie voor de soort of voor een groep soorten waartoe de soort behoort, en is de informatie direct bruikbaar of dient eerst een interpretatie plaats te vinden?) en de te verwachten variatie (met name als gevolg van seizoensverschillen) geschat. Deze minimum- en maximumwaarden zijn gebruikt voor een onzekerheidsanalyse (Karman & Jak, 1999) en worden in dit rapport niet toegepast.

Net als bij het schatten van de parameterwaarden voor de verstoring-effect relaties is bij het schatten van de onzekerheid uitgegaan van het principe dat alle relaties op een vergelijkbare, gestructureerde manier behandeld worden. Op basis van een aantal criteria wordt een ‘onzekerheidsscore’ vastgesteld waaraan vervolgens een statistische onzekerheidsmaat wordt gekoppeld. De ‘onzekerheidsscore’ wordt gebaseerd op drie aspecten:

1. de **hoeveelheid** gegevens waarop de waarde gebaseerd is
2. de mate waarin de gegevens **passen** (in hoeverre is interpretatie van de gegevens vereist)
3. de **variatie** (afhankelijkheid van seizoen, plaats etc.)

Voor elk van deze aspecten wordt een score tussen de 1 en 5 gegeven volgens min of meer vaste kwalitatieve criteria (zie Tabel 4). Deze criteria worden per verstoringstype nader gepreciseerd (zie verder). Een belangrijke aanname is dat alle drie de aspecten in gelijke mate bijdragen aan de totale onzekerheid van een waarde. Daarom wordt de totale ‘onzekerheidsscore’ gedefinieerd als de som van de onzekerheidsscores per aspect, welke dus minimaal 3 en maximaal 15 bedraagt.

Tabel 4 Criteria voor het bepalen van de onzekerheid van een parameterwaarde op basis van drie aspecten.

Score	Hoeveelheid	Passen	Variatie
1	veel	zeer goed	zeer klein
2	redelijk	goed	klein
3	matig	met moeite	matig
4	iets	slecht	groot
5	zo goed als niets	totaal niet	zeer groot

In hoofdstuk 2.4 zijn de drie typen parameters geïntroduceerd die gebruikt worden om de verstoring-effect relaties te kwantificeren: m (mediane effectintensiteit), d (drempelwaarde) en c (intensiteit-effect coëfficiënt, ofwel de steilheid van de functie). In deze studie wordt ervan uitgegaan dat m en d log-normaal verdeeld zijn. Dit omdat deze parameters een waarde tussen nul en oneindig kunnen

aannemen en er dus altijd de kans is op een aantal hoge uitschieters. Uitgaande van een log-normale verdeling wordt voorkomen dat deze hoge uitschieters een te hoge schatting veroorzaken. Daarnaast is bekend dat met name de mediane gevoeligheid van biota voor contaminanten (EC_{50} 's) lognormaal verdeeld is. De parameter c wordt verondersteld uniform verdeeld te zijn omdat er geen argumenten zijn om enige andere verdeling te kiezen. Op grond van het verschil in verdeling zijn er twee methoden ontwikkeld om de onzekerheid van de betreffende parameterwaarde te schatten.

Log-normaal verdeelde parameterwaarden (m en d).

Er is gekozen de onzekerheid van log-normaal verdeelde parameterwaarden te beschrijven aan de hand van een fractie (c.f. variatiecoëfficiënt). Het gaat hierbij om een getal (fractie) waarmee het gemiddelde vermenigvuldigd moet worden om de minimale en maximale waarde te bepalen. De minimale fractie ligt tussen 0 en 1, de maximale fractie tussen 1 en oneindig. Eerst wordt vastgesteld welke fractie van het oppervlak onder de log-normale verdeling correspondeert met een bepaalde onzekerheidsscore. Daartoe wordt het positieve deel van de standaard normale verdeling op log-schaal opgedeeld in 13 (op log-schaal) gelijke blokken, corresponderend met de 13 mogelijke onzekerheidsscores. Als de onzekerheid klein is (bij de minimale score van 3) betekent dit een oppervlak van 10% rond het gemiddelde. Naarmate de onzekerheid groter wordt, wordt ook het oppervlak groter. Vervolgens moet bepaald worden met welke factor het gemiddelde vermenigvuldigd dient te worden om de minimale en maximale waarde te vinden. Daartoe wordt uitgegaan van een standaard normale verdeling (op log-schaal) met een gemiddelde van 0 en een standaarddeviatie van 1. In de cumulatief standaard normale verdeling kan bij de gekozen y -waarde (dat is bij de niet cumulatieve functie de fractie van het oppervlak onder de curve) de bijbehorende x -waarde afgelezen worden. Daar deze x -waarde op een natuurlijk logaritmische schaal is uitgedrukt, wordt vervolgens de exponent van dit getal genomen om de fractie op een normale schaal te verkrijgen. In Tabel 5 zijn voor de verschillende onzekerheidsscores het oppervlak onder de curve, de daaruit berekende onzekerheid en de vermenigvuldigingsfactoren weergegeven, waarmee de minimum- en maximumwaarden uitgerekend worden. Doordat met vermenigvuldigingsfactoren wordt gerekend is het niet mogelijk om een onzekerheidsrange te bepalen voor parameterwaarden met een geschatte waarde van 0. Indien in plaats van een zeer kleine waarde, bv. 0.001, gekozen zou worden dan is ook de onzekerheidsrange zeer klein en daarom van geen betekenis. Daarom wordt aangenomen dat bij schatting van een waarde van 0, deze ook 0 is, zonder onzekerheid(s-range). Daarnaast geldt dat parameterwaarden die een tijdsduur (in dagen) aanduiden nooit meer dan 365 kan bedragen, omdat de effecten op jaarbasis worden berekend.

Tabel 5 De relatie tussen de 'onzekerheidsscore' (score), een gedefinieerd oppervlak onder een standaard normale verdeling voor log-normaal verdeelde parameterwaarden, de daaruit berekende onzekerheid (Onz) en de vermenigvuldigingsfactoren voor berekening van de minimum- (min) en maximumwaarde (max). Voor uniform verdeelde parameterwaarden worden minimum en maximum direct met behulp van de onzekerheid (Onz) berekend.

Log-normaal verdeelde parameters					Uniform verdeelde parameters
Score	opp.	Onz	min	max	Onz
3	0.54	0.09	0.91	1.09	0.07
4	0.57	0.18	0.84	1.20	0.14
5	0.61	0.27	0.76	1.31	0.21
6	0.64	0.37	0.69	1.44	0.29
7	0.68	0.46	0.63	1.59	0.36
8	0.71	0.57	0.57	1.76	0.43
9	0.75	0.67	0.51	1.96	0.50
10	0.79	0.79	0.45	2.21	0.57
11	0.82	0.92	0.40	2.51	0.64
12	0.86	1.07	0.34	2.91	0.71
13	0.89	1.24	0.29	3.46	0.79
14	0.93	1.47	0.23	4.33	0.86
15	0.96	1.80	0.16	6.07	0.93

Uniform verdeelde parameterwaarden (c).

Bij de aanname van een uniforme verdeling van de parameterwaarden is geen extra vertaalslag nodig. De range van 0 tot 1 is in 13 gelijke blokken verdeeld (van 0.071). Bij het vaststellen van de onzekerheidsrange moet rekening gehouden worden met het feit dat de parameterwaarde aan de onder- en bovenkant begrensd is, namelijk tussen 0 en 1. Dit betekent dat bij een parameterwaarde van 0.5 de onzekerheid naar boven en onder even groot is, maar dat bij een parameterwaarde van 0.99 de kans dat de waarde eronder ligt veel groter is dan de kans dat de waarde erboven ligt. Daarom wordt de volgende formule toegepast voor de berekening van de onzekerheidsrange:

$$\begin{aligned} \text{minimale waarde} &= c - (c * onz) \\ \text{maximale waarde} &= c + ((1 - c) * onz) \end{aligned}$$

Waarin c de nominale parameterwaarde is en onz de uit de onzekerheidsscore berekende onzekerheid (Tabel 5). Doordat het minimum en maximum direct uit de onzekerheid berekend wordt, is het in tegenstelling tot bij normaal verdeelde parameterwaarden, mogelijk om ook een onzekerheidsrange voor de parameterwaarden 0 (en 1) te bepalen. Voor de waarde van 0 kan alleen een maximum worden aangegeven, voor bij de waarde van 1 alleen een minimum.

De onzekerheidsscores voor de drie aspecten zijn geoperationaliseerd volgens de onderstaande regels.

Hoeveelheid

Het effect van de verstoring ‘toxicanten’ is onderzocht in een aantal standaard toxiciteitstesten. In deze testen wordt de EC₅₀ en/of de NOEC bepaald. Voor elke waarde in de tabellen is bepaald op hoeveel gegevens (aantal records; EC₅₀'s) deze waarde gebaseerd is. Vervolgens is een onzekerheidsscore toegekend op grond van de classificatie in Tabel 6:

Tabel 6 *Onzekerheidsscore op basis van de hoeveelheid beschikbare gegevens voor toxicanten*

Score	hoeveelheid gegevens
1	>10
2	6-10
3	3-5
4	2
5	1

Voor andere verstoringen dan verontreiniging is de hoeveelheid gegevens meestal zeer beperkt. Omdat voor het onderzoek naar de effecten van deze verstoringen geen standaard testen bestaan is naast het aantal gegevens ook het aantal bronnen (gedefinieerd als referenties) van belang. Voor alle overige verstoringen wordt het schema van Tabel 7 gebruikt.

Tabel 7 *Onzekerheidsscore op basis van de hoeveelheid beschikbare gegevens voor verstoringen anders dan toxicanten in water*

score	aantal bronnen	aantal gegevens
1	≥ 3	≥ 5
2	2	≥ 5
3	≥ 3	≥ 3
4	2	≥ 2
5	1	1

Passen

Of de gegevens al dan niet passend zijn hangt van drie aspecten af:

1. hebben de gegevens betrekking op de soort, of op meer of minder verwante soorten?
2. is het gemeten effect vergelijkbaar met de gewenste effecten (sterfte en reproductie), of moet er een meer of minder onderbouwde vertaling plaatsvinden?
3. hebben de gegevens betrekking op de betreffende verstoring, of op min of meer vergelijkbare verstoringen (alleen van toepassing bij visuele verstoring)

Bij de gegevens over het effect van verontreiniging wordt voldaan aan de tweede en derde vraag zodat bij de toekenning van onzekerheid alleen rekening gehouden hoeft te worden met het eerste aspect. Daarbij is gebruik gemaakt van het schema in Tabel 8.

Tabel 8 Onzekerheidsscore op basis van de passendheid van de beschikbare gegevens voor toxicanten in water

Score	passend
1	soort
2	- (komt niet voor)
3	soortsgroep
4	- (komt niet voor)
5	alle soorten

Voor de groep van visuele verstoring door de aanwezigheid van objecten is een specifieke uitwerking gemaakt, omdat hier met name ook het derde aspect van belang is. Als niets bekend is over de verstoring door boten kan een schatting gemaakt worden op basis van informatie over de verstoring door bijvoorbeeld wandelaars. Omdat de gekozen waarde hierdoor wel minder zeker wordt is de indeling van Tabel 9 gebruikt om dit zichtbaar te maken.

Tabel 9 Onzekerheidsscore op basis van de passendheid van de beschikbare gegevens voor visuele verstoring

score	soort	effect	verstoring
1	soort	direct bruikbaar	juist
2	soortgroep	direct bruikbaar	juist
3	soort	niet direct bruikbaar	juist
4	soortgroep	niet direct bruikbaar	vergelijkbaar
5	soortgroep	niet direct bruikbaar	vergelijkbaar

Voor de overige verstoringen is een indeling gemaakt op grond van de eerste twee aspecten die bepalen in hoeverre de gegevens passend zijn (Tabel 10).

Tabel 10 Onzekerheidsscore op basis van de passendheid van de beschikbare gegevens van verstoringen anders dan toxicanten in water en visuele verstoring

score	soort	effect
1	soort	direct bruikbaar
2	soortgroep	direct bruikbaar
3	soort/soortgroep	niet direct bruikbaar
4	alles	direct bruikbaar
5	alles	niet direct bruikbaar

Variatie

Hoewel de variatie in beginsel het enige aspect is van de onzekerheid dat daadwerkelijk gekwantificeerd kan worden zou het in het kader van dit project veel te ver voeren om dat ook daadwerkelijk te doen. Bij variatie wordt met name gedacht aan een verandering van de parameterwaarde onder invloed van het seizoen, de temperatuur, het zoutgehalte, de mobiliteit van de onderzochte organismen en de mogelijkheid tot adaptatie. Eigenlijk zou alleen voor de verstoring 'verontreiniging' een kwantificering van de variatie op basis van een gegevens-analyse mogelijk zijn. Dit zou echter een zeer scheef beeld opleveren

omdat voor sommige stoffen heel veel en voor andere zo goed als geen gegevens beschikbaar zijn, terwijl aan de andere kant de in het laboratorium gemeten variatie geen goede afspiegeling is van de daadwerkelijk in het veld optredende variatie (als gevolg van een verschil in omstandigheden door standaardisatie van laboratoriumexperimenten). Omdat er op dit moment nog geen duidelijke, kwantitatieve, aanwijzingen zijn voor een relatie tussen het type stof of de soortgroep en de variatie in gevoeligheid is bij ‘verontreiniging’ voor alle stof-soort combinaties een onzekerheid als gevolg van variatie met een score 3 ingevuld. Voor de overige verstoringen is voor dit aspect het schema in Tabel 11 als leidraad gebruikt.

Tabel 11 Onzekerheidsscore op basis van de verwachte (natuurlijke) variatie van de verstoringen anders dan toxicanten

Score	Variatie
1	geringe variatie door omstandigheden
2	duidelijke variatie door omstandigheden
3	matige variatie
4	sterk afhankelijk van levensstadium
5	duidelijke seizoenscyclus (broed/zoog)

Hierbij valt op te merken dat de, niet seizoensgebonden, variatie als gevolg van verschillen in omstandigheden (temperatuur en zoutgehalte) voor het relatief stabiele zeemilieu veel minder belangrijk zijn dan variatie als gevolg van het levensstadium van het organisme of de seizoenscyclus.

3. Het kwantificeren van verstoring-effect relaties.

3.1 Chemische verontreiniging: Toxicanten in water

3.1.1 Gegevens

Over het effect van in het water aanwezige toxicanten op de daar eveneens aanwezige biota zijn relatief veel gegevens beschikbaar. Voor een groot aantal stoffen is de dosis-effect relatie in laboratorium toetsen vastgesteld. Probleem is wel dat de in de Noordzee voorkomende (AMOEBE- en/of RAM-)soorten over het algemeen andere zijn dan de in het laboratorium getoetste soorten. Als uitgangspunt voor de schatting van de effecten van geselecteerde stoffen (Schobben *et al.*, 1992) is het TNO gegevensbestand MARITOX gebruikt. Alleen in het geval van een gebrek aan voldoende representatieve gegevens is met een beperkte zoekactie via AQUIRE en het consulteren van TNO experts getracht het gegevensbestand aan te vullen. De gepresenteerde resultaten hebben betrekking op de gegevens die in september 1993 beschikbaar waren. Naderhand is gebleken dat het voor een aantal stoffen niet mogelijk is de potentiële blootstelling in de Noord- en Waddenzee realistisch te kunnen schatten, waardoor een verdere beperking van stoffen is gemaakt welke in de uiteindelijke berekeningen worden betrokken (Karman *et al.*, in prep.). In dit rapport worden evenwel gegevens gepresenteerd van de uitgebreidere lijst.

De toxiciteitsgegevens zijn in principe alleen afkomstig uit testen waarbij letale effecten zijn onderzocht. Effecten op reproductie zijn berekend door gebruikmaking van een vaste verhouding tussen de LC_{50} en de $NOEC_{(reproductie)}$ (hier gelijk gesteld aan de EC_5) welke empirisch is bepaald (Heger *et al.*, 1995). Alleen in die soort-stofcombinaties waarvoor duidelijke aanwijzingen bestaan dat deze relatie sterk afwijkt zijn specifieke gegevens gebruikt voor de schatting van reproductie-effecten. Daarnaast is ook voor de helling van de dosis-effectrelatie, weergegeven door parameter c in de logistische functie, een empirisch vastgestelde waarde gebruikt (Smit *et al.*, 1995).

In één geval is van deze strategie afgeweken. Het betreft soort-stof combinaties of stoffen waarvoor een duidelijke afwijking voor deze verhoudingen is aangetoond. Het betreft het effect van TBT bij de Purperslak (en verwante slakken), welke reeds bij zeer lage concentraties effecten op de reproductie teweegbrengen. Voor deze soort is uitgegaan van een EC_5 van $0.01 \mu\text{g.l}^{-1}$ (en een daaruit berekende LC_{50} van $0.4 \mu\text{g.l}^{-1}$). In principe is een afwijking als bij TBT ook te verwachten van mutagene/carcinogene stoffen zoals PAK's. Vooralnog zijn hiervoor nog geen specifieke waarden ingevuld.

Aangenomen is dat alle toxiciteitsgegevens betrekking hebben op opgeloste concentraties. Redenen zijn dat de meeste toxiciteitgegevens betrekking hebben op experimenten met lage deeltjesconcentraties en de concentratie van deeltjes in de

meeste gebieden van de Noordzee ook laag zijn. Met name voor acute toxiciteitsexperimenten, waarin geen voedsel wordt toegediend, is deze aanname geldig. Voor langdurigere (chronische) toetsen kan toediening van voedsel leiden tot een verlaging van de opgeloste concentratie, resulterend in een verlaging van de blootstellingsconcentratie. Voor sterk bindende stoffen kan juist een verhoging (via voedselopname) van de blootstellingsconcentratie optreden.

Er zijn zowel gerapporteerde als uit basisgegevens berekende LC_{50} 's gebruikt. Hoewel strikt genomen niet juist, zijn bij waarden van de effectconcentraties vermeld als "groter dan (>)" of "kleiner dan (<)", de vermelde waarden gebruikt voor de berekening van LC_{50} 's.

Vanwege de geringe beschikbaarheid van specifieke gegevens voor AMOEBE-soorten is een strategie gehanteerd waarbij gegevens van een steeds grotere taxonomische eenheid zijn gebruikt voor het schatten van de LC_{50} . De hierdoor toenemende onzekerheid van de parameterwaarde is gekwantificeerd in de onzekerheidsschatting ten aanzien van het onderdeel "passen" (zie 2.5).

- In eerste instantie is gebruik gemaakt van specifieke toxiciteitsgegevens voor de AMOEBE-soorten (zie ook het rapport over "ecotoxicologische profielen van AMOEBE-soorten", Kaag *et al.*, 1992). Indien een bron meerdere LC_{50} -waarden voor een soort bevat is hiervan eerst het geometrisch gemiddelde bepaald. Vervolgens is het geometrisch gemiddelde voor een soort berekend op basis van het geometrische gemiddelde van de beschikbare bronnen.
- Als voor een AMOEBE soort geen enkele LC_{50} gevonden kon worden, zijn in principe alle gegevens (voor zowel zoet- als zoutwatersoorten) gebruikt van soorten die tot dezelfde taxonomische groep behoren (zie Tabel 12). (In de plaats van *Heteromastus*, waarvoor geen toxiciteitsgegevens voorhanden zijn, is echter de bekende toetssoort *Capitella capitata* gebruikt. Deze polychaete worm heeft een vergelijkbare levenswijze als *Heteromastus* en komt ook in Nederland voor. Er is uit gegaan van een identieke gevoeligheid van de twee soorten, waardoor de gegevens van *Capitella* geïnterpreteerd zijn alsof deze *Heteromastus* betroffen). De toegepaste taxonomische groepsindeling is gebaseerd op systematische verwantschap, met enkele kleine afwijkingen. Deze afwijkingen zijn gebaseerd op de levenswijze en komen er vooral op neer dat embryonale en larvale stadia zijn uitgesloten. De embryonale en larvale stadia van crustaceën zijn toegevoegd aan de groep zooplankton. De geometrische gemiddelde LC_{50} van een taxonomische groep is gebaseerd op de geometrische gemiddelde LC_{50} 's van afzonderlijke soorten.
- Omdat zelfs op deze manier voor sommige soort/stof combinaties geen enkele LC_{50} kan worden afgeleid, is tevens een geometrisch gemiddelde bepaald op basis van beschikbare LC_{50} 's van alle gegevens (voor verschillende taxonomische groepen) voor die stof (zie Tabel 13). Ook deze algemene LC_{50} -waarde is gebaseerd op geometrisch gemiddelde LC_{50} 's.

Op de toxiciteitsgegevens is geen correctie toegepast op basis van variatie in toetsomstandigheden, zoals verschillen in temperatuur, saliniteit, pH, leeftijd van

organismen *et cetera*. Door uit te gaan van een geometrisch gemiddelde is het effect van sterk afwijkende LC₅₀-waarden beperkt.

*Tabel 12 Geometrisch gemiddelde (GM) LC₅₀'s in µg.l⁻¹ (opgeloste stof) per taxonomische groep. (n = aantal LC₅₀'s waarop geometrisch gemiddelde bepaald is).
Stoffen welke in de uiteindelijke effectberekening worden betrokken zijn aangemerkt met *.*

Stof	Vissen	Stekel- huidigen	Weekdieren	Holtedieren	Bentische kreeft- achtigen	Annelide wormen	Algen en vegetatie	Zooplankton
Acrylonitril	24214 (38)				6000 (1)	66500 (1)		
Aniline	65376 (29)		282843 (3)	406000 (2)	60724 (3)	584808 (2)		339 (13)
Atrazine*	20762 (36)				3960 (3)	7898 (2)		1980.8 (7)
Azinfos*	63.4 (110)				5.4 (23)			8.5 (21)
Cadmium*	19715 (73)	2143 (3)	6012 (36)	19 (1)	1178 (92)	4464 (41)	16916 (4)	680 (48)
Chroom*	66500 (1)		83332 (3)		32025 (2)	5449 (7)	1036 (8)	6201 (3)
DNOC*	351 (10)				1100 (1)	5800 (1)		652 (11)
Endosulfan*	0.7 (4)	269 (1)						
Ethyleendichloride	86629 (1)				65000 (1)	600000 (2)		140676 (16)
HCH*	53.9 (53)		965 (12)		26.2 (50)	219 (6)		312 (9)
Hexachloorbenzeen*	3151 (5)							16 (1)
Hexachloorethaan	1386 (37)				2700 (1)			5855 (17)
Koper*	1015 (58)		438 (67)		523 (41)	215 (11)	41.3 (30)	135 (25)
Kwik*	553 (8)		13719 (31)		180 (35)	76 (10)	17.7 (35)	29.3 (50)
Lood*	1694 (13)		2731 (7)		443 (4)	5433 (20)	729 (9)	640 (4)
Malathion*	209 (42)		6000 (1)		114 (18)			665 (1)
Minerale olie*	3850 (53)		1590 (9)		7392 (135)	4833 (15)	11920 (49)	10350 (10)
Nikkel*	64330 (7)				34174 (4)	1004 (3)	1656 (10)	6822 (5)
PAK's (som 12)*	1313 (14)		3194 (2)		174 (7)	818 (6)	7039 (3)	2.6 (9)
Parathion*	875 (161)		2480 (13)		9.1 (47)	4215 (4)		0.8 (46)
PCB's*	3.6 (8)		10.2 (2)		6.8 (23)		30 (11)	
Pentachloorfenol*	27.3 (13)		454 (27)		2466 (32)	884 (18)	1376 (7)	239 (12)
Tributyltin*	12 (18)		22.2 (13)		3.4 (9)		5.9 (4)	1.3 (4)
Trifenylytin	112.1 (24)		220 (14)		276 (7)			26.8 (5)
Zink*	35810 (11)		7025 (11)		17088 (16)	2828 (25)	2330 (28)	818 (24)

Tabel 13 Geometrisch gemiddelde LC_{50} 's (GM) in $\mu\text{g.l}^{-1}$ (opgeloste stof) op basis van alle beschikbare LC_{50} 's voor stoffen, met n =aantal gegevens en s =aantal soorten waarop deze LC_{50} gebaseerd is. Stoffen welke in de uiteindelijke effectberekening worden betrokken zijn aangemerkt met *.

Stof	n	s	GM
Acrylonitril	43	14	22157
Aniline	53	22	42630
Atrazine*	48	23	14148
Azinfos*	155	26	32.2
Cadmium*	297	70	11951
Chroom*	24	13	9865
DNOC*	23	7	737
Endosulfan*	5	4	2.9
Ethyleendichloride	30	11	112551
HCH*	130	43	66.4
Hexachloorbenzeen*	7	7	762
Hexachloorethaan	55	11	2486
Koper*	211	68	380
Kwik*	169	52	127
Lood*	57	21	1547
Malathion*	62	21	218
Minerale olie*	680	85	4813
Nikkel*	29	13	11926
PAK's (som 12)*	41	30	177
Parathion*	271	49	234
PCB's*	44	13	12.6
Pentachloorfenol*	82	30	733
Tributyltin*	41	41	9.8
Trifenyyltin	53	20	123
Zink*	115	41	3690

Voor individuele PAK's is het aantal beschikbare gegevens te beperkt om betrouwbare gemiddelde LC_{50} 's te berekenen (Tabel 14). De geometrisch gemiddelde LC_{50} 's vertonen onderling een zeer grote variatie (van $0.2 \mu\text{g.l}^{-1}$ voor benzo(y)peryleen tot $3937 \mu\text{g.l}^{-1}$ voor fluoreen), welke grotendeels het gevolg is van verschillende typen gegevens (specifieke mariene soorten versus standaard *Daphnia* gegevens). Vergelijkbare experimenten, wat betreft de getoetste soort en toetsomstandigheden, vertonen slechts geringe variatie in toxiciteit tussen individuele PAK's. Het geometrisch gemiddelde van alle PAK's tezamen bedraagt $62.9 \mu\text{g.l}^{-1}$.

Tabel 14 Geometrisch gemiddelde LC_{50} waarden in $\mu\text{g.l}^{-1}$ (opgeloste stof) van PAK's voor soortgroepen met tussen haakjes het aantal gegevens (soorten) waarop deze zijn gebaseerd.

PAK	Alle gegevens	Algen	Annelide wormen	Kreeft-achtigen	Zoo-plankton	Weekdieren	Vissen
Acenafteen	14798 (14)					2040 (1)	1387 (13)
Fluoreen	3937 (2)	15500 (1)	1000 (1)				
Antraceen	316 (2)			20 (1)		5000 (1)	
Fenantreen	361 (7)	500 (1)	600 (1)	308 (4)	150 (1)		
Fluoranteen	436 (4)	45000 (1)	500 (1)	40 (1)	40 (1)		
Benz(a)antraceen	26 (3)				4.2 (2)		1000 (1)
Chryseen	128 (3)		1000 (1)	3000 (1)	0.7 (1)		
Peryleen	0.7 (1)				0.7 (1)		
Benzo(k)fluoranteen	1.4 (1)				1.4 (1)		
Benzo(a)pyreen	1000 (1)		1000 (1)				
Dibenzo(a,h)antraceen	20 (2)		1000 (1)		0.4 (1)		
Benzo(ghi)peryleen	0.2 (1)				0.2 (1)		

Voor enige achtergrondinformatie over de ecotoxicologische gegevens betreffende AMOEBE-soorten en hun verwanten wordt hier korthedshalve verwezen naar het eerder verschenen RAM-rapport "Ecotoxicologische profielen van AMOEBE-soorten" (Kaag *et al.*, 1992).

3.1.2 Keuze functie en inschatting parameterwaarden

Het verband tussen blootstelling aan toxicanten in het water en het optredende effect wordt beschreven door middel van een logistische functie (zie 2.4). De parameters van deze functie zijn:

m = geometrisch gemiddelde EC_{50}

c = helling van de functie (als constante beschouwd met waarde 2.9, zie onder)

De mediane gevoeligheid van een soort voor een stof wordt geschat op basis van het geometrisch gemiddelde van de beschikbare LC_{50} 's, omdat het geometrisch gemiddelde de beste schatter is voor de mediaan van een log-normale verdeling en de gevoeligheid van soorten over het algemeen log-normaal verdeeld is.

De waarde van c geeft de steilheid van de helling van de logistische dosis-effect curve weer. Anders uitgedrukt komt dit neer op de verhouding tussen de $E(L)C_{50}$ en de $E(L)C_5$, waarbij de laatste als NOEC wordt geïnterpreteerd. Deze helling is voor een groot aantal uiteenlopende stoffen onderzocht voor algen, kreeftachtigen, weekdieren en vissen (Smit *et al.*, 1995). De mediane verhouding tussen de EC_{50} en de EC_5 van deze gegevensset, welke voornamelijk (86%) uit acute mortaliteitstoetsen bestaat, bedraagt 2.9, waarbij 90% van de verhoudingen tussen 1.43 en 46.8 ligt en dus nogal kan variëren. Hier wordt uitgegaan van de mediane verhouding met de waarde van 2.9.

Met behulp van variantie-analyse is de variatie als gevolg van verschillen in soortgroep, stofgroep (metalen en niet-metalen) en herkomst (van de gegevens) onderzocht, welke respectievelijk 32%, 8% en 4% bedroeg. De verhouding EC_{50}/EC_5 van algen en kreeftachtigen, respectievelijk 7.2 en 3.3, blijkt significant hoger dan die voor vissen en weekdieren, respectievelijk 1.9 en 1.8. Deze verschillen hangen mogelijk samen met de (korte) blootstellingsduur, welke voor algen en kreeftachtigen meer chronisch is ten opzichte van de totale levensduur dan voor weekdieren en vissen. Hierdoor is ook de kans op effecten tijdens ingrijpende fysiologische processen groter en zouden er ook verschillende levensstadia binnen de testpopulatie kunnen voorkomen. Daarnaast kan het grotere buitenoppervlak tot een heterogenere interne concentratie kunnen leiden.

Recent is door Heger *et al.* (1995) de relatie tussen acute LC_{50} en semi-chronische NOEC waarden uit testen met vis (6 soorten) en de (zoetwater) watervlo *Daphnia magna* onderzocht. De onderzochte effecttypen betreffen voor de acute EC_{50} waarde 50% immobiliteit voor kreeftachtigen (*Daphnia*) en 50% sterfte bij vis. De NOEC-waarden betreffen effecten op reproductie en lengte voor *Daphnia* en sterfte, gedrag en groei bij vis. Uit de gegevens voor acute effecten (EC_{50}) en de effecten na langere blootstellingstijd is een ratio afgeleid, welke aangeeft in hoeverre de acute effecten voorspellend zijn voor de effecten op langere termijn. Deze ratio wordt de "Acute to Prolonged Ratio" (APR) genoemd.

De ratio $LC_{50}/NOEC$, de "Acute to Prolonged Ratios" (APR), geven voor *Daphnia* derhalve integraal de in dit rapport gehanteerde verhoudingen $LC_{50}-EC_{50}$ en $E(L)C_{50}-NOEC$ weer. Bij vissen is dit strikt genomen niet het geval, omdat het hier niet om een vergelijking van toxiciteitsgegevens gaat die exclusief betrekking hebben op dezelfde soort.

Helaas is bij de uitgevoerde analyse uitgegaan van de laagst gevonden waarden voor zowel de EC_{50} 's als de NOEC's. Hierdoor neemt de APR sterk af bij toename van het aantal beschikbare gegevens, welke voor de EC_{50} 's groter zijn dan voor NOEC's. Er werden zelfs negatieve APR vastgesteld, waarbij de laagst gevonden EC_{50} dus lager is dan de laagst gevonden NOEC. Dit was met name het geval indien de vissoort voor beide effecttypen verschilde.

De APR varieert tussen 0.001 en 142276 op basis van gemiddelde waarden, welke overigens sterk door uitbijters beïnvloed worden. Voor 85% van de gevallen bedraagt de APR minder dan 100 (gehanteerd door de European Chemical Act), voor 72% is dat minder dan 40 (voorgesteld door ECETOC). Gebleken is verder dat de APR voor *Daphnia* van pesticiden (actieve stof) lager is dan die voor "bestaande chemicaliën", geproduceerd of geïmporteerd voor 1982, en "nieuwe chemicaliën", vanaf 1982. In Tabel 15 wordt een overzicht van de vastgestelde mediane APR gegeven.

De APR blijkt niet samen te hangen met de wateroplosbaarheid of de logPow van de stoffen. Wel blijkt deze laag is voor sterk giftige stoffen (bv. insecticiden voor

Daphnia). Hieruit kan worden afgeleid dat het maximale effect al binnen korte blootstellingstijd benaderd wordt. Er bestaat geen correlatie tussen de APR van Daphnia en die voor vissen en extrapolatie van toxiciteitsgegevens tussen deze groepen wordt daardoor niet geldig geacht (Heger *et al.*, 1995). Door de organisatie ECETOC is een vergelijkbaar onderzoek uitgevoerd, waarbij de mediane APR voor 90% van de gevallen lager dan 40 bleek (ECETOC, 1993a). Later werd een lagere waarde van 28 toegepast bij risico analyse (ECETOC, 1993b).

Hoewel de "prolonged" toxiciteitstesten niet direct een effect op de reproductie (in termen van een vermindering van het aantal nakomelingen of sterfte onder de juvenielen) weergeven, wordt dit effecttype wel benadert.

Voor de soort-stof combinaties wordt uitgegaan van een vaste verhouding tussen de E(L)C₅₀ en de E(L)C₅ van **2.9** (Smit *et al.*, 1995) en een verhouding tussen de LC₅₀ en EC₅ van **40** (ECETOC, 1993a; Heger *et al.*, 1995). De verhouding tussen de LC₅₀ en EC₅₀ is derhalve op **14** gesteld. In beide verhoudingen bestaat echter een zeer grote variatie, waardoor zowel onderschattingen als overschattingen van de effecten ontstaan.

Tabel 15 De mediane "Acute to Prolonged Ratios (APR), lage en hoge kwartielen (Q1 en Q3) en aantal gegevens (n) voor vissen en Daphnia.

Stofgroep	Vissen				Daphnia			
	APR	Q1	Q3	n	APR	Q1	Q3	n
nieuwe chemicaliën	4	1	55	25	33	4	100	39
bestaande chemicaliën	-	-	-	-	25	8	65	94
fungiciden	8	3	29	36	26	5	75	32
herbiciden	7	2	32	63	9	3	75	59
insecticiden	6	3	25	35	3	0	22	35
overige pesticiden	6	2	30	146	9	2	54	141

In Tabel 16 is de schatter voor *m* (letaal) voor de relevante soort-stof combinaties gegeven. De vetgedrukte getallen zijn gebaseerd op een geometrisch gemiddelde van de LC₅₀ waarden voor de AMOEBE soort zelf. Ook het aantal gegevens waarop het gemiddelde is gebaseerd is daarbij aangegeven. De normale gedrukte getallen zijn gebaseerd op een schatting van *m* uit gegevens voor de soortgroep (zie ook Tabel 12). De klein en cursief gedrukte getallen betreffen een schatting van *m* uit alle beschikbare gegevens voor de stof (zie ook Tabel 13).

Tabel 16 De per soort ingeschatte waarde van *m* (LC₅₀ in µg.l⁻¹) voor opgeloste toxicanten in water. Waarden die betrekking hebben op gegevens over de soort zelf zijn **vet** aangegeven. Waarden voor alle gegevens zijn cursief afgebeeld en de overige (normaal weergegeven) waarden hebben betrekking op gegevens voor de groepen. Alleen de met * aangemerkte stoffen worden bij de uiteindelijke berekening van effecten meegenomen. Zie volgende pagina.

	Steur	Haring	Roggen	Kabeljauw	Schol	Zandspiering	Zeeklitt	Nonnetje	Mossel	Strandgaper	Kokkel	Purperslak	Noordkromp	Zeeanjelier	Garnaal	Zeekreeft	Zwemkrab	Draadwormen	Goudkammetje	Suikerwier	Groefwier	Zeesla	Totaal algen	Holoplankton	Zeegras	Kwelder	
Acrylonitril	24214	24214	24214	24214	24214	24214	22157	22157	22157	22157	22157	22157	22157	22157	6000	6000	6000	66500	66500	22157	22157	22157	22157	10266	22157	22157	
Aniline	65376	65376	65376	65376	65376	65376	42630	282843	282843	282843	282843	282843	282843	282843	42630	60724	60724	60724	584808	584808	42630	42630	42630	42630	339	42630	42630
Atrazine*	20762	20762	20762	20762	20762	20762	14148	14148	14148	14148	14148	14148	14148	14148	3960	3960	3960	7898	7898	14148	14148	14148	14148	94	14148	14148	
Azinfos*	63.4	63.4	63.4	63.4	63.4	63.4	32.2	32.2	32.2	32.2	32.2	32.2	32.2	32.2	5.4	5.4	5.4	32.2	32.2	32.2	32.2	32.2	32.2	8.5	32.2	32.2	
Cadmium*	19715	14000	19715	19715	19715	19715	2143	6012	2191	1525	6012	6012	6012	19	627	1178	1178	880	4464	16916	16916	16916	16916	398	16916	16916	
Chroom*	86500	86500	86500	86500	86500	86500	9865	83332	83332	83332	215000	83332	83332	9865	100000	32025	32025	5449	5449	1036	1036	1036	1036	19270	1036	1036	
DNOC*	351.3	351.3	351.3	351.3	351.3	351.3	736.6	736.6	736.6	736.6	736.6	736.6	736.6	736.6	1100.0	1100.0	1100.0	5800.0	5800.0	736.6	736.6	736.6	736.6	652.3	736.6	736.6	
Endosulfan*	0.7	0.7	0.7	0.7	0.7	0.7	269.0	2.9	2.9	2.9	2.9	2.9	2.9	2.9	2.9	2.9	2.9	2.9	2.9	2.9	2.9	2.9	2.9	2.9	2.9	2.9	
Ethyleendichloride	86629	86629	86629	86629	86629	86629	112551	112551	112551	112551	112551	112551	112551	112551	65000	65000	65000	600000	600000	112551	112551	112551	112551	140676	112551	112551	
HCH*	53.9	53.9	53.9	53.9	53.9	53.9	66.4	964.5	3199.0	964.5	964.5	964.5	964.5	66.4	7.0	26.2	26.2	219.3	219.3	66.4	66.4	66.4	66.4	311.9	66.4	66.4	
Hexachloorbenzeen*	3151	3151	3151	3151	3151	3151	762	762	762	762	762	762	762	762	762	762	762	762	762	762	762	762	762	762	16	762	762
Hexachloorrethaan	1386	1386	1386	1386	1386	1386	2486	2486	2486	2486	2486	2486	2486	2486	2700	2700	2700	2486	2486	2486	2486	2486	2486	2486	5855	2486	2486
Koper*	1015.3	172.3	1015.3	1015.3	1015.3	1015.3	380.0	345.0	136.0	86.0	1000.0	438.2	438.2	380.0	898.0	560.0	523.3	193.0	215.0	41.3	41.3	41.3	41.3	134.8	41.3	41.3	
Kwik*	553.0	553.0	553.0	553.0	553.0	553.0	126.9	13718.6	161.0	4.0	9600.0	13718.6	13718.6	126.9	1413.0	69.0	179.5	4405.0	76.0	17.7	17.7	17.7	17.7	21.3	17.7	17.7	
Lood*	1694	1694	1694	1694	17297	1694	1547	2731	538	8800	2731	2731	2731	1547	1843	443	443	5433	5433	729	729	729	729	60000	640	729	729
Malathion*	209	209	209	209	209	209	218	6000	6000	6000	6000	6000	6000	218	120	114	114	218	218	218	218	218	218	218	665	218	218
Minerale olie*	3850	1862	3850	3850	3850	3850	4813	1590	233	1590	1590	1590	1590	4813	737	7392	7392	4833	4833	11920	11920	11920	11920	10350	11920	11920	
Nikkel*	64330	64330	64330	64330	64330	64330	11926	11926	11926	11926	11926	11926	11926	11926	220000	34174	34174	1004	1004	1656	1656	1656	1656	1656	6000	1656	1656
PAK's*	1313.2	1313.2	1313.2	1313.2	1313.2	1313.2	176.5	3193.7	3193.7	3193.7	3193.7	3193.7	3193.7	176.5	173.7	173.7	173.7	818.2	818.2	7038.9	7038.9	7038.9	7038.9	2.6	7038.9	7038.9	
Parathion*	875.1	875.1	875.1	875.1	875.1	875.1	234.2	2480.0	2480.0	2480.0	2480.0	2480.0	2480.0	234.2	4.0	9.1	9.1	4215.4	4215.4	234.2	234.2	234.2	234.2	0.8	234.2	234.2	
PCB's*	3.6	3.6	3.6	3.6	3.6	3.6	12.6	10.2	10.2	10.2	10.2	10.2	10.2	12.6	14.5	6.8	6.8	12.6	12.6	30.0	30.0	30.0	30.0	9.9	12.6	30.0	
Pentachloorfenol*	27.3	27.3	27.3	27.3	144.2	27.3	732.6	454.1	454.1	454.1	454.1	454.1	454.1	732.6	2715.0	2466.0	2466.0	883.5	883.5	1375.5	1375.5	1375.5	1375.5	1375.5	136.8	1375.5	
Tributyltin*	12.0	12.0	12.0	12.0	12.0	12.0	9.8	22.2	22.2	22.2	22.2	22.2	0.4	22.2	9.8	3.4	3.4	9.8	9.8	5.9	5.9	5.9	5.9	5.9	1.3	5.9	
Trifenyyltin	112.1	112.1	112.1	112.1	112.1	112.1	123.0	219.9	219.9	219.9	219.9	219.9	219.9	123.0	276.3	276.3	276.3	123.0	123.0	123.0	123.0	123.0	123.0	26.8	123.0	123.0	
Zink*	35810	35810	35810	35810	35810	35810	3690	246905	5750	2190	220000	7025	7025	3690	14400	17088	17088	2828	2828	2330	2330	2330	2330	1212	2330	2330	

3.2 Chemische verontreiniging: Toxicanten in voedsel

3.2.1 Gegevens

De blootstelling aan toxische stoffen voor vogels en zoogdieren vindt voornamelijk plaats via het voedsel. Omtrent de toxiciteit van contaminanten die via het voedsel worden opgenomen zijn voor de geselecteerde AMOEBE-soorten echter nauwelijks gegevens voorhanden (Kaag *et al.*, 1992). Voor een gering aantal stoffen zijn MTC's afgeleid (Jonkers & Everts, 1992), waarbij een toxische dosis via een bioconcentratiefactor (BCF) wordt terug gerekend naar een daarbij behorende waterconcentratie (Romijn *et al.*, 1991, van de Plassche *et al.*, 1991). Een NOEC voor de toxische dosis wordt hierbij afgeleid uit beschikbare toxiciteitsgegevens voor veel gebruikte vogelsoorten (zoals kip en kwartel) en zoogdieren (o.a. rat, muis, konijn). Omdat het voedsel van deze toetsdieren niet overeenstemt met dat van (mariene) predatoren, is een correctie toegepast op basis van de energetische waarde van het gebruikte voedsel en de energiebehoefte van toets- en veldsoorten (Everts *et al.*, 1992).

Voortgaand op de methode van Everts *et al.* (1992), welke verder ontwikkeld is door van de Plassche (1994), is door Jongbloed *et al.* (1995) een voedselketen-model toegepast waarin het mogelijk is een NOEC (of MTC; maximaal toelaatbare concentratie) af te leiden voor een waterconcentratie die via successieve accumulatie in de voedselketen resulteert in een (NOEC) niveau in (zee)vogels en zeezoogdieren. De grenswaarde voor toxiciteit wordt ook in dit geval afgeleid uit beschikbare laboratoriumgegevens. Voor elke soort is het op deze wijze mogelijk om via analyse van de voedselketen een specifieke NOEC af te leiden. Deze methode is door Jongbloed *et al.* (1995) toegepast voor twee soorten, de visdief en de zeehond, en voor vijf stoffen, cadmium, methylnikwiel, lindaan, dieldrin en PCB153. De methode vereist kennis van de belangrijkste voedselketen(s) van de predator en de totale bioaccumulatie, dat wil zeggen opname zowel door bioconcentratie, biomagnificatie als bio-sediment accumulatie, voor elke stap naar een hoger trofisch niveau. Recent is een vergelijkbare methode toegepast om de risico's van bodemverontreiniging op natuurdoeltypen te schatten (Luttik *et al.*, 1997).

Voor correctie van laboratorium toxiciteitsgegevens (NOECs of EC₅₀'s uitgedrukt in mg toxische stof per kg voedsel) zijn gegevens nodig betreffende de calorische waarde van het voedsel van soorten vogels en zoogdieren in het veld ten opzichte van voedsel gebruikt in laboratoriumtoetsen, de assimilatie-efficiëntie van dit voedsel ten opzichte van laboratoriumvoedsel en de specifieke gevoeligheid van soorten of eventueel groepen van vogels en zoogdieren. Voor de assimilatie-efficiëntie en de gevoeligheid konden door Jongbloed *et al.* (1995) geen statistische verschillen worden aangetoond tussen laboratorium- en 'veld'-populaties en daarom werd voor deze factoren geen correctie toegepast (waarde van 1). De

metabole snelheid van vogels en zoogdieren in het veld is gemiddeld 2.5 maal hoger dan die onder laboratoriumcondities. Een correctiefactor van 0.4 werd daarom toegepast voor zowel vogels als zoogdieren. De interspecifieke verschillen worden door voorgaande aannames alleen veroorzaakt door het verschil in calorische waarde dat het geprefereerde voedsel heeft. In Tabel 17 is het voedsel van de AMOEBE-soorten ruw gekarakteriseerd en de calorische waarde ten opzichte van laboratoriumvoedsel (13.7 en 16.8 kJ/g voor vogels en zoogdieren, respectievelijk) omgerekend op basis van gegevens van Jongbloed *et al.* (1995). De toxiciteitswaarden (NOEC of EC₅₀) dienen met de correctiefactor vermenigvuldigd te worden om de specifieke waarden voor de soorten te berekenen; een lagere waarde impliceert dus een hogere gevoeligheid.

Tabel 17 Calorische waarde van verschillende voedseltypen (Uit Jongbloed et al., 1994), de samenstelling van het voedsel van AMOEBE-soorten en de berekende correctiewaarde t.o.v. laboratoriumvoedsel en de totale correctiefactor voor berekening van de specifieke NOEC uit laboratorium-toxiciteitsgegevens (inclusief factor 0.4 voor metabole snelheid).

Calorische waarde (kJ/g versgewicht)	3 Anneliden	4.4 Crustaceaan	3.8 Mollusken	6.2 Vissen	Totale Calorische waarde	Correctie factor	Totale Correctie factor
Zeehond				1.0	6.2	0.37	0.15
Bruinvis				1.0	6.2	0.37	0.15
Tuimelaar				1.0	6.2	0.37	0.15
Scholekster	0.4	0.2	0.4		3.6	0.26	0.11
Grote stern				1.0	6.2	0.45	0.18
Kluut	0.6	0.3	0.1		3.5	0.26	0.10
Zeekoet				1.0	6.2	0.45	0.18
Noordse stormvogel		0.4		0.6	5.5	0.40	0.16
Rotgans*							
Bonte strandloper	0.4	0.3	0.3		3.7	0.27	0.11
Strandplevier	0.4	0.3	0.3		3.7	0.27	0.11
Eidereend		0.3	0.7		4.0	0.29	0.12

* Rotgans is herbivoor; doorvergiftiging verwaarloosbaar geacht.

Veel toxiciteitsgegevens worden niet uitgedrukt op basis van de concentratie in het voedsel, maar op basis van een interne dosis (LD₅₀, NOEL), dat wil zeggen een hoeveelheid toxische stof per eenheid lichaamsgewicht. Om deze gegevens bruikbaar te maken binnen het doorvergiftigingsconcept dienen deze eerst omgezet te worden naar EC₅₀'s en NOEC's. Dit kan worden bewerkstelligd door te corrigeren voor de voedselinnamesnelheid en de blootstellingsduur van de toets. In formule:

$$LC_{50} = \frac{LD_{50}}{F_{int}}$$

Met, LC₅₀ de mediane letale concentratie in het voedsel (mg stof/kg voedsel), LD₅₀ de mediane letale dosis vastgesteld in het laboratorium voor een toetsdier (mg/kg

lichaamsgewicht) en F_{int} de voedselinnamesnelheid (kg voedsel/kg lichaamsgewicht per dag), welke verschilt per soort. De hoeveelheid voedsel per eenheid lichaamsgewicht is dus bepalend voor de verschillen in effecten tussen de soorten. Aangezien F_{int} wordt uitgedrukt als hoeveelheid per dag, dient ook de LD_{50} omgerekend te worden naar een bepaalde dosis per dag. In acute toxiciteitsexperimenten wordt meestal een eenmalige dosis gegeven. Na een bepaalde tijd worden de effecten van deze dosering vastgesteld. Voor vogels betreft deze tijdsduur (uitgaande van OECD guideline 206) 5 dagen en voor zoogdieren (OECD guideline 401) 14 dagen. De beschikbare LD_{50} 's worden daardoor gedeeld door 5 of 14 dagen voor respectievelijk vogels en zoogdieren. Aanname hierbij is dus dat een enkele hoge dosis hetzelfde effect geeft als een dagelijkse lage dosis.

De voedselinnamesnelheid (F_{int}) van de binnen RAM geselecteerde soorten is weergegeven in Tabel 18. De voedselinnamesnelheid is berekend op basisliteratuurgegevens voor lichaamsgewichten en dagelijkse voedselopname (Tabel 18). Voor de kluut en de noordse stormvogel zijn voor de voedselopname geen kwantitatieve gegevens gevonden. De voedselopname voor de kluut is daarom geïnterpoleerd vanuit de gegevens voor de andere steltlopers (scholekster, bonte strandloper en strandplevier), uitgaande van de volgende relatie tussen lichaamsgewicht (bw) en voedselopname (F_{int}); $F_{\text{int}} = a \cdot bw^{0.67}$, waarbij a een constante is, die voor de betreffende steltlopers gemiddeld 0.68 bedraagt en de macht 0.67 de oppervlakte-inhoud verhouding van ideale bolvormige lichamen weergeeft. Ook voor de noordse stormvogel is de voedselopname op een dergelijke wijze berekend. In dit geval is de waarde van a echter ingeschat als gemiddelde van alle vogelsoorten in de tabel, inclusief de kluut, en bedraagt 0.48. De voedselopname (F_{int}) die hieruit wordt berekend bedraagt 0.53, hetgeen lager is dan de voedselopname van de zwaardere scholekster en hoger is dan van de even zware zeezoet. Dit kan op basis van het type voedsel dat de noordse stormvogel gebruikt verwacht worden. Het type voedsel van de AMOEBE-soorten is bij toepassing van de methode echter 'gelijk' verondersteld.

Tabel 18 *Lichaamsgewicht, voedselopname en de daaruit berekende voedselinnamesnelheid F_{int} (mg voedsel/ kg lichaamsgewicht) van zoogdieren en vogels binnen RAM.*

	Lichaamsgewicht		Voedselopname per dag		F_{int}
	(kg)	BRON	(kg)	BRON	
Zeehond	70	Reijnders	6	Markussen <i>et al</i> '90	0.09
Bruinvis	50	Mohl-Hansen '54	8	Kayes '85	0.16
Tuimelaar	250	Mitchell '75	20	Kayes '85	0.08
Scholekster	0.55	Lambeck <i>et al.</i> '91	0.40	Anonymous '88	0.73
Grote stern	0.23	Brenninkmeijer & Stienen '92	0.05	Brenninkmeijer & Stienen '92	0.22
Kluut	0.28	Cramp & Simmons '83	0.29	berekend (zie tekst)	1.05
Zeekoet	0.75	TNO	0.25	Anonymous '88	0.33
Noordse stormvogel	0.75	Cramp & Simmons '83	0.40	berekend (zie tekst)	0.53
Rotgans	1.50	Cramp & Simmons '83	0.75	Anonymous '88	0.50
Bonte strandloper	0.05	Cramp & Simmons '83	0.09	Piersma <i>et al</i> '93	2.00
Strandplevier	0.05	Cramp & Simmons '83	0.09	Piersma <i>et al</i> '93	2.00
Eidereend	2.00	Milne '76	0.20	Meixner '86	0.10

Gebruik wordt gemaakt van laboratorium toxiciteitsgegevens voor zoogdieren en vogels, en van een vertaling van waterconcentraties naar gehalten in het voedsel van predatoren op basis van bioconcentratiefactoren (BCF's).

Vanwege de geringe beschikbaarheid van actuele veldconcentraties in voedselorganismen in het veld is binnen RAM-kader gekozen de blootstelling via het voedsel te berekenen uit gemodelleerde waterconcentraties. Hierbij worden alle voedselorganismen als één compartiment beschouwd en wordt een BCF-waarde toegepast voor de berekening vanuit de waterconcentratie. Er wordt dus geen onderscheid gemaakt in verschillende typen voedsel van organismen, noch van bioconcentratie via een voedselketen. De BCF-waarde is berekend uit beschikbare gegevens voor vissen, annelide wormen, kreeftachtigen en weekdieren.

Een korte zoekactie is uitgevoerd om BCF's voor de betreffende groepen van organismen te achterhalen. Hierbij is nadrukkelijk gebruik gemaakt van overzichtspublicaties. De BCF's van de in RAM-kader beschouwde stoffen zijn samengevat in Tabel 19.

Tabel 19 Geometrisch gemiddelde BCF-waarden op versgewicht-basis voor verschillende organismegroepen en voor alle groepen tezamen. De laatste waarde is toegepast voor berekening van de blootstellingsconcentratie.

Stof	Soortgroep				Niet gedefinieerde soortgroep	geometrisch gemiddelde BCF
	Ann	Cru	Mol	Vis		
Atrazine			5	5		5
Malathion				15	16	15
DNOC					31	31
Azinfos				40		40
Olie				50		50
PCP	4701	1	120	28		55
Lood	285	492	40	21		104
Endosulfan		164	37	293		122
Chroom	212		221	40		123
Lindaan	460	55	134	648		217
Cadmium	709	44	495			249
Parathion				316	200	251
TFT				799		799
Koper	326	7370	918	217		832
Kwik	626	1698	1182	992		1057
Zink	507	223	6058	4180		1301
TBT			4848	1445	2600	2631
HCB		3318	4943	3000		3664
B(a)P	6790	55000	1803	561		4409
Fluorantheen	4900	80000	5814	240		4836
PCB	360000		245520	3200000		656417
tot. PAK						¹⁾
Nikkel						²⁾

1) Geen BCF bepaald

2) Geen gegevens verzameld, bioconcentratie naar verwachting laag.

3.2.2 Keuze functie en inschatting parameterwaarden

Analoog aan de blootstelling aan toxicanten aan water worden de effecten beschreven door middel van een logistische functie, met de parameters m (= geometrisch gemiddelde EC_{50}) en c (als constante beschouwd met waarde 2.9, zie onder).

Voor vogels en zoogdieren afzonderlijk zijn toxiciteitsgegevens gezocht betreffende de voedselconcentratie (LC_{50} en NOEC; Tabel 20, boven) en de dosis (LD_{50} en NOEL, Tabel 20, onder). Omdat bij de meeste stoffen de verschillen tussen de gegevens voor vogels en zoogdieren relatief klein waren zijn bij het ontbreken van gegevens voor de ene groep de waarden voor de andere groep toegepast. Indien geen NOEL, maar wel een LD_{50} beschikbaar was, of vice versa, dan is een correctie-factor van 267 toegepast op basis van het geometrisch gemiddelde verschil tussen $LD_{50}/NOEL$, zoals door Kramer *et al.* (1995) is vastgesteld op basis van 244 stoffen. Deze ratio blijkt echter zeer variabel (95

percentiel is 10000). Er zijn geen veiligheidsfactoren toegepast in het geval van een gering aantal data. Voor de helling van de dosis-effect relatie worden dezelfde waarden gebruikt als voor watertoxiciteit; $E(L)D_{50}/E(L)D_5 = 2.9$

De LD_{50} 's en NOEL's van Tabel 20 dienen gecorrigeerd te worden door deling door *Fint* voor de betreffende soorten (Tabel 18). De LC_{50} 's en NOEC's dienen te worden vermenigvuldigd met de specifieke correctie-factoren van Tabel 17.

Tabel 20 Toxiciteitsgegevens voor toxicanten in voedsel. Gepresenteerd zijn LC_{50} 's berekend uit $LD_{50}/Fint$ (boven), $NOEC$'s berekend uit $NOEL/Fint$ (tweede tabel van boven), LC_{50} 's gecorrigeerd voor metabole activiteit (tweede van onder) en $NOEC$'s gecorrigeerd voor metabole activiteit (onder). Vet aangegeven getallen zijn geldig voor de betreffende groep, normaal weergegeven getallen zijn geëxtrapoleerd vanuit de andere groep, cursief weergegeven getallen zijn berekend op basis van $LD50/NOEL=267$ (zie tekst)

LC50=LD50/Fint																				
Soort	Fint	Atrazine	Malathion	DNOC	Azinifos(-methyl)	Olie	PCP	Lood	α-Endosulfan	Chroom	Lindaan	Cadmium	Parathion(-ethyl)	Koper	(Methyl-)Kwik	Zink	TBT	HCB	PCB(153)	tot. PAK
Zoogdieren		109	46	3.0	1		27.1	25	7		10		0.5	42		45.1	13	423		
Zeehond	0.09	1206	512.2	33.6	11.87		301.6	274.9	74.45		108.2		5.052	464.3		501.3	140	4695		
Bruinvis	0.16	679	288.1	18.9	6.675		169.6	154.6	41.88		60.84		2.842	261.2		282	78.77	2641		
Tuimelaar	0.08	1357	576.2	37.8	13.35		339.3	309.3	83.76		121.7		5.683	522.3		563.9	157.5	5282		
Vogels		109	80	3.0	6.4		15	90	84		25		0.8	50		45	13	124		
Scholekster	0.73	149	110	4	9		21	123	115		34		1	68		62	17	170		
Grote stern	0.22	493	364	14	29		68	409	382		114		3	225		205	57	564		
Kluut	1.05	103	76	3	6		14	86	80		24		1	47		43	12	118		
Zeekoet	0.33	329	242	9	19		45	273	255		76		2	150		137	38	376		
Noordse stormvogel	0.53	205	151	6	12		28	170	159		47		1	93		85	24	234		
Rotgans	0.50	217	160	6	13		30	180	168		50		2	99		90	25	248		
Bonte strandloper	2.00	54	40	2	3		8	45	42		12		0	25		23	6	62		
Strandplevier	2.00	54	40	2	3		8	45	42		12		0	25		23	6	62		
Eidereend	0.10	1086	800	30	64		150	900	840		250		8	495		451	126	1240		

NOEC=NOEL/Fint																				
Soort	Fint	Atrazine	Malathion	DNOC	Azinifos(-methyl)	Olie	PCP	Lood	α-Endosulfan	Chroom	Lindaan	Cadmium	Parathion(-ethyl)	Koper	(Methyl-)Kwik	Zink	TBT	HCB	PCB(153)	tot. PAK
Zoogdieren		0.41	100	0.01	3.5		6.2	0.09	30		35		0.14	0.16		0.17	3.0	1.6		
Zeehond	0.09	4.5	1111	0.13	39		69	1.0	333		393		1.6	1.7		1.9	33	18		
Bruinvis	0.16	2.5	625	0.07	22		39	0.6	188		221		0.9	1.0		1.1	19	10		
Tuimelaar	0.08	5.1	1250	0.14	44		78	1.2	375		442		1.8	2.0		2.1	38	20		
Vogels		0.41	0.30	0.01	0.02		16	0.34	0.31		1.0		0.003	0.19		0.17	3.0	700		
Scholekster	0.73	0.6	0.4	0.02	0.03		22	0.5	0.4		1.3		0.004	0.25		0.23	4.13	959		
Grote stern	0.22	1.8	1.4	0.05	0.11		73	1.5	1.4		4.4		0.013	0.84		0.77	13.70	3182		
Kluut	1.05	0.4	0.3	0.01	0.02		15	0.3	0.3		0.9		0.003	0.18		0.16	2.87	667		
Zeekoet	0.33	1.2	0.9	0.03	0.07		48	1.0	1.0		3.0		0.009	0.56		0.51	9.13	2121		
Noordse stormvogel	0.53	0.8	0.6	0.02	0.05		30	0.6	0.6		1.8		0.005	0.35		0.32	5.69	1321		
Rotgans	0.50	0.8	0.6	0.02	0.05		32	0.7	0.6		2.0		0.006	0.37		0.34	6.03	1400		
Bonte strandloper	2.00	0.2	0.1	0.01	0.01		8	0.2	0.2		0.5		0.001	0.09		0.08	1.51	350		
Strandplevier	2.00	0.2	0.1	0.01	0.01		8	0.2	0.2		0.5		0.001	0.09		0.08	1.51	350		
Eidereend	0.10	4.1	3.0	0.11	0.24		160	3.4	3.1		9.8		0.029	1.85		1.69	30.14	7000		

LC50=LC50*correctie factor

Soort	Correctiefactor	Atrazine	Malathion	DNOC	Azinfos(-methyl)	Olie	PCP	Lood	α -Endosulfan	Chroom	Lindaan	Cadmium	Parathion(ethyl)	Koper	(Methyl-)Kwik	Zink	TBT	HCB	PCB(153)	tot. PAK
Zoogdieren																				
Zeehond	0.15																			
Bruinvis	0.15																			
Tuimelaar	0.15																			
Vogels		10639	3500	540	2760															
Scholekster	0.11	1170	385	59	304															
Grote stern	0.18	1915	630	97	497															
Kluut	0.10	1064	350	54	276															
Zeekoet	0.18	1915	630	97	497															
Noordse stormvogel	0.16	1702	560	86	442															
Rotgans																				
Bonte strandloper	0.11	1170	385	59	304															
Strandplevier	0.11	1170	385	59	304															
Eidereend	0.12	1277	420	65	331															

NOEC=NOEC*correctie factor

Soort	Correctiefactor	Atrazine	Malathion	DNOC	Azinfos(-methyl)	Olie	PCP	Lood	α -Endosulfan	Chroom	Lindaan	Cadmium	Parathion(ethyl)	Koper	(Methyl-)Kwik	Zink	TBT	HCB	PCB(153)	tot. PAK
Zoogdieren																				
Zeehond	0.15																			
Bruinvis	0.15																			
Tuimelaar	0.15																			
Vogels		94	17	1.0	10															
Scholekster	0.11	6.0	1.4	0.2	3.0															
Grote stern	0.18	6.0	1.4	0.2	3.0															
Kluut	0.10	6.0	1.4	0.2	3.0															
Zeekoet	0.18	6.0	1.4	0.2	3.0															
Noordse stormvogel	0.16	4.4	1.0	0.13	2.2															
Rotgans		7.2	1.7	0.22	3.6															
Bonte strandloper	0.11	4.0	0.9	0.12	2.0															
Strandplevier	0.11	7.2	1.7	0.22	3.6															
Eidereend	0.12	6.4	1.5	0.20	3.2															
		4.4	1.0	0.13	2.2															
		4.4	1.0	0.13	2.2															
		4.8	1.1	0.15	2.4															

3.3 Chemische verontreiniging: Drijffilms

3.3.1 Gegevens

Een direct contact met een drijvende film van (minerale) olie of een andere lipofiele stof kan schadelijke gevolgen hebben voor vogels of (zee-) zoogdieren waarvan het verenkleed, de pels of de huid besmeurd raken (Johnston, 1976; Geraci & St. Aubin, 1990; Würsig, 1991; Jenssen, 1994). Zo'n drijffilm kan ook aanspoelen op de kust of op droogvallende wadplaten, waardoor een heel scala aan (on-)gewervelde dieren en planten, hoofdzakelijk negatief, beïnvloed worden (Fore, 1977; Scholten *et al.*, 1993). Vogels en (zee-)zoogdieren trachten dergelijke drijffilms in het algemeen te ontwijken, en de kans op besmeuring door olie en lipofiele stoffen is aanmerkelijk groter bij soorten die dag en nacht in het water doorbrengen. Een veelvuldig en langdurig contact met het water, zoals dat bijvoorbeeld bij veel zwemmende vogelsoorten zoals duikers Gaviidae of zee-eenden *Melanitta* spp. voorkomt, maakt dat de risico's om met drijffilms in contact te komen aanmerkelijk groter zijn dan die van veel vliegende vogelsoorten zoals meeuwen Laridae en sterns *Sterna* spp.. De kans op blootstelling aan drijffilms voor organismen in en op wadplaten en in de getijdzone hangt sterk af van de mobiliteit van de dieren, het vermogen zich uit de gevarenzone terug te trekken en andere aspecten van hun gedrag (Newey & Seed 1995; Scholten *et al.* 1996). De hieronder gepresenteerde gegevens zijn toegespitst op de geselecteerde AMOEBE-soorten.

Vogels

Over de gevolgen voor vogels van besmeuring van het verenkleed met olie bestaat een uitgebreide literatuur (e.g. Barclay-Smith, 1931; Croxall, 1975; Becker & Schuster, 1980; Dunnet, 1982, 1987; Camphuysen, 1989; Vauk *et al.*, 1990, 1991; Camphuysen & Van Franeker, 1992; Nisbet, 1994). De grootste risico's worden gelopen door veelal zwemmende, mariene vogelsoorten die in de omgeving van scheepvaartroutes of grote havens (zoals in de Zuidelijke Noordzee) overwinteren. In de Noordzee gaat het hierbij hoofdzakelijk om duikers, futen Podicipedidae, eidereend *Somateria mollissima*, zee-eenden, alk *Alca torda* en zeekoet *Uria aalge* (Camphuysen 1989, Camphuysen & Van Franeker 1992). Ofschoon geconcentreerd voorkomende vogelsoorten wellicht de grootste risico's lopen om massaal getroffen te worden door een drijvende oliefilm, zijn ook meer verspreid overwinterende vogels ('dispersed species') zoals duikers uitermate 'olie-gevoelig' (Camphuysen *et al.*, 1992). Olie kan op verschillende manieren schade berokkenen aan vogels. Het bekendste effect ontstaat doordat de olie op het verenkleed terecht komt, de veerstructuur ruïneert en er daarmee voor zorgt dat het warmte isolerende verenkleed van de vogels niet meer waterdicht is. Direct contact van de huid met (koud) zeewater leidt al snel tot onderkoeling, terwijl het drijfvermogen van de vogel sterk wordt aangetast. Zwaar besmeurde zeevogels leven nog maar zeer kort en komen vaak om door verstikking wanneer de olie in de longen terecht komt. Maar zelfs een geringe oliebesmeuring leidt in korte tijd tot de dood van zo'n vogel, tenzij een rustige plek op land kan worden bereikt waar de veren op eigen kracht kunnen worden gereinigd. Elke verontreiniging van de veren, klein en groot, leidt tot aangepast gedrag van de vogel (meer tijd poetsen, vluchtgedrag naar land), waardoor de beschikbare tijd om te foerageren wordt gereduceerd. Diep duikende soorten zoals alkachtigen (maximaal 140-180 m diepte; Piatt & Nettleship, 1985) worden belemmerd in hun vermogen om onder water te blijven en kunnen dikwijls helemaal geen voedsel meer bemachtigen. Een dergelijke licht besmeurde vogel raakt al snel verzwakt en uitgehongerd, waarna de conditie in hoog tempo afneemt. Zelfs een zeer lichte verontreiniging van de veren in of vlak voor de broedtijd kan het broedgedrag verstoren, maar ook bijvoorbeeld de eieren bevuilen waardoor het legsel verloren gaat (Rittinghaus, 1956). De effecten op het verenkleed zijn niet afhankelijk van de dikte van een drijffilm. Al bij een oliebelasting van 25 ml m⁻² is bij eidereenden warmteverlies aangetoond, terwijl een belasting van 100 ml.m⁻² dodelijk kan zijn (Ekker & Jenssen, 1989). Dit komt overeen met een oliefilm met een dikte van slechts 25, respectievelijk 100 µm. Gebleken is dat een stabiele olievlek in de oppervlakte wateren zelden minder dan 300 µm dik is (Scholten *et al.*, 1996). Dergelijke olievlekken brengen dus een potentieel letaal risico met zich mee voor zeevogels die in veel in contact komen met het wateroppervlak. Ook andere, niet-minerale oliën en lipofiele stoffen kunnen dergelijke effecten veroorzaken, zoals is waargenomen na besmeuring met palmolie, raapzaadolie en alkylfenolen (Smith & Herunter, 1989; Bommelé, 1991; Dahlmann, 1991; Dahlmann *et al.*, 1994; Rozemeijer *et al.*, 1992; Timm & Dahlmann, 1991; Zoun, 1991; Zoun *et al.*, 1991, Zoun & Boshuizen, 1992).

Olie die via het spijsverteringskanaal in het lichaam terecht komt, vermindert de weerstand tegen infecties (Folkestad, 1982). Het immuunsysteem kan ontregeld raken door toxische stoffen, waardoor de weerstand afneemt en waarbij de functie van nier, lever en geslachtsorganen wordt aangetast (Khan & Ryan, 1991; Tseng, 1993). Dergelijke effecten komen echter ook voor bij vogels zonder dat een relatie met olieverontreiniging kan worden gelegd, bijvoorbeeld tengevolge van stress (Fry & Lowenstine, 1985; Briggs *et al.*, in press). In toenemende mate wordt bij onderzoek aan de gevolgen van het binnenkrijgen van olie door vogels aandacht geschonken aan de rol van toxische stoffen bij de ontregeling van het immuunsysteem. Aanwijzingen dat gerehabiliteerde olieslachtoffers na vrijlating over het algemeen niet, of pas na jaren weer succesvol tot broeden komen en een (kennelijk) vertraagde mortaliteit van deze dieren indiceren dat naast directe toxische effecten ook de aantasting van het immuunsysteem bijdraagt tot de geringe overlevingskansen van door olie getroffen vogels (Briggs *et al.*, in press). Inwendige oliebesmeuring leidt ook, net als stress, tot overmatige productie en een versneld metabolisme van (adrenaline) corticosteroiden. De lever is in hoofdzaak verantwoordelijk voor het corticosteroïde metabolisme en de inwendige olie tast de leverfunctie aan.

Uit experimenteel onderzoek naar met name de wilde eend blijkt dat de vruchtbaarheid van zowel mannetjes als vrouwtjes afneemt bij orale inname van 1 ml olie per 100 gr voedsel (Holmes & Cavanaugh, 1990), terwijl ook de schaaldikte van de eieren afneemt (Vangilder & Peterle, 1980; Harvey *et al.*, 1981; Holmes *et al.*, 1978). Over het algemeen zal een uitwendige besmeuring met olie eerder tot effecten leiden dan inname van olie. Beide blootstellingen zullen echter vaak tegelijkertijd voorkomen en er mag vanuit gegaan worden dat de effecten synergetisch zijn.

Lichte verontreiniging met olie kan echter ook indirecte effecten veroorzaken bij niveaus van verontreiniging waarbij (nog) geen merkbare directe effecten optreden. Op de eerste plaats kunnen eieren besmeurd raken met olie, als die in de veren van broedende vogels terecht is gekomen. Bij verschillende vogelsoorten is reeds verhoogde embryonale sterfte vastgesteld bij besmeuring van minder dan 10% van het ei-oppervlak met olie (Hoffman, 1978). Het gaat hierbij om een toxicologisch effect, aangezien besmeuring met olie en aromaten wel een verhoging van de embryonale sterfte tot gevolg heeft, maar besmeuring met alifaten (Hoffman 1979a&b) of propyleen glycol (Szaro & Albers, 1977) niet.

Vogels zijn waarschijnlijk goed in staat een oliefilm als 'gevaarlijk' te onderkennen (Casement 1966; Bourne, 1968, 1969) en blijken niet, zoals in het verleden wel werd beweerd, stukken met door olie gladgestreken water op te zoeken om neer te strijken. Noordse stormvogels *Fulmarus glacialis* bij vissersboten benaderen de overboord gezette bijvangst bijvoorbeeld omzichtig, daarbij zo lang mogelijk voorkomend om in de vettige visdrab terecht te komen (C.J. Camphuysen, pers. obs.). Meeuwen, jagers Stercorariidae, Jan van Genten *Morus bassanus* en noordse stormvogels vliegen op zodra ze een olievlek gewaar

zijn. Indien de wind juist vanaf de vlek komt aanwaaien raken moeizaam opstijgende vogels zoals de beide laatstgenoemde steeds vooral aan de staart, poten en vleugelpunten besmeurd. Alkachtigen en duikeenden duiken bij nadering van een olievlek vermoedelijk onder, maar hiervan zijn weinig directe waarnemingen. Vanaf gasplatforms in de centrale Noordzee kon worden vastgesteld dat dit bij zeeoeten *Uria aalge* inderdaad het geval was, en dat de besmeuring bij het bovenkomen in een dunne olievlek (regenboog kleuren) tot onmiddellijke immobiliteit leidde (C.J. Camphuysen, pers. obs).

In zowel de Waddenzee als in de zuidelijke Noordzee zijn het vooral de grote groepen duikeenden (eidereend en zee-eenden) en verschillende soorten op zee slapende meeuwen (zilvermeeuw *Larus argentatus* en drieteenmeeuw *Rissa tridactyla*) die gevoelig zijn voor op zee drijvende olie (Camphuysen, 1989). Het zeer frequente voorkomen van kleinere olievlekken over een groot gebied als gevolg van operationele lozingen door de scheepvaart, maakt dat ook de meer verspreid voorkomende alkachtigen en duikers grote risico's lopen. Drieteenstrandlopers *Calidris alba* langs het strand komen veelvuldig met olie in contact, maar van de gevolgen is weinig bekend. Ofschoon soms meer dan 60% van de langs de waterlijn foeragerende strandlopers olie op poten of buik heeft, worden deze soorten slechts hoogst zelden als olieslachtoffers op de kust aangetroffen (Camphuysen 1989, 1995). De bij laagwater op wadplaten foeragerende steltlopers lopen slechts een kleine kans om met olie in aanraking te komen, maar dat komt voornamelijk omdat er in de Waddenzee relatief weinig olie voorkomt. In vergelijking met de andere Europese landen zijn de percentages aangetroffen olieslachtoffers buitengewoon hoog (Camphuysen & Van Franeker, 1992). Ondanks dat er de afgelopen 10-15 jaren een significante afname in het percentage olieslachtoffers op de Nederlandse kust is waargenomen (Camphuysen 1995), blijkt het risico voor zee- en kustvogels om met olie drijffilms in aanraking te komen extreem groot.

Zoogdieren

De informatie over de gevolgen van olieverontreiniging voor (zee-) zoogdieren is nog steeds uiterst beperkt. Sterfte onder zeezoogdieren, vooral onder zeehonden Phocidae, is bij verschillende olielozingen waargenomen (Engelhardt, 1987; Heubeck *et al.*, 1995). Vooral zeehondenpups, met nog een langharige pels, zijn kwetsbaar voor besmeuring met olie (Riedman, 1984; Parsons *et al.*, 1980). Zelden echter is in het Noordzeegebied massale sterfte waargenomen, ondanks dat enkele olierampen zich in de nabijheid van belangrijke opgroeigebieden van zeehonden hebben voorgedaan (Geraci & St Aubin, 1990; Heubeck *et al.*, 1985). Tijdens het incident met de Braer op de Shetland Eilanden werden slechts 11 dode grijze zeehonden *Halichoerus grypus* en 6 dode otters *Lutra lutra* gerapporteerd. Daarnaast werden 26 grijze zeehonden, 4 gewone zeehonden *Phoca vitulina* en een klapmuts *Cystophora cristata* in een opvangcentrum behandeld. Van dit opvallend geringe aantal zeezoogdieren was bovendien slechts een deel door de olie getroffen. Behalve in zee door drijvende oliedilms kunnen zeehonden en otters ook door aangespoelde olie op rotskusten, zandbanken en wadplaten worden getroffen.

Teerproducten op de huid kunnen tot huidwonden en infecties aanleiding geven (Sips, 1988). Tijdens het incident met de Braer werden zeehonden met ademhalingsproblemen waargenomen waarbij kennelijk olie in het ademhalingssysteem was terechtgekomen (Heubeck *et al.*, 1995).

Onderzoek waarbij kleine hoeveelheden olie (1-3 ml per kg) gevoerd werden aan zeehonden of tuimelaars *Tursiops truncatus* kon geen schade aan de ingewanden aantonen. Aantasting van het immuunsysteem is bij zeezoogdieren een mogelijk effect van de inname van olie, maar er zijn weinig onderzoeksresultaten die dergelijke gevolgen ondubbelzinnig aantonen (NRC, 1985).

Dolfijnen zullen vooral last krijgen van oogontstekingen en verstopping van het spuitgat. Problemen met drijvende olie ontstaan in eerste instantie wanneer de vacht van de dieren besmeurd wordt met olie waardoor de isolerende werking teniet gedaan wordt. Dit is met name van belang voor zeehonden die vervolgens sterven aan longontsteking. Dolfijnen, met hun zeer gladde huid, lopen het gevaar dat ze stikken ten gevolge van verstopping van hun spuitgat. Ook kunnen huidirritaties en oogontstekingen ontstaan. De giftige werking van oraal opgenomen olie valt hierbij in het niet. Het enige experimentele werk dat bekend is heeft betrekking op de tuimelaar. Deze dieren kunnen een olievlek met een dikte van minder dan een millimeter reeds detecteren en vermijden (Geraci *et al.*, 1983).

Bentische evertibraten

De meest relevante informatie over de mogelijke gevolgen van een olievervuiling in de Waddenzee voor evertibraten is verkregen uit het onderzoeksproject OPEX (Kuiper *et al.*, 1983; Kuiper *et al.*, 1986; Scholten *et al.*, 1987). In de periode 1981-1986 zijn een viertal experimenten uitgevoerd in kunstmatige wadecosystemen in getijde bassins op Texel. Het OPEX onderzoek heeft geleerd dat indien er minder dan 300 ml (ofwel ongeveer 240 mg) olie per m² aanwezig is, er geen aaneengesloten vlek ontstaat. Het OPEX onderzoek heeft ook geleerd dat als olie in de Waddenzee op een plaat droog valt, het voor een deel in het sediment achterblijft en op den duur tot enkele decimeters diepte kan worden ingegraven door de activiteit van zeepieren. Aan de hand van metingen van het oliegehalte in de toplaag van het sediment (met de omvang van de vervuiling variërend van ca. 1000 - 15000 mg per kg droog sediment) is vastgesteld dat, ongeacht het olietype en de hoeveelheid, bij elk tij ca. 5% van de met laagwater op de plaat droogvallende olie in het sediment achterblijft als het weer hoogwater wordt.

Niet alle dieren bleken in even sterke mate gevoelig te zijn voor de olieverontreiniging. Het zijn vooral de zeer kleine ostracoden en de amphipode kreeften (slijkgarnaal, vlokreeften) die een grote gevoeligheid vertonen. Deze soorten zullen bij een flinke olievervuiling vrijwel geheel verdwijnen. Kleine draadwormen en de worm *Capitella* blijken ook zeer gevoelig. De kokerworm bleek in 1984 zeer gevoelig, maar bij de grotere verontreiniging in 1982 werden geen negatieve effecten op de soort waargenomen.

De verschillen in gevoeligheid tussen de tweekleppige schelpdieren hebben te maken met verschillen in sedimentcontact. Het diep in het sediment levende nonnetje, welke zich gedeeltelijk voedt met sedimentdeeltjes, heeft meer last van de olie dan de oppervlakkig in het sediment levende kokkel, die gesuspendeerde deeltjes uit het water filtert. De op het sediment levende mossel heeft in het geheel geen last van de olie. Dat dit vooral veroorzaakt wordt door een verschil in mate van blootstelling aan de olie wordt bevestigd door de in het schelpdiervlees gemeten oliegehalten: die zijn in de kokkel twee keer zo hoog en in het nonnetje vier keer zo hoog in vergelijking tot de mossel. Alikruiken weten in de experimentele systemen sterfte door olie te voorkomen door tot boven de hoogwaterlijn te vluchten, maar in het eerste jaar is wel waargenomen dat de voortplanting (door middel van onder de waterlijn afgezette eipakketten) bij een hoge oliebelasting geremd wordt. Zeepieren lijken, ondanks hun intensieve contact met het sediment, nauwelijks last te ondervinden van de olie. Alleen hun activiteit is vlak na de olievervuiling iets lager. Ze zorgen er door hun graafactiviteit wel voor dat de olie tot op enkele decimeters diepte met het waddensediment vermengd wordt. Bovendien wordt hierdoor de biologische afbraak van olie bevorderd (Gordon *et al.*, 1978).

Een wel zeer opvallend verschijnsel is de explosieve toename van het aantal wadslakjes als direct gevolg van de sterfte onder slijkgarnaaltjes, tenzij de olieopruiming te groot is. Beide soorten zijn niet alleen voedselconcurrenten van elkaar, maar het slijkgarnaaltje eet ook jonge wadslakjes. Aangezien wadslakjes zich "hangend" aan de wateroppervlakte verplaatsen, zijn ze gevoelig voor drijvende olie.

Onderzoek op door middel van met caissons afgesloten gedeelten van wadplaten in het Duitse waddegebied (Rachor, 1984; Farke *et al.*, 1985) gaf vergelijkbare effecten van een olieopruiming te zien, met name op amphipoden, het nonnetje, de draadworm en een oligochaete soort. De gevoeligheid van wadbodemdieren zoals die in enkelsoorts experimenten is vastgesteld, komt goed overeen met de experimentele waarnemingen (Scholten *et al.*, 1993).

Kwelders

Scholten & Leendertse (1991) geven een overzicht van de gevolgen van een olieopruiming op kwelderplanten. In hun onderzoek met experimentele kweldersystemen vonden ze een significante groeiremming van kwelderplanten bij een belasting van 50 ml (ca. 40 gram) olie per m², wat in het experiment neerkomt op circa 1500 mg per kilogram droge grond. In veldonderzoek is waargenomen dat herstel van een beschadigde kwelder pas optreedt als de concentratie aan olie in de kwelderbodem minder dan 1000 mg olie per kilogram droge grond is (Burns & Teal, 1979).

Scholten & Leendertse (1991) merken op dat de gevoeligheid van de verschillende plantensoorten van de kwelder samenhangt met hun levenswijze. Soorten met bovengrondse groeipunten zijn meer gevoelig dan soorten die vanuit een

wortelstok groeien. Soorten met een beperkte capaciteit van vegetatieve groei of zaailingen productie herstellen zich moeilijk, waarvan concurrerende soorten tijdelijk profiteren. Zo blijkt dat de zoutmelde zeer gevoelig is voor olie, en dat het kweldergras in dat geval profiteert van de verminderde concurrentie om stikstof. Een ander belangrijke factor die in sterke mate bepaalt of een olieverontreiniging van de kwelder merkbare effecten geeft is het seizoen (Scholten *et al.*, 1989; Baker, 1971; Alexander & Webb, 1985). Een olieverontreiniging in het voorjaar of voorzomer (maart-juni) heeft een veel groter effect op kwelderplanten dan een olieverontreiniging buiten het groeiseizoen (november-februari).

3.3.2 Keuze functie en inschatting parameterwaarden

Uitgegaan wordt van drijffilms met een minimale dikte van 0.3 mm. De potentiële blootstelling x staat voor de fractie van het oppervlak dat (gemiddeld) op een willekeurig moment aanwezig is, oftewel het deel van bijvoorbeeld een gridcel waar zich een olievlek bevindt (zie ook 2.4). Het effect op sterfte wordt berekend als functie van de fractie overleving na eenmalige aanraking met een olievlek (parameter c) en het aantal verplaatsingen en/of duiken van vogels of zoogdieren (parameter d) (Tabel 21). Het aantal verplaatsingen kan gezien worden als het deel van een gridcel dat door een vogel 'benut' wordt; de kans dat een drijvende soort een olievlek treft is kleiner dan dezelfde kans voor een vogel die vanuit de lucht herhaaldelijk, op verschillende plaatsen, door het wateroppervlak duikt.

Een uitzondering is gemaakt voor de eidereend, waarvoor een randomkansfunctie wordt gebruikt. Groepen eidereenden die voor de kust verblijven kunnen herhaaldelijk door een zelfde olievlek besmeurd raken doordat deze met het getij meebeweegt. Derhalve is alleen de parameterwaarde voor c geschat (kans op sterfte na eenmalige blootstelling).

Hoewel olie in de vorm van drijffilms ook de reproductie kan verstoren is het effect op de sterfte veel belangrijker. Daarom beperken we ons hier tot een beschrijving van het effect op sterfte. In de uiteindelijke ranking van verstoringen zijn alleen de effecten op vogels en zoogdieren in de berekening meegenomen.

Het effect op sterfte wordt bepaald door de kans van een individueel organisme om met olie besmeurd te raken, welke afhangt van de levenswijze van het organisme (bepalend voor de blootstellingskans en -tijd) en van eventueel ontwijkgedrag.

Vogels die vooral drijvend op het wateroppervlak voorkomen, zoals zeekoet en eidereend, hebben een grotere kans om met olie in aanraking te komen dan vliegende soorten (Tabel 22). Deze vogels zullen echter trachten een drijffilm te ontwijken of onmiddellijk te verlaten. Daarnaast zijn er vogels die bij het foerageren regelmatig het wateroppervlak passeren en daardoor korte tijd aan drijvende olie kunnen worden blootgesteld. Duikende soorten vermijden echter drijffilms. Een duikende AMOEBE-soorten is de grote stern. De kans op effecten zijn voor de noordse stormvogel groter omdat zij op zee slapen. De rotgans wordt

slechts incidenteel als olieslachtoffer aangetroffen (Camphuysen, 1995). Voor de sholekster, de bonte strandloper en de strandplevier, welke op de wadplaten aan gestrande olie kunnen worden blootgesteld, is aangenomen dat de kans op effecten gering zijn. Volgens Camphuysen (1995) zijn steltlopers niet te beschouwen als ‘oliegevoelige’ vogelsoorten. Voor de kluut wordt evenwel gemeld dat deze uiterst kwetsbaar is in estuariene gebieden, waarbij na besmetting met olie verzwakking van dieren optreedt. Zoogdieren tonen waarschijnlijk ontwijkgedrag, maar hierover is weinig bekend. De zeehond kan naast besmetting via het wateroppervlak ook besmet raken door blootstelling aan aangespoelde olie.

De geschatte parameterwaarden geven een indicatie van de verschillen in kans om met drijvende of gestrande olie in contact te komen. Deze waarden kunnen niet worden onderbouwd met literatuurgegevens. De kans op effecten, die al na een enkele besmeuring optreden, zijn vooral afhankelijk van de levenswijze van de dieren. Aangenomen is dat de variatie als gevolg van natuurlijke omstandigheden “duidelijk” is als gevolg van de invloed van de weersgesteldheid op het gedrag van oliedieren en de samenstelling (herkomst en ouderdom) van de olie. Uitgegaan is van een matige (seizoensafhankelijke) variatie voor de soorten (score 2), met uitzondering van wieren en vegetatie waarbij een zeer duidelijke seizoensinvloed verwacht wordt in verband met de groeiperiode (score 5).

Voor ongewervelden in de getijdzone is de geschatte gevoeligheid ondermeer gebaseerd op de mate waarin zij met het sedimentoppervlak in contact staan. Ook hier geven de parameterwaarden een schatting van de relatieve gevoeligheid weer, voornamelijk gebaseerd op de resultaten van het OPEX-onderzoek. Onderbouwing van absolute waarden is op basis van de gegevens niet mogelijk. Draadwormen blijken van de geselecteerde soorten het meest gevoelig, gevolgd door het nonnetje. Vanwege een min of meer overeenkomende diepte en levenswijze is aangenomen dat de strandgaper net zo gevoelig is als het nonnetje. De kokkel wordt in mindere mate blootgesteld aan olie (twee keer zo lage oliegehalten als het nonnetje), de mossel nog minder (vier keer zo lage oliegehalten). Van de purperslak wordt aangenomen dat deze net zo als alikruiken tot boven de hoogwaterlijn vluchten. Van de wieren en vegetatie worden groefwier en kwelders, welke hoog in de getijdzone voorkomen, het meest getroffen door olie. Zeegras en suikerwier komen meer sublitoraal voor, waardoor de contactkans veel geringer is.

Tabel 21 De geschatte fractie sterfte (c), met de uit de onzekerheid berekende minimum (min) en maximum (max) waarde, als gevolg van éénmalige blootstelling aan een drijffilm. Onzekerheid is opgebouwd uit hoeveelheid gegevens (h), passendheid gegevens (p) en variatie door omstandigheden (v).

Sterfte Soort	Parameterwaarde			Onzekerheid			
	c	min	max	h	p	v	Totaal
Zeehond	0.2	0.10	0.60	4	3	2	9
Bruinvis	0.1	0.04	0.61	5	3	2	10
Tuimelaar	0.1	0.04	0.61	5	3	2	10
Scholekster *	0.1	0.04	0.61	5	3	2	10
Grote stern	0.6	0.26	0.83	5	3	2	10
Kluut *	0.3	0.13	0.70	5	3	2	10
Zeekoet	1.0	0.43	1.00	5	3	2	10
Noordse stormvogel	0.8	0.34	0.91	5	3	2	10
Rotgans	0.1	0.04	0.61	5	3	2	10
Bonte strandloper *	0.1	0.04	0.61	5	3	2	10
Strandplevier *	0.1	0.04	0.61	5	3	2	10
Eidereend	1.0	0.43	1.00	5	3	2	10
Nonnetje *	0.4	0.20	0.70	4	3	2	9
Mosselbank *	0.1	0.04	0.61	5	3	2	10
Strandgaper *	0.4	0.17	0.74	5	3	2	10
Kokkelbank *	0.2	0.09	0.66	5	3	2	10
Purperslak *	0.1	0.04	0.61	5	3	2	10
Draadworm *	0.6	0.30	0.80	4	3	2	9
Suikerwier *	0.05	0.00	0.93	5	5	5	15
Groefwier *	0.2	0.01	0.94	5	5	5	15
Zeegras *	0.05	0.00	0.93	5	5	5	15
Kwelder *	0.2	0.01	0.94	5	5	5	15

* Niet meegenomen in berekening

Tabel 22 De geschatte blootstellingsfrequentie (d), uitgedrukt als fractie van het relatieve oppervlak dat per eenheid tijd door een soort benut wordt. Daarbij de uit de onzekerheid berekende minimum (min) en maximum (max) waarde. Onzekerheid is opgebouwd uit hoeveelheid gegevens (h), passendheid gegevens (p) en variatie door omstandigheden (v).

Sterfte Soort *	Parameterwaarde			Onzekerheid			
	c	min	max	h	p	v	Totaal
Zeehond	0.2	0.10	0.39	4	3	2	9
Bruinvis	0.2	0.09	0.44	5	3	2	10
Tuimelaar	0.2	0.09	0.44	5	3	2	10
Grote stern	1	0.45	2.21	5	3	2	10
Zeekoet	0.4	0.18	0.88	5	3	2	10
Noordse stormvogel	1	0.45	2.21	5	3	2	10
Rotgans	0.2	0.09	0.44	5	3	2	10
Eidereend	n.v.t. (random kansfunctie)						

* Alleen soorten die in RAM berekening zijn meegenomen

3.4 Eutrofiëring: Zuurstofloosheid

3.4.1 Gegevens

Lage zuurstofconcentraties kunnen vooral in de zomer optreden in gebieden waar afbraak van organisch (algen) materiaal plaatsvindt. In de Waddenzee kunnen lage zuurstofconcentraties met name dicht bij de bodem optreden, terwijl dit verder uit de kust onder de spronglaag en onder bloeien van zeevonk (*Noctiluca* sp.) het geval kan zijn (Anonymus, 1992). In de directe kustzone treden geen problemen op met de zuurstofhuishouding, omdat menging een goede zuurstof uitwisseling bewerkstelligt (Peeters *et al.*, 1991). Het optreden van lage zuurstofconcentraties in diepere wateren verder uit de kust (Oestergronden) is sterk afhankelijk van de fysische condities (Peeters *et al.*, 1991; de Vries *et al.*, 1993). Zo treedt stratificatie, met eventueel optredende hypoxia onder de spronglaag, alleen in de zomerperiode op bij rustige weersomstandigheden en wordt de productie en aanvoer van organisch materiaal mede bepaald door de windrichting (waterstroming).

Onder volledig zuurstofloze condities treedt in het sediment H_2S vorming op. Hoge sulfide concentraties dragen in belangrijke mate bij aan effecten van zuurstofloosheid, welke in veldstudies niet van elkaar te onderscheiden zijn. Naast hoge sulfideconcentraties beïnvloedt ook de temperatuur de effecten van lage zuurstofconcentraties. Op basis van de verhoging van de metabolische activiteit van organismen, en dus de zuurstofbehoefte, kan verwacht worden dat de gevoeligheid voor lage zuurstofconcentraties toeneemt bij hogere temperaturen. Bovendien neemt de verzadigingsconcentratie van zuurstof af bij een hogere temperatuur.

Omdat lage zuurstofconcentraties waarbij effecten op kunnen treden zelden zo lang duren dat effecten optreden is deze verstoring niet in de uiteindelijke berekeningen voor de ranking van verstoringen binnen RAM meegenomen.

In veel publicaties wordt de zuurstofconcentratie uitgedrukt als verzadigingspercentage of volume (ml.l^{-1}). Deze waarden zijn omgerekend naar mg.l^{-1} , rekening houdend met temperatuur en saliniteit (Grasshoff, 1976).

Vissen

Alleen voor haring, kabeljauw en schol is enige relevante literatuur met betrekking tot de effecten van zuurstof arme condities gevonden. Daarnaast bestaat enige algemene literatuur over de effecten van lage zuurstofconcentraties op het gedrag van vissen (Kramer, 1987) en over in het veld optredende soortverschuivingen (Pihl, 1989). Uit dit laatste onderzoek, uitgevoerd in het zuidoosten van het Kattegat, blijkt dat als gevolg van lage zuurstofconcentraties die in het najaar optreden, platvissen dominant worden als gevolg van emigratie van kabeljauwachtigen. Volgens Kramer (1987) wordt emigratie vooraf gegaan door andere gedragsveranderingen. Zo treden eerst veranderingen in activiteit op, gevolgd door ademhaling van atmosferische lucht (bij soorten die daartoe in staat zijn) en toename van het gebruik van zuurstof in de zuurstofrijkere waterlaag direct aan het wateroppervlak. Volgens dezelfde auteur hebben subletale effecten, via de beschikbaarheid van energie ten behoeve van beweging, groei en reproductie, een sterkere invloed op de ecologie van vissen dan de directe effecten op overleving.

De hogere gevoeligheid van kabeljauwachtigen ten opzichte van platvissen is ook in een experimentele studie van Scholz & Waller (1992) naar voren gekomen (Tabel 23). De schol blijkt dus aanzienlijk lagere zuurstofconcentraties te kunnen overleven dan kabeljauw.

Tabel 23 Letale effecten na 24 uur blootstelling bij 8°C en 35 ‰ (Scholz & Waller, 1992).

	LC ₀ (mg.l^{-1})	LC ₅₀ (mg.l^{-1})	LC ₁₀₀ (mg.l^{-1})
Kabeljauw	3.9	2.6	1.3
Kabeljauw ¹⁾	4.3	3.0	1.7
Schol	2.0	1.4	0.7
Schar	1.9	1.2	0.6

¹⁾ Geïnfecteerd door de parasitaire copepode *Lernaeocera branchialis*.

Door Schurmann & Steffensen (1992) is onderzoek naar de temperatuurpreferentie van kabeljauw bij lage zuurstofconcentraties uitgevoerd, waaruit duidelijk een voorkeur voor lagere temperaturen werd vastgesteld bij een verlaging van de zuurstofverzadiging (en van de absolute zuurstofconcentratie). Ook de letale concentratie (50% sterfte) neemt af bij lagere temperatuur, van 0.6 mg.l^{-1} bij 5°C tot 1.6 mg.l^{-1} bij 17°C. De duur van de blootstelling van dit experiment is niet vermeld.

Haring blijkt bij lage temperaturen ook relatief ongevoelig voor lage zuurstofconcentraties die op kunnen treden in fjorden (Dommasnes *et al.*, 1994). Als gevolg van het metabolisme van overwinterende haring liep de zuurstofconcentratie terug tot 1.4 - 2.8 mg.l⁻¹ (5°C). Volgens Dommasnes *et al.* (1994) kan haring zuurstofconcentraties van 1.4 mg.l⁻¹ tolereren.

Voor de overige vissoorten (steur, rog en zandspiering) ontbreekt specifieke informatie. Roggen leven nabij de bodem, over tolerantie voor lage zuurstofconcentraties is echter niets bekend. De eieren worden afgezet in ondiep water (met uitzondering van de pijlstaartrog die levendbarend is). Of afzetting ook aan de Nederlandse Noordzeekust of in de Waddenzee plaatsvindt is echter twijfelachtig (Walker, NIOZ, pers. med.). Eventuele blootstelling van de eieren aan water met lage zuurstofconcentraties zal echter zeker fataal zijn. Zandspieringen bevinden zich 's nachts ingegraven in de bodem en zijn weinig mobiel. De kans op blootstelling aan zuurstofarme condities is daarom groot. Voor de zandspiering zijn geen specifieke gegevens over zuurstoftolerantie bekend. Aangenomen is daarom dat de gevoeligheid gelijk is aan die van de bodembewonende schol.

Bentische evertibraten

Benthos gemeenschappen die regelmatig bloot staan aan hypoxia vertonen een lagere diversiteit, een lagere biomassa en een kleiner aandeel diep gravende organismen (Dauer *et al.*, 1992). De gemeenschapsstructuur na blootstelling aan hypoxia verandert, waarbij euryhaliene anneliden dominant worden.

De individuele respons van bodemorganismen op een sterke daling van zuurstofconcentraties in of bij het sediment is meestal ontwijking; dieren verlaten het sediment alvorens sterfte optreedt (o.a. Nilsson & Rosenberg, 1994). De gevoeligheid van soorten kan worden uitgedrukt op basis van de kritische zuurstofspanning (d.w.z. het niveau waaronder de zuurstofconsumptie afhankelijk wordt van de uitwendige zuurstofspanning) welke ondermeer wordt beïnvloed door temperatuur, activiteit, vervellingscyclus, saliniteit en bloed pigment (Herreid, 1980).

Op basis van veldwaarnemingen wordt gesteld dat in de bodem levende dieren (infauna) niet bestand zijn tegen minder dan 10% zuurstofverzadiging in het water (Pearson & Rosenberg, 1992). Bij 10°C is dit minder dan 1 mg O₂.l⁻¹. De juist boven de bodem levende dieren (epifauna) zouden niet bestand zijn tegen verzadigingswaarden van minder dan 15% (ca. 1.5 mg.l⁻¹). Deze waarden zullen als uitgangspunt worden gebruikt voor AMOEBE-soorten waarvoor geen relevante literatuurgegevens zijn gevonden.

Stekelhuidigen

Uit experimenten van Nilsson & Rosenberg (1994) blijkt dat de zeeklit (*Echinocardium cordatum*) relatief gevoelig is ten opzichte van slangsterren (stekelhuidigen) en polychaete wormen. Bij blootstelling aan een zuurstofconcentratie van ca. 0.5 en 1 mg.l⁻¹ trad na ongeveer 6 dagen sterfte op,

welke bij de hoogste concentratie na ongeveer 13 dagen volledig was en bij de lagere concentratie na 11 dagen. Zeeklitten verlaten het sediment en sterven op hun rug.

Weekdieren

Uit een experiment van TNO Den Helder bleek onder het nonnetje (*Macoma balthica*) na 3 dagen blootstelling aan 1 mg.l^{-1} al een aanzienlijke sterfte op te treden. Voor de platte slijkgaper (*Scrobicularia plana*), die wat ecologie betreft min of meer vergelijkbaar is met het nonnetje maar in meer slijkkige bodems voorkomt, wordt door Theede *et al.* (1969) een hogere tolerantie gemeld. De tijdsduur waarin 50% van de dieren sterft bij 0.2 mg.l^{-1} is 21-25 dagen. De anoxische overlevingsduur bij drooglegging (15°C) is bij het nonnetje langer dan bij de kokkel en ongeveer gelijk aan die van de mossel (Foekema, TNO, pers. med.)

De mossel is matig gevoelig voor zuurstofloosheid. Volgens Theede *et al.* (1969) sterft 50% na 35 dagen blootstelling aan ongeveer 0.2 mg.l^{-1} (10°C). Ook Davis (1975) meldt dat de mossel meerdere weken kan overleven zonder zuurstof. De invloed van de temperatuur op de effecten van zuurstofloosheid is onderzocht door mosselen op het droge te leggen. Bij 12°C duurde het 27 dagen voor alle 20 gebruikte mosselen dood waren. Bij 22°C duurde dit slechts 8 dagen (Veldhuizen-Tsoerkan *et al.*, 1991).

De strandgaper wordt gerekend tot de infauna en lijkt in het veld relatief gevoelig voor anoxia (Rosenberg & Loo, 1988). Volgens Emerson *et al.* (1990) is de strandgaper slechts korte tijd bestand tegen anoxia, waarmee zij bedoelen dat alle onderzochte dieren na 14 dagen dood waren. Theede *et al.* (1969) stelden 50% sterfte vast bij 21 dagen blootstelling aan ongeveer 0.2 mg.l^{-1} (10°C).

De kokkel staat bekend als zeer gevoelig voor zuurstof arme condities. Jackson & James (1979) onderzochten de gevolgen van pierenspitten op de overleving van kokkels. Kokkels die in slibrijke grond te diep begraven raakten waren na 6 dagen allen gestorven, terwijl na 3 dagen nog geen sterfte opgetreden was. In zandige grond was de sterfte na 6 dagen 83%. Theede *et al.* (1969) vonden 50% sterfte bij een concentratie van ca. 0.2 mg.l^{-1} (10°C) na ruim 4 dagen. Bij droogleg-experimenten (15°C) bleek de anoxische overlevingsduur van kokkels korter dan die van nonnetjes en mosselen (Foekema, per. med.). Cadée (1990) wijst op de indirecte gevolgen van zuurstofloosheid op de kokkel als gevolg van het afsterven van *Noctiluca* (zeevonk) op het wad. Door het ontvluchten van het sediment wordt een deel van de kokkels richting hoogwaterlijn getransporteerd waar de dieren, waarschijnlijk als gevolg van voedsel gebrek, niet kunnen overleven.

Voor de purperslak zijn geen literatuur gegevens met betrekking tot tolerantie voor lage zuurstofconcentraties gevonden. Aangenomen is dat de purperslak in de praktijk niet met zuurstofarme omstandigheden te maken zal krijgen omdat deze soort gebonden is aan het litoraal (hardsubstraat).

De noordkromp is in zuurstofarme veldomstandigheden één van de soorten die het langst overleeft (Malouf & Bricelj, 1989). Van de adulten is gebleken dat zij het onder zuurstofarme omstandigheden nog langer volhouden dan *Capitella capitata* (Rosenberg, 1980). Zelfs na jarenlange blootstelling aan zuurstofarme omstandigheden blijft de soort dominant in het macrobenthos (Baden *et al.*, 1990). In de door Theede *et al.* (1969) uitgevoerde experimenten bleek de noordkromp het langst levende organisme bij een zuurstofconcentratie van ongeveer 0.2 mg.l⁻¹, 50% sterfte trad pas op na 55 dagen.

Holtedieren

Van de zeeanjer en andere holtedieren zijn geen gegevens gevonden over de tolerantie voor hypoxia. De zeeanjer wordt gerekend tot de epifauna en zou daardoor relatief gevoelig zijn.

Bentische kreeftachtigen

Voor de garnaal wordt door Theede *et al.* (1969) 50% sterfte gemeld na slechts 2 uur blootstelling aan een zuurstofconcentratie van ongeveer 0.2 mg.l⁻¹ bij 10°C. Huddart & Arthur (1971) melden dat de garnaal bij ca. 0.4 mg.l⁻¹ verstikt (20% zuurstofverzadiging bij 21°C, 23‰) en naar het oppervlakte zwemt bij concentraties van 0.4-2.8 mg.l⁻¹.

Rosenberg *et al.* (1991) stelden de zeekreeft (*Homarus gammarus*) bloot aan een gradueel afnemende zuurstofconcentratie (32‰, 10-11°C). Na ongeveer 20 dagen werden de dieren traag bij een zuurstofconcentratie van ca. 2.2 mg.l⁻¹, 10 dagen daarna trad plots binnen 24 uur volledige sterfte op bij een concentratie van ca. 0.9 mg.l⁻¹. Uit de resultaten blijkt dat de zeekreeft meerdere dagen tot weken zuurstof concentraties van 0.7-1.4 mg.l⁻¹ kan tolereren. Volgens Rosenberg *et al.* (1991) is de zeekreeft daarmee veel minder gevoelig dan de Noorse kreeft (*Nephrops norvegicus*) die onder dergelijke omstandigheden al na 2-4 dagen sterft.

Voor de zwemkrab zijn geen aanvullende gegevens gevonden. In de experimenten van Theede *et al.* (1969) trad na 2 dagen 50% sterfte op bij strandkrab (*Carcinus maenas*) bij blootstelling aan een zuurstofconcentratie van ongeveer 0.2 mg.l⁻¹ bij 10°C.

Annelide wormen

De draadworm (*Heteromastus*) ontbreekt over het algemeen in gebieden met een zuurstof concentratie van 2 mg.l⁻¹. In de Baltische zee komt de draadworm echter voor in gebieden waar het grootste deel van het jaar zuurstofconcentraties heersen van 1.4-2.8 mg.l⁻¹ (Bijkerk & Dekker, 1990). Dit wijst erop dat niet de zuurstofconcentratie maar het voedselaanbod beperkend is voor het voorkomen van de draadworm. Op basis van het feit dat de gangen van de draadworm naar beneden toe volledig zuurstofloos worden, mag verwacht worden dat draadwormen relatief ongevoelig zijn voor lage zuurstofconcentraties (Pals & Pauptit, 1979). Minder gevoelig in ieder geval dan de zeepeer (*Arenicola marina*), die door waterverversing zorgt voor een relatief zuurstofrijke omgeving in de buis. In

experimenten van TNO Den Helder bleek dat de zeepier bij een zuurstofconcentratie van ongeveer 1 mg.l^{-1} binnen drie dagen een zeer aanzienlijke sterfte vertoonde bij een watertemperatuur van ongeveer 17°C .

Het goudkammetje (*Pectinaria koreni*) overleeft bij een temperatuur van 10°C een zuurstofconcentratie van 3.6 mg.l^{-1} (Neuhoff & Theede, 1984). In experimenten van Nilsson & Rosenberg (1994) blijkt het goudkammetje aanzienlijk langer te overleven bij zuurstofconcentraties van ca. 0.5 en 1.0 mg.l^{-1} dan de zeeklit. Bij beide concentraties trad de eerste sterfte na 11 dagen op. Volledige sterfte werd niet binnen de experimentele duur van 14 dagen bereikt, maar kan via extrapolatie van de gegevens geschat worden op ca. 20-25 dagen. Bij lage zuurstofconcentraties verplaatst het goudkammetje zich naar het sediment oppervlak (waardoor zij zichtbaar en gevoeliger voor predatie worden) en sterven, al dan niet na het verlaten van de koker.

Op basis van deze gegevens en literatuurgegevens over andere polychaeten (Llanso, 1991) kan gesteld worden dat de draadworm onder zuurstofloze omstandigheden ongeveer 2 weken kan overleven bij 15°C . Het goudkammetje waarschijnlijk iets korter. Effecten van hypoxia op reproductie zijn door Reish (1974) onderzocht voor de polychaete worm *Neanthes arenaceodentata*. Het onderzoek van Reish (1974) laat zien dat de eiproductie van de borstelworm *Neanthes arenaceodentata* al bij een zuurstofconcentratie van 2 mg.l^{-1} gehalveerd wordt, terwijl de eieren die wel gevormd worden kleiner zijn. Bij 3 mg.l^{-1} trad nog geen effect op, terwijl bij 1 mg.l^{-1} de eiproductie nog maar 10% van de controle bleek. De concentratie waarbij 50% sterfte optrad was voor deze soort 0.9 mg.l^{-1} (28 dagen, temperatuur onbekend).

Zooplankton

In experimenten van Marshall *et al.* (1935; in Marshall & Orr, 1972) waarin de respiratiesnelheid van de in de centrale Noordzee dominant voorkomende copepode *Calanus finmarchicus* werd geschat bij verschillende zuurstofconcentraties, bleek sterfte op te treden beneden 4.6 mg.l^{-1} . De sterfte nam snel toe bij lagere zuurstofconcentraties. Uit hetzelfde experiment wordt gemeld dat bij lagere temperaturen nog overleving was bij ongeveer $1.7 \text{ mgO}_2.\text{l}^{-1}$. Niet duidelijk is wat de blootstellingsduur in de experimenten is geweest. Er bestaan mogelijk grote gevoeligheidsverschillen tussen soorten die in de Noordzee voorkomen en estuariene soorten. Zo melden Bakker *et al.* (1977) dat *Eurytemora affinis* en *Acartia tonsa* nog aangetroffen werden in de Westerschelde bij zuurstofconcentraties van respectievelijk 0.1 mg.l^{-1} en 0.4 mg.l^{-1} . Uit een analyse van zooplanktongemeenschappen in de Westerschelde van Soetaert & van Rijswijk (1993) blijkt evenwel dat waarschijnlijk lage zuurstofconcentraties verantwoordelijk zijn voor een tijdelijke afwezigheid van zooplankton. In de Chesapeake Bay zijn lagere copepoden dichtheden in water nabij de bodem aangetroffen bij concentraties onder 1 mg.l^{-1} (Roman *et al.*, 1993). In aansluitende laboratorium experimenten werd na 24 uur geen overleving van *A. tonsa* waargenomen bij concentraties onder 2 mg.l^{-1} (20°C , 20 ‰). *Oithona colcarva*

vertoonde in dit experiment bij de laagst geteste concentratie van 0.6 mg.l^{-1} nog 10% overleving. Eieren van copepoden blijken beter bestand tegen lage zuurstof concentraties (Lutz *et al.*, 1994). Effecten op het uitkomstpercentage werden door Lutz *et al.* (1994) pas bij concentraties lager dan 0.2 mg.l^{-1} gevonden. In experimenten van Uye & Fleminger (1976) bleken eieren van *A. tonsa* echter niet uit te komen onder $0.20\text{-}0.23 \text{ mg.l}^{-1}$. Bij wat hogere concentraties van $0.35\text{-}0.63 \text{ mg.l}^{-1}$ kwamen de eieren wel uit maar konden de uitgekomen nauplii niet overleven.

Zuurstofloosheid treedt in zee vrijwel uitsluitend op de onderlaag van gestratificeerde gebieden. Aangenomen is dat zooplankton in staat is deze zuurstofarme of -loze onderlaag te vermijden. Alleen eieren die uitzinken naar dieper water zullen daardoor blootgesteld worden aan zuurstofloze condities. Deze blijken echter een relatief hoge tolerantie te hebben voor zuurstofarme condities.

3.4.2 Keuze functie en inschatting parameterwaarden

Omdat het risico van het optreden van effecten als gevolg van lage zuurstofconcentraties erg klein is, is deze verstoring niet in de uiteindelijke berekeningen en ranking binnen RAM opgenomen.

Het effect van lage zuurstofconcentraties is sterk afhankelijk van de blootstellingsduur. Een blootstelling-effect relatie voor zuurstofloosheid zou daarom eigenlijk een driedimensionale functie moeten zijn welke de overleving (of reproductieremming) als gevolg van zuurstofstress gedurende een tijdspanne weergeeft. Uitgangspunt bij een dergelijke functie is dat een oneindig lange blootstelling aan een bepaalde zuurstofconcentratie, alsmede een momentane blootstelling aan volledige zuurstofloosheid, leiden tot effecten op alle aanwezige individuen. Verschillen in gevoeligheid van verschillende AMOEBA-soorten laten zich karakteriseren in verschillende effectconcentraties of effecttijden (hellingshoek en kromheid). De effecten van lage zuurstofconcentraties worden in sterke mate beïnvloed door de temperatuur, welke de zuurstofbehoefte van organismen verhoogt als gevolg van een toename van de metabole activiteit.

Helaas zijn gegevens omtrent de gevolgen van zuurstofloosheid voor organismen dusdanig gering dat een functie op basis van effectconcentratie en effecttijd niet te kwantificeren is. De effecten van zuurstofloosheid worden daarom slechts uitgedrukt als functie van de blootstellingstijd (Karman *et al.*, in prep.), waarbij wordt aangenomen dat effecten pas optreden beneden een zuurstofconcentratie van 3 mg.l^{-1} . Dit impliceert dat er geen onderscheid kan worden gemaakt tussen de effecten die optreden tussen 0 en 3 mg.l^{-1} en dat boven deze drempelconcentratie geen effecten worden verwacht. In Internationaal (OSPAR) kader wordt een grenswaarde besproken van 5 mg.l^{-1} (pers. med. Zevenboom, RWS-DNZ), waarbij ook de meest gevoelige soort beschermd zou worden.

In de praktijk blijkt dat lage zuurstofconcentraties beneden de 3 mg.l^{-1} nauwelijks gedurende een relevante periode voorkomen (Baan *et al.*, 1998). Om deze reden is zuurstofloosheid bij de berekening van de ranking van de effecten van verstoringen buiten beschouwing gelaten.

De effecten van zuurstofloosheid worden beschreven aan de hand van een lineaire helling functie, waarbij de drempelwaarde d het aantal dagen aangeeft waarin nog geen effect op de overleving of de reproductie van de populatie optreedt van een zuurstofconcentratie lager dan 3 mg.l^{-1} , en de waarde van c de effectgrootte weergeeft bij blootstelling aan één extra blootstellingseenheid (dag) (Tabel 24 en Tabel 25). Alle ingeschatte parameterwaarden zijn min of meer subjectief ingeschat op basis van de beschikbare gegevens, omdat de beschikbare informatie niet direct bruikbaar is voor schatting van de parameterwaarden. De onzekerheid van de drempelwaarde en de hellingconstante hebben per effecttype dezelfde waarde gekregen.

Tabel 24 *Geschatte drempelwaarden (d ; in dagen) en helling (c ; fractie effect) voor de letale effecten van een onderschrijding van de zuurstofconcentratie van 3 mg.l^{-1} . (Zie voor verklaring afkortingen Tabel 21).*

Sterfte Soort	Parameterwaarde			Onzekerheid				Parameterwaarde			Onzekerheid			
	d	min	max	h	p	v	Totaal	c	min	max	h	p	v	Totaal
Haring	1	0.45	2.21	3	3	4	10	0.5	0.21	0.79	3	3	4	10
Rog	1	0.45	2.21	3	3	4	10	0.5	0.21	0.79	3	3	4	10
Kabeljauw	1	0.45	2.21	3	3	4	10	0.5	0.21	0.79	3	3	4	10
Schol	3	1.36	6.62	3	3	4	10	0.5	0.21	0.79	3	3	4	10
Zandspiering	3	1.36	6.62	3	3	4	10	0.5	0.21	0.79	3	3	4	10
Zeeklit	6	3.06	17.45	5	4	3	12	0.2	0.06	0.77	5	4	3	12
Nonnetje	7	3.17	15.45	4	3	3	10	0.2	0.09	0.66	4	3	3	10
Mosselbank	15	6.80	33.11	4	3	3	10	0.2	0.09	0.66	4	3	3	10
Strandgaper	7	3.17	15.45	4	3	3	10	0.2	0.09	0.66	4	3	3	10
Kokkelbank	4	1.81	8.83	4	3	3	10	0.5	0.21	0.79	4	3	3	10
Noordkromp	50	19.91	110.35	4	3	4	11	0.1	0.04	0.68	4	3	3	11
Zeeanjelier	3	1.03	8.72	5	4	3	12	0.2	0.06	0.77	5	4	3	12
Garnaal	2	0.91	4.41	4	3	3	10	0.5	0.21	0.79	4	3	3	10
Zeekreeft	2	0.69	5.82	5	4	3	12	0.5	0.06	0.77	5	4	3	12
Zwemkrab	2	0.69	5.82	5	4	3	12	0.5	0.06	0.77	5	4	3	12
Draadworm	15	6.80	33.11	4	3	3	10	0.05	0.02	0.59	4	3	3	10
Goudkammetje	12	4.78	30.14	5	3	3	11	0.1	0.04	0.68	5	3	3	11
Zooplankton	1	0.45	2.21	4	3	3	10	0.5	0.21	0.79	4	3	3	10

De meeste beschikbare gegevens hebben betrekking op letale effecten op adulte organismen, terwijl effecten op reproductie nauwelijks voorhanden zijn. De invloed van zuurstofarme omstandigheden op de reproductie komt op tweeërlei wijze tot uiting. In de eerste plaats via sterfte van de jongste levensstadia (zie 2.3), zodat de productie van nakomelingen minder is. In de tweede plaats is er de invloed van zuurstofgebrek op het vermogen van geslachtsrijpe dieren om zich voort te planten.

Bij vissen is ervan uitgegaan dat een overleving van tenminste 1 dag mogelijk is bij overschrijding van 3 mg zuurstof per liter en 3 dagen bij de schol (adulten), welke door een bentische levenswijze een hogere tolerantie heeft. Door de helling (parameter c) op 0.5 te stellen wordt aangenomen dat vanaf het moment van het optreden van sterfte, deze na 2 dagen volledig is bij alle vissoorten. Voor reproductie is uitgegaan van dezelfde effecten, behalve voor de steur. Omdat de voortplanting van de steur in zoetwater plaats vindt zijn effecten op reproductie in dit kader niet relevant. Voor veel vissoorten geldt dat met name de adulte individuen in staat zijn om zuurstofloosheid te ontwijken, waardoor de kans van het optreden van effecten mogelijk overschat is. De hoeveelheid gegevens is matig en hebben betrekking op soort/soortgroep en zijn niet direct bruikbaar voor de gekozen functie van de verstoring-effectrelatie. De variatie is sterk afhankelijk van de mobiliteit (vluchtmogelijkheid) van de verschillende levensstadia en hangt ook samen met de temperatuur (zuurstofverzadiging en metabole activiteit) en de absolute zuurstofconcentratie (range tussen 0 en 3 mg.l⁻¹).

Aangenomen is dat bentische evertibraten over een zekere aanpassing beschikken om zuurstofarme condities voor langere tijd te kunnen overleven. Kreeftachtigen blijken in het algemeen het gevoeligst, globaal gevolgd door evertibraten van respectievelijk kust- en wadengebieden. De noordkromp blijkt het zeer lang vol te kunnen houden onder zuurstofarme condities, de purperslak ondervindt door het voorkomen in de getijdezone geen effecten. Drempelwaarden voor de effecten op de reproductie van bodemdieren zijn gelijk gehouden aan die voor sterfte, de helling met die van zooplankton. Omdat de gegevens in alle gevallen niet goed passen, met uitzondering van zooplankton, is de onzekerheid op 5 gesteld.

Verwacht worden dat het vermogen tot reproduceren aangetast zal worden bij organismen met een duidelijk seizoensgebonden voortplantingscyclus, als de periode met lage zuurstofgehalten valt in een belangrijke periode in die cyclus. Dit is nog onvoldoende onderzocht, zodat we er voorlopig vanuit gaan dat dieren die de periode met lage zuurstofgehalten overleven zich naderhand weer normaal kunnen voortplanten.

Het aantal gegevens is meestal gering maar vaak wel op de geselecteerde soorten van toepassing. De gegevens zijn niet direct toepasbaar op de verstoring-effectrelatie. Voor zover effecten gemeld zijn hebben deze meestal betrekking op overleving. Voor reproductie is de onzekerheid voor passendheid daarom op maximaal gesteld voor zowel de drempelwaarde als de richtingscoëfficiënt van de hellingfunctie. De variatie, vooral bepaald door de absolute zuurstofconcentratie (range tussen 0 en 3 mg.l⁻¹) en temperatuur, wordt als "matig" verondersteld.

Zooplankton buiten de estuaria blijkt gevoelig voor zuurstofarme condities. De geringe hoeveelheid gegevens hebben betrekking op copepoden binnen de soortgroep "zooplankton" en de beschikbare gegevens zijn niet direct toepasbaar voor de schatting van de waarde van de gewenste parameters. Variatie wordt

bepaald door gevoeligheidsverschillen tussen soorten uit verschillende gebieden en de temperatuur.

Tabel 25 Drempelwaarden (d; in dagen) en helling (c; fractie effect) voor de effecten op reproductie van een onderschrijding van de zuurstofconcentratie van 3 mg.l⁻¹. (Zie voor verklaring afkortingen Tabel 21).

Reproductie Soort	Parameterwaarde			Onzekerheid				Parameterwaarde			Onzekerheid			
	d	min	max	h	p	v	Totaal	c	min	max	h	p	v	Totaal
Haring	1	0.34	2.91	3	5	4	12	0.5	0.14	0.86	3	5	4	12
Rog	1	0.34	2.91	3	5	4	12	0.5	0.14	0.86	3	5	4	12
Kabeljauw	1	0.34	2.91	3	5	4	12	0.5	0.14	0.86	3	5	4	12
Schol	3	1.03	8.72	3	5	4	12	0.5	0.14	0.86	3	5	4	12
Zandspiering	3	1.03	8.72	3	5	4	12	0.5	0.14	0.86	3	5	4	12
Zeeklit	6	1.73	20.77	5	5	3	13	0.5	0.11	0.89	5	5	3	13
Nonnetje	7	2.41	20.36	4	5	3	12	0.5	0.14	0.86	4	5	3	12
Mosselbank	15	5.16	43.62	4	5	3	12	0.5	0.14	0.86	4	5	3	12
Strandgaper	15	5.16	43.62	4	5	3	12	0.5	0.14	0.86	4	5	3	12
Kokkelbank	4	1.38	11.63	4	5	3	12	0.5	0.14	0.86	4	5	3	12
Noordkromp	50	17.19	145.42	4	5	3	12	0.5	0.14	0.86	4	5	3	12
Zeeanjelier	3	0.87	8.72	5	5	3	13	0.5	0.11	0.89	5	5	3	13
Garnaal	2	0.69	5.82	4	5	3	12	0.5	0.14	0.86	4	5	3	12
Zeekreeft	2	0.58	6.92	5	5	3	13	0.5	0.11	0.89	5	5	3	13
Zwemkrab	2	0.58	6.92	5	5	3	13	0.5	0.11	0.89	5	5	3	13
Draadworm	15	5.16	43.62	4	5	3	12	0.5	0.14	0.86	4	5	3	12
Goudkammetje	12	3.47	41.54	5	5	3	13	0.5	0.11	0.89	5	5	3	13
Zooplankton	1	0.34	2.91	4	5	3	12	0.5	0.14	0.86	4	5	3	12

3.5 Mechanische verstoring: Korren

3.5.1 Gegevens

In deze studie worden een vijftal typen bodem ("boomkor") visserij onderscheiden. De zware boomkorvisserij, gericht op platvissen, zoals tong en schol, vindt voornamelijk op de Noordzee plaats. Dit laatste geldt ook voor de borden-visserij op demersale (rond)vis. De lichte boomkorvisserij omvat in deze studie de garnalenvisserij. Schelpdiervisserij vindt plaats met mosselkor en de kokkelkor (kokhanenkor). Garnalenvisserij en schelpdiervisserij vinden vooral plaats in de Waddenzee, de Zeeuwse wateren en de directe kustzone.

De AMOEBE-soorten worden geacht representatief te zijn voor een breed scala aan ecologische groepen. Bij het bepalen van de dosis-effect parameters is dit principe zo goed mogelijk meegenomen. Om niet onnodig effecten op soorten uit te sluiten, is het mogelijk dat voor AMOEBE-soorten die niet aanwezig zijn op de plekken waar verstoring door visserij plaatsvindt, er toch dosis-effect parameters zijn gegeven. In RAM kan gerekend worden met actuele verspreidingsgegevens of de referentie situatie. Hiermee is de kans klein dat effecten worden berekend voor locaties waar de desbetreffende organismen niet voorkomen. Voor de betreffende soorten is geen onzekerheidsmarge geschat.

Zware boomkorvisserij.

De "zware" boomkorvisserij is gericht op de vangst van platvissoorten, met name tong en schol (Welleman, 1989). Hierbij wordt het net aan de bovenzijde opgehouden door een stalen pijp, met een lengte van maximaal 12 meter, en zijn aan de onderzijde van het net kettingen (wekkers) of kettingmatten bevestigd welke door de bodem getrokken worden om de platvissen uit de zeebodem het net in te drijven. De penetratie-diepte zal vooral bepaald worden door de consistentie van het sediment, de vissnelheid en het gewicht van het vistuig inclusief wekkers (Welleman, 1989).

Uit de vangst van bodem evertibraten leiden Santbrink & Bergman (1994) af dat de kettingen het sediment tot op een diepte van 2-4 cm verstoren. Door Bergman *et al.* (1990) werd een penetratie-diepte van de grondpees van ongeveer 6 cm afgeleid. Recent zijn ondermeer in BEON-kader (Bergman *et al.*, 1990; Fonds, 1991; Fonds *et al.*, 1992; Bergman & Santbrink, 1994a) en EU kader (Impact I project; de Groot & Lindeboom, 1994) een aantal studies gerapporteerd over de directe korte-termijn effecten van boomkorvisserij op de bodemfauna van de Noordzee. Daarnaast is een tijdreeks van bijvangst gegevens geanalyseerd waarin de lange-termijn effecten van boomkorvisserij op bodemevertibraten langs de Nederlandse, Duitse en Deense kust is onderzocht (Buijs *et al.*, 1994). In het

onderhavige rapport worden echter slechts de directe (korte-termijn) effecten op sterfte geschat.

De invloed van boomkorvisserij op de populaties en gemeenschappen van bentische evertetraten en demersale vis is moeilijk vast te stellen. In de eerste plaats ontbreken onbeviste referentie gebieden (Bergman *et al.*, 1990; Bergman, 1991; 1992). Daarnaast zijn een aantal soorten moeilijk te vangen met de gebruikelijke bemonsteringsmethoden. Het gaat hierbij vooral om grotere en minder algemene soorten (Bergman, 1991).

Vergelijking van de vangstsamenstelling van commerciële boomkorren en fijnmazige bemonsteringsapparatuur geeft aan dat slechts een klein deel van het benthos in commerciële vangsten in het net terecht komt (de Groot & Lindeboom, 1994). Behalve de sterfte die optreedt na vangst en behandeling aan boord kan ook sterfte optreden bij dieren die in staat zijn de mazen van het net te passeren door beschadiging of blootstelling aan predatoren.

Bij tongvisserij is gebleken dat 60-85 % van de gevangen vis niet commercieel bruikbaar is (Fonds, 1991 en Fonds *et al.*, 1992). Deze "discard" bestaat voor een groot deel uit schol en schar (Fonds *et al.*, 1992). Bentische evertetraten maken 14% tot 35% van het gewicht van de totale vangst uit (Fonds, 1991 en Fonds *et al.*, 1992). Op basis van aantallen is dit 65-78%. De Groot & Lindeboom (1994) geven aan dat bij tongvisserij in offshore gebieden (buiten de 12 mijlszone) met 12 m boomkorren de vangst van 1 kg marktwaardige vis leidt tot de dood van 1 kg vis en 1.5 kg ongewervelden. In kustgebieden (binnen de 12 mijlszone), waar alleen gevist mag worden met 4 m boomkorren en vaartuigen met een motorvermogen van ten hoogste 300 pK, is dit per kg marktwaardige vis 4 kg vis en 2 kg ongewervelden.

Ruwweg is gebleken dat sterfte als gevolg van vangst en handeling van niet-doelsoorten 50-70% is voor ondermaatse vis die overboord wordt gezet, 50% of minder voor de meeste krabben en weekdieren en minder dan 10% voor zeesterren (de Groot & Lindeboom, 1994). Van de overlevende dieren die worden teruggezet sterft op den duur nog een deel door beschadiging. Dit is ook het geval bij dieren die de mazen van het net passeren, vooral ongewervelden (van Santbrink & Bergman, 1994). Van de kleinere dieren die de mazen van het net passeren sterft ongeveer 5% van de zeesterren, 10-20% van de kleine vissen, 20-30% van de kreeftachtigen en 40-80% van de gevoelige schelpdieren (Fonds, 1991).

Vissen

De effecten van visserij op vissen worden behandeld in 3.9.

Bentische evertetraten

De overleving van bodemdieren na passage van een boomkor varieert sterk tussen verschillende soorten, zelfs binnen taxonomische groepen. Dit wordt voor een

groot deel bepaald door de anatomie en de levenswijze van de verschillende soorten. Bij de bespreking van de afzonderlijke soorten komt dit verder aan bod.

Uit experimenten is gebleken dat ook de massa van de vangst een rol speelt (De Kock, TNO, pers. med.; Fonds, 1994). In een vol net worden de dieren ernstiger beschadigd dan in een kleine vangst, waardoor de sterfte groter is. Dit heeft gevolgen voor de interpretatie van overlevingskansen van bijvangst, omdat onderzoeksvisserij mogelijk andere vangsthoeveelheden kent dan commerciële visserij. Een vergelijkbaar voorbehoud dient te worden gemaakt ten aanzien van mogelijke verschillen in de uitvoering van de vistechiek en de selectie van visgronden tussen routinematige boomkorvisserij door professionele vissers, die dagelijks met een boomkor vissen, en de incidentele boomkorvisserij door bemanning van onderzoeksvaartuigen.

Stekelhuidigen

Stekelhuidigen vormen soms wel 85% van de gevangen evertibraten. Meer dan de helft hiervan bestaat uit zeesterren (*Asterias rubens*), een soort die na terugzetten goede overlevingskansen heeft (Fonds, 1991). Zeeklitten maken ca. 10% van de gevangen evertibraten uit en worden bijna altijd zwaar beschadigd (Bergman *et al.*, 1990; Fonds 1991). De op het oog onbeschadigde zeeklitten blijven niet langer dan een dag of 10 in leven (De Kock, pers med.). Voor de populatie ter plekke heeft dit tot gevolg dat na drie keer korren slechts 45% van de kleine (0.5-1cm) zeeklitten resteert en ca. 75% van de grotere (3.5-4.5cm) zeeklitten, die iets dieper in het sediment zitten (Bergman & Hup, 1992). De sterfte van de zeeklit in een relatief harde zandbodem kan echter hoog zijn. Door Bergman en van Santbrink (1994b) wordt een totale sterfte van 44% gemeld.

Weekdieren

De noordkromp blijkt gevoelig voor boomkorvisserij te zijn. De dikke zware schelp breekt gemakkelijk. Een val van de sorteerband is voldoende om schelpbreuk te veroorzaken, voor zover dit niet al daarvoor heeft plaatsgevonden (Fonds, 1991). De overleving na opvissen is dan ook laag, vaak minder dan 20%. Het komt ook voor dat alle dieren sterven (Fonds *et al.*, 1992, Bergman & Hup, 1992). Fonds (1994) bepaalde een sterfte van 80-90% als gevolg van het gevangen worden en handelingen aan boord. De ernst van beschadiging in zachtere bodems is lager dan in zandbodems, omdat de dieren in een zachte bodem gemakkelijker loskomen. Het beschadigde percentage door contact met wekkerkettingen bedraagt in een harde bodem 75% en in een zachte bodem 45%. Toch zijn noordkrompen blijkbaar goed in staat om een door boomkorvisserij veroorzaakte schelpbreuk te overleven, want onderzoek aan de schelpen van noordkrompen laat zien dat veel individuen meerdere breuklittekens hebben (Witbaard & Klein, 1994).

Er wordt maar een klein deel van de in de bodem aanwezige noordkrompen daadwerkelijk met boomkorren gevangen. Het aandeel van sterfte onder de dieren die beschadigd worden maar niet in het net terecht komen is veel groter dan die van gevangen dieren (van Santbrink & Bergman, 1994). De totale sterfte na 2 passages

van een boomkor bleek 35% voor zeer kleine juvenielen (<3mm) en is vermoedelijk hoger voor adulte dieren.

De overige weekdieren (mossel, kokkel, nonnetje en strandgaper) komen vooral in ondiepere kustwateren voor en worden daardoor vooral getroffen door de garnalen visserij en worden daarom verderop behandeld.

Holtedieren

Het sterfte percentage van de zeeanjelier als gevolg van boomkorvisserij is onbekend, maar is mogelijk aanzienlijk gezien de epibentische levenswijze. De belaste dieren worden kapot gesleept, losgewoeld, of onder gewoeld. Door Bergman & van Santbrink (1994b) wordt een totale sterfte na passage van een boomkor van 12 m op een zandbodem voor anthozoën op minder dan 24% geschat.

Bentische kreeftachtigen

Bergman & van Santbrink (1994a) namen na passage van een 12 meter boomkor een significante afname waar van de dichtheid van onder andere de garnaal *Crangon allmanni*, welke na een dag nog niet hersteld was. Garnalen belanden niet in het net, maar worden mogelijk wel beschadigd door de wekker kettingen. In het bovengenoemde onderzoek wordt geen schatting van het sterftepercentage vermeld. In feite is de gebruikte methodiek (herbemonstering na passage boomkor) niet goed bruikbaar voor het vaststellen van effecten op mobiele soorten als de garnaal.

Gegevens over de gevoeligheid van krabben voor boomkorvisserij verschillen. Op zandig substraat bleek de sterfte onder opgeviste krabben ca. 30-60% (Fonds, 1991). De sterfte onder zwemkrabben welke met een 12 m boomkor waren gevangen bedraagt ca. 50% (Fonds, 1994). Van de door de mazen van het net ontsnapte zwemkrabben blijkt een aanzienlijk deel (bijna 40%) te sterven, zoals is gebleken uit overlevingsexperimenten na vangst (Fonds, 1994). De totale ('lange termijn') sterfte bedraagt dan 70%. Door Bergman & van Santbrink (1994b) werd onder grotere zwemkrabben slechts 5 een totale sterfte van 5-19% na eenmalige passage waargenomen. Na een tweede passage bedroeg deze 22-58%.

In stenige gebieden, waar met extra zwaar materieel gevist wordt, is de sterfte mogelijk hoger. Bovendien wordt een groot deel van de overlevende dieren beschadigd. De regeneratie van verloren gegane ledematen kost dermate veel energie, dat de eiproductie gehalveerd kan worden, zoals is waargenomen bij de fluwelen zwemkrab, *Necora puber* (Norman & Jones, 1993).

Van de zee kreeft kan worden aangenomen dat deze dezelfde type effecten ondervindt als de fluwelen zwemkrab. Vanwege en gebrek aan kwantitatieve gegevens wordt de gevoeligheid gelijk gesteld aan die van zwemkrabben.

Annelide wormen

Voor het goudkammetje werd na een tweemaalige passage van een 12 m boomkor

door van Santbrink & Bergman (1994) een sterfte van 56% bepaald, hetgeen aanzienlijk hoger is dan sterfte onder andere annelide wormen. Na twee passages bleek dat de dieren niet via vangst maar door beschadiging van de wekkerkettingen waren gedood. De tweede passage veroorzaakte hierbij een hoge sterfte onder de reeds losgewoelde dieren. Na éénmalige passage zijn goudkammertjes voor predatoren (bv. schar) beter beschikbaar.

Hoewel de draadworm *Heteromastus filiformis* diep in het sediment leeft is deze soort waarschijnlijk toch erg gevoelig voor beschadiging door boomkor visserij, zoals dat ook bij de kokkelkor het geval is (zie verderop).

Wieren en zeegras

Wieren en zeegras komen niet voor in gebieden waar met zwaar boomkortuig gevist mag worden. Deze soorten zullen ondermeer bij garnalen visserij aan de orde komen.

Otter borden

De bordentrawl wordt gebruikt bij de visserij op rondvis (kabeljauw, schelvis, wijting en koolvis) die zich nabij de bodem bevindt (Welleman, 1989). Hierbij worden visborden over de bodem getrokken en wordt de onderzijde van het net, de bodempees, beschermd door klossen van staal, rubber of hout die over de zeebodem rollen. Omdat slechts de visborden door het sediment trekken zal de verstoring van dieren die zich in het sediment bevinden veel minder zijn dan bij boomkorvisserij met wekkers. De klossen zouden echter wel soorten die op het sediment voorkomen kunnen beschadigen. Uit de literatuurstudie van Welleman (1989) blijkt dat er uit de voorgaande periode geen gegevens beschikbaar zijn waarmee de effecten op bodemdieren kunnen worden ingeschat. De eerste indrukken verkregen uit recent onderzoek naar de effecten van bordentrawl doen vermoeden dat de letale effecten onder bentische ongewervelden op fijnzandige bodems minder groot zijn dan bij boomkorvisserij (Bergman, NIOZ, pers. med.).

Garnalen visserij

Naar de effecten van garnalenvisserij in de Waddenzee en de Noordzeekustzone is er nog relatief weinig onderzoek verricht (Lavaleije & Dankers, 1993). Garnalenvisserij vindt plaats met per boot twee netten met elk een boomlengte van 9 meter. In tegenstelling tot de "platvis-boomkor" wordt niet gebruik gemaakt van door de bodem trekkende wekkerkettingen, maar van een onderpees met klossen die over de bodem wordt getrokken. Vanwege de lage vaarsnelheid zijn er betere ontwijkmogelijkheden voor de mobiele fauna. Door de speciale constructie van het net met een grofmazig zeefnet is de vangst van vis en andere (grote) bijvangst gering. Via het op het dek aanwezige sorteerapparaat dient een verdere scheiding plaats te vinden, waarna aan boord gekomen bijvangst direct over boord gezet zou moeten worden.

Vissen

Effecten van visserij op vissen worden behandeld in 3.9.

Weekdieren

De garnalenvisserij heeft waarschijnlijk slechts een gering effect op de strandgaper. Dieren groter dan 3 cm zitten zo diep dat ze niet geraakt worden. Hooguit wordt de sifon beschadigd, maar dat gebeurt ook als gevolg van predatie (“sifon nipping”) en de dieren zijn hier in zoverre aan aangepast dat regeneratie vrij snel plaats vindt. Jonge, ondiep levende exemplaren worden mogelijk opgewoeld en kunnen dan wegspoelen. Ook het effect op nonnetjes die diep in het sediment leven is waarschijnlijk gering. Kokkels die vlak onder het sedimentoppervlak leven zouden mogelijk wel opgewoeld en beschadigd kunnen worden door contact met de klossen.

In principe kan garnalenvisserij ook invloed hebben op sublitorale mosselbanken, maar dit effect zal klein zijn ten opzichte van natuurlijke predatie. Bovendien hebben deze mosselbanken veelal een tijdelijk karakter en worden zij door garnalenvissers gemeden om schade aan de netten te voorkomen (Lavaleije & Dankers, 1993).

Er worden geen effecten van garnalenvisserij op de Noordkromp verwacht.

Annelide wormen

Alleen wormensoorten als de schelpkokerworm Sabellaria (Lavaleije & Dankers, 1993) en het goudkammetje, waarvan de koker boven het sedimentoppervlak uitsteekt, zullen gevoelig zijn voor garnalenvisserij. De gevoeligheid van het goudkammetje voor garnalenvisserij is waarschijnlijk lager dan die voor kokkelvisserij. De draadworm zit te diep in het sediment om beschadigd te kunnen worden.

Wieren

Een nieuw type net, waarbij de hoeveelheid bijvangst verder kan worden gereduceerd, is ongeschikt gebleken vanwege de grote bijvangst van zeesla (Boddeke, 1989). Hieruit kan worden afgeleid dat het effect van de huidig gebruikte netten een relatief lage vangstefficiëntie hebben voor zeesla.

Vegetatie

Zeegras komt in de Waddenzee alleen in ondiepe delen voor waar de visserij-intensiteit gering zal zijn. Indien toch visserij plaats vindt dan kan zeegras gemakkelijk van de bodem losgetrokken worden omdat het slechts enkele centimeters in de bodem wortelt. Ook op tijdelijk ongebruikte mosselpercelen kan zeegras voorkomen, waarbij garnalenvisserij tot effecten kan leiden. De effecten zijn waarschijnlijk minder ernstig dan in het geval van kokkel- en mosselvisserij.

Mosselkor

De visserij op mosselen vindt plaats met behulp van een sleepnet (mosselkor) met een breedte van bijna 2 meter en een gewicht van ongeveer 100 kg. Het bestaat uit een metalen geraamte dat bespannen is met een net, en een ondiepe kuil met een

maaswijdte van meestal 8-10 cm, soms minder. Meestal wordt met 4 korren tegelijk gevist.

Literatuurgegevens over de effecten op bodemorganismen zijn niet bekend. Vissen blijken te kunnen ontsnappen en kleinere soorten als garnalen spoelen door het net (van Straalen, RIVO, pers. med.). Alleen de op mosselen vastgehechte dieren worden uiteraard meegevangen (o.a. zeepokken, anemonen) en ook grotere evertrebraten als krabben en zeesterren belanden in het net. Door Dankers *et al.* (1989) wordt gemeld dat in gebieden met veel mosselpercelen de biomassa van andere bodemdieren relatief laag is.

Door bevissing van mosselbanken kunnen stukken uit de bank verdwijnen waardoor uitdunning plaatsvindt. Hierdoor worden de banken erosie gevoeliger. Bij herhaalde bevissing kunnen mosselbanken op langere termijn geheel verwijderd worden. De kans op herstel is klein. Dit is met name het geval bij mosselbanken op droogvallende platen, waar buiten de reeds aanwezige mosselbanken alleen broedval plaatsvindt in jaren met een uitzonderlijk hoge broedval. Bovendien blijken de jonge banken veel gevoeliger voor natuurlijke verstoringen als vorst en storm. Door het verdwijnen van mosselbanken wordt waarschijnlijk ook de omgeving aangetast (slib verplaatsing). Het uitstralend effect van mosselbanken naar de omgeving wordt momenteel onderzocht bij DLO-IBN.

Van de AMOEBE-soorten wordt verwacht dat alleen de zeeanjerier, de garnaal, zeesla en zeegras in potentie gevangen of beschadigd kunnen worden door mosselvisserij.

Bentische evertrebraten

Verwacht mag worden dat de op mosselen vastgehechte zeeanjerieren bij bevissing van de mosselen volledig verwijderd worden. De kans op vangst van garnalen is waarschijnlijk gering vanwege de grote maaswijdte. Wel kan beschadiging verwacht worden van vooral grotere exemplaren.

Vegetatie

Zeegras kan een geschikt substraat voor mosselbroed vormen (Dankers, IBN, pers. med.), waarna het zeegras verdwijnt met uitzondering van poelen waar mosselen niet kunnen overleven. Zodoende komt zeegras voor in de directe omgeving en is kans op bevissing groot. Zoals dat geldt voor kokkelvisserij is zeegras waarschijnlijk ook zeer gevoelig voor visserij met mossel sleepnetten.

Wieren

Van de wieren komt zeesla voor in de beviste gebieden van de Waddenzee. Mosselbanken vormen mogelijk een belangrijk substraat voor zeesla (Peletier, 1992). De bij bevissing losrakende thalli kunnen echter zonder substraat verder groeien, zij het onder mogelijk minder gunstige omstandigheden (bv. grotere diepte in geulen).

Kokkelkor

De effecten van kokkelvisserij op de bodemfauna in de Waddenzee zijn bestudeerd door de Vlas (1982). Kokkelvisserij vindt plaats met een kokkelkor welke bestaat uit een metalen constructie met een breedte van 1 meter (indien met 2 korren gevist wordt) of 1.25 meter (indien met 1 kor gevist wordt). Een bodemlaag van ongeveer 4 cm wordt met behulp van een waterstraal opgewoeld en via een in de bodem snijdende metalen strip in een kooi gevoerd waarin de vangst achterblijft ("uitspoeling"). Volgens Dankers & de Vlas (1992) is het waarschijnlijk dat de effecten na het onderzoek van de Vlas (1982), uitgevoerd in 1979, zijn toegenomen vanwege het gebruik van zwaardere pompen en een daardoor mogelijke toename van de visdiepte.

Volgens de Vlas (1982) zijn de sterftepercentages sterk afhankelijk van de bevissingsintensiteit, omdat door herhaalde passage van de kor de visdiepte toeneemt en omdat herhaalde bevissing van dezelfde dieren tot olopende sterftepercentages leidt. De kwetsbaarheid van de verschillende soorten wordt sterk bepaald door de diepte in het sediment waarop zij voorkomen. De diepte van voorkomen is ook weer afhankelijk van de grootte (leeftijd) van de individuen. Een deel van de dieren die de kor ingespoten wordt is in staat om de kor tussen de spijlen door te verlaten. Hiervan kan een (onbeschadigd) deel overleven.

Weekdieren

Voor de jonge, minder dan 5 cm diep zittende nonnetjes zijn gevoelig voor kokkelvisserij. Het broed blijkt vrijwel geheel (90-100%) het wad uitgespoeld te worden, maar een groot deel hiervan kan overleven. Het sterftepercentage van nonnetjes-broed is 5-30%. Uitspoelingspercentages en sterftepercentages van volwassen nonnetjes zijn lager, respectievelijk 0-70% en 0-25%. In de zomer is sterfte onder adulten hoger dan in de winter vanwege de hogere positie in het sediment. De Vlas (1982) gaat uit van een gemiddeld sterftepercentage van 30% op beviste plekken.

Omdat mosselen op het sediment voorkomen kan verwacht worden dat deze zo goed als alle uitgespoeld worden. De Vlas (1982) schat een sterftepercentage van 1% op beviste plekken. Blijkbaar verlaat een groot deel van de (kleine) mosselen levend de kor.

Bij de strandgaper zijn het vooral de jonge aan het oppervlak verblijvende exemplaren die gevoelig zijn voor bevissing. Afhankelijk van de grootte wordt 5 tot 60% uitgespoeld, waarbij de sterfte vrijwel volledig is. De grotere exemplaren zitten dermate diep in het sediment dat deze niet uitgespoeld worden. Door de Vlas (1982) wordt een gemiddeld sterftepercentage van 4% aangehouden.

Bentische kreeftachtigen

Hoewel de garnaal zich zeker op of in de omgeving van kokkelbanken op zal houden, zijn deze door de Vlas (1982) niet in kokkelkorren aangetroffen. Blijkbaar

is de vaarsnelheid van 3-5 km per uur langzaam genoeg voor de garnaal om aan bevissing te kunnen ontkomen.

Annelide wormen

Van de draadworm bevindt het staartdeel zich aan het sedimentoppervlak, terwijl de kop tot zo'n 20 cm diepte kan reiken. Hierdoor wordt bij kokkelvisserij vooral de staart beschadigd. Het is niet duidelijk of deze beschadiging achteraf tot sterfte leidt (de Vlas, 1982). Door de Vlas wordt echter geconcludeerd dat de draadworm slecht tegen bevissing kan en schat het gemiddelde sterftepercentage op 50% en is daarbij de meest gevoelige soort die in het wad voorkomt (met uitzondering van de volwassen kokkels waarop gevist wordt). De sterfte onder andere polychaeten bedraagt gemiddeld enkele tientallen procenten (de Vlas, pers. med.).

Het goudkammetje leeft in de bovenste centimeters van het sediment, in direct contact met het water. Ze worden daarom tijdens het vissen naar kokkels allemaal losgewoeld en opgevist (de Vlas, 1982). De koker raakt bovendien gemakkelijk beschadigd. Of dit ook tot sterfte leidt is niet bekend, wel is aannemelijk dat ze tijdelijk bloot staan aan een verhoogde predatiedruk. Door de Vlas (1982) wordt de soort als kwetsbaar aangemerkt maar wordt geen sterftepercentage gegeven, omdat de soort slechts op enkele plekken voor bleek te komen. Naar eigen inzicht is het sterftepercentage geschat op 50%, gelijk aan die van de draadworm. Deze hoge waarde lijkt gerechtvaardigd vanwege de volledige bevissing en het hoge sterftepercentage van wormen in het algemeen als gevolg van bevissing. Overigens is het Goudkammetje geen belangrijke soort meer in de Waddenzee.

Wieren

Evenals mosselbanken zouden kokkelbanken een substraat voor zeesla kunnen vormen. Bij gebrek aan gegevens wordt uitgegaan van dezelfde effecten als welke bij mosselvisserij optreden.

Vegetatie

Zeegras blijkt zeer gevoelig voor bevissing met kokkelkor (de Jonge & de Jong, 1992). In de haven van Terschelling bleek na visserij op kokkels in 1990 het zeegras totaal verdwenen te zijn. Er bleven geen plantendelen in het sediment achter zodat ook eventueel herstel lang kan duren.

3.5.2 Keuze functie en inschatting parameterwaarden

De gevolgen van mechanische verstoring veroorzaakt door visserij worden geschat met een kansfunctie. De parameter c geeft de fractie sterfte als gevolg van een éénmalige blootstelling (een enkele passage) weer. Een bepaald oppervlak kan meerdere malen per jaar bevist worden, zodat een random verdeling binnen een ruimtelijk grid van toepassing is. De functie is derhalve een random kansfunctie.

Sterfte omvat zowel de dieren die dood op of in de bodem achterblijven, als de dieren die als bijvangst in de kor terecht komen en dit (ook na terugzetting) niet

overleven. De vangst en sterfte onder vissen blijft hier buiten beschouwing (zie 3.9).

De gevoeligheid van de geselecteerde soorten voor de verschillende visserijtypen blijkt vooral af te hangen van de positie in, op of boven het sediment. Daarom zijn in het geval van ontbrekende gegevens parameterwaarden geëxtrapoleerd vanuit beschikbare gegevens voor een min of meer overeenkomend visserijtype. Zo zullen de effecten van kokkelvisserij, indien deze vooral veroorzaakt worden door beschadiging van dieren in het sediment, vergelijkbaar zijn met die veroorzaakt door een boomkor met wekkerkettingen, maar niet met een over de bodem getrokken vistuig als een garnalennet. Voor visserij met gebruik van otter borden zijn geen gegevens beschikbaar. Vergelijking met andere typen visserij is nauwelijks mogelijk. Mogelijk hebben borden die door het sediment getrokken worden een vergelijkbaar effect als een wekkerkettingen; ernstige beschadiging. De gekozen waarden zijn daarom speculatief en hebben een grote onzekerheid.

Voor niet relevante soort-verstoringcombinaties zijn in de tabellen geen onzekerheidsmarges ingeschat.

Tabel 26 *Geschatte fractie sterfte (c) als gevolg van een éénmalige passage van een zware boomkor. (Zie voor verklaring afkortingen Tabel 21).*

Sterfte Soort	Parameterwaarde			Onzekerheid			
	c	Min	max	h	p	v	Totaal
Zeeklit*	0.45	0.29	0.65	3	1	3	7
Nonnetje	0.3						
Mossel	0.7						
Strandgaper	0.1						
Kokkel	0.3						
Purperslak	0.1						
Noordkromp	0.1	0.06	0.49	3	1	4	8
Zeeanjelier*	0.5	0.25	0.75	5	2	3	10
Garnaal	0.0	0.00	0.00	1	1	3	5
Zeekreeft	0.5						
Zwemkrab	0.1	0.06	0.49	4	1	3	8
Draadworm	0.2	0.09	0.66	5	2	3	10
Goudkammetje	0.1	0.06	0.49	4	1	3	8
Suikerwier	0.5						
Groefwier	0.5						
Zeesla	0.5						
Zeegras	0.7						

Tabel 27 *Geschatte fractie sterfte (c) als gevolg van een éénmalige passage van een garnalenkor. (Zie voor verklaring afkortingen Tabel 21).*

Sterfte Soort	Parameterwaarde			Onzekerheid			
	c	min	max	h	p	v	Totaal
Zeeklit	0.05						
Nonnetje	0.01	0.00	0.58	5	3	2	10
Mossel	0.05	0.02	0.59	5	3	2	10
Strandgaper	0.01	0.00	0.58	5	3	2	10
Kokkel	0.01						
Purperslak	0.05						
Noordkromp	0.01						
Garnaal	0.5						
Zeekreeft	0.3						
Zwemkrab	0.1						
Draadworm	0.01						
Goudkammetje	0.3	0.09	0.80				
Suikerwier	0.1						
Groefwier	0.1						
Zeesla	0.05	0.01	0.80	5	3	5	13
Zeegras	0.4	0.09	0.87	5	3	5	13

Tabel 28 *Geschatte fractie sterfte (c) als gevolg van een éénmalige passage van een otterbordentrawl. (Zie voor verklaring afkortingen Tabel 21).*

Sterfte Soort	Parameterwaarde			Onzekerheid			
	C	min	max	h	p	v	Totaal
Zeeklit	0.25			5	5	5	15
Nonnetje	0.15			5	5	5	15
Mossel	0.3			5	5	5	15
Strandgaper	0.05						
Kokkel	0.1			5	5	5	15
Purperslak	0.05						
Noordkromp	0.05						
Garnaal	0.03						
Zeekreeft	0.2			5	5	5	15
Zwemkrab	0.05						
Draadworm	0.1			5	5	5	15
Goudkammetje	0.1			5	5	5	15
Suikerwier	0.2			5	5	5	15
Groefwier	0.25						
Zeesla	0.2			5	5	5	15
Zeegras	0.3			5	5	5	15

Tabel 29 *Geschatte fractie sterfte (c) als gevolg van een éénmalige passage van een mosselkor. (Zie voor verklaring afkortingen Tabel 21).*

Sterfte Soort	Parameterwaarde			Onzekerheid			
	c	min	max	h	p	v	Totaal
Zeeklit	0.1						
Nonnetje	0.05						
Mossel	0.6						
Strandgaper	0.05						
Kokkel	0.1						
Purperslak	0.1						
Noordkromp	0.01						
Zeeanjelier	0.8	0.23	0.94	5	5	2	12
Garnaal	0.01	0.00	0.72	5	5	2	12
Zwemkrab	0.1						
Draadworm	0.01						
Goudkammetje	0.3						
Suikerwier	0.1						
Groefwier	0.1						
Zeesla	0.1	0.01	0.87	5	5	4	14
Zeegras	0.5	0.07	0.93	5	5	4	14

Tabel 30 *Geschatte fractie sterfte (c) als gevolg van een éénmalige passage van een kokkelkor. (Zie voor verklaring afkortingen Tabel 21).*

Sterfte Soort	Parameterwaarde			Onzekerheid			
	C	min	max	h	p	v	Totaal
Zeeklit	0.7						
Nonnetje	0.3	0.13	0.70	5	1	4	10
Mossel	0.01	0.00	0.58	5	1	4	10
Strandgaper	0.04	0.02	0.59	5	1	4	10
Kokkel	0.8						
Purperslak	0.5						
Noordkromp	0.3						
Zeeanjelier	0.7						
Garnaal	0.05						
Zeekreeft	0.1						
Zwemkrab	0.2						
Draadworm	0.5	0.18	0.82	5	3	3	11
Goudkammetje	0.5	0.18	0.82	5	3	3	11
Suikerwier	0.1						
Groefwier	0.7						
Zeesla	0.1	0.02	0.81	5	3	5	13
Zeegras	1.0	0.36	1.00	5	1	5	11

3.6 Mechanische verstoring: Verhoogd slibgehalte

Gesuspendeerde deeltjes in het water kunnen drie typen effecten veroorzaken: het zicht beperken van visuele predatoren, het licht beperken voor primaire producenten en interfereren met de ademhaling en voedselvergaring van waterdieren. De eerste twee effecten worden vooral veroorzaakt door een vermindert doorzicht welke ondermeer afgemeten kan worden aan de Secchi-diepte in de bovenlaag van de waterkolom. Verstoring van ademhalings- en voedselvergarings-organen (met name kieuwen) treedt vooral op door mechanische verstopping door zwevend stofdeeltjes. Hoewel het doorzicht samenhangt met het zwevend stofgehalte moet opgemerkt worden dat het doorzicht voornamelijk bepaald wordt door het aantal deeltjes en het zwevendstofgehalte door het gewicht van de deeltjes.

3.6.1 Gegevens

Zwevend stof in de bovenlaag

De blootstelling aan een vermindert doorzicht wordt uitgedrukt als het seizoensgemiddelde (van 1 maart tot 1 oktober) gemeten met de Secchi-schijf. Het doorzicht hangt in de Noordzee nauw samen met de gehalten aan zwevend stof (Waterloopkundig Laboratorium, 1992) en varieert in belangrijke mate met het seizoen. Hogere windsnelheden in de winter veroorzaken in ondiep water langs de kust opwerveling van bodemmateriaal en daardoor hogere zwevend stof concentraties. Er worden in bovenstaande rapport zomergemiddeldes gegeven van het zwevend stofgehalte voor 25 kuststations over de periode 1975-1990. Het zomergemiddelde varieert tussen van 3.1 ver uit de kust tot 80.7 mg.l⁻¹ dicht bij de kust, hetgeen overeenkomt met een berekend doorzicht van maximaal ruim 5.5 meter en minimaal ca. 0.3 meter (Waterloopkundig Laboratorium, 1992). Overigens blijkt de relatie tussen zwevend stof gehalten en doorzicht in werkelijk dermate variabel dat een dergelijke voorspelling van de zichtdiepte op basis van het zwevend stof gehalte eigenlijk niet goed mogelijk is (Waterloopkundig Laboratorium, 1993). In de winterperiode zijn de concentraties zwevend stof hoger als gevolg van resuspensie van sediment door winterstormen en de grote aanvoer van gesuspendeerd materiaal en "yellow matter" (opgeloste organische stoffen als humuszuren) via rivieren (Peeters *et al.*, 1991). In het voorjaar kunnen bloeien van fytoplankton een belangrijke bijdrage leveren aan de troebelheid van het water.

Zoogdieren

Over de effecten van een vermindert doorzicht zijn voor de zeehond geen gegevens gevonden. Volgens Reijnders (pers. med.) maken zeehonden bij het zoeken naar voedsel minder gebruik van zicht dan algemeen wordt aangenomen. De zeehond scharrelt over de bodem op zoek naar prooi die bij wegzwemmen gevolgd wordt. De prooi wordt daarbij via trillingen gedetecteerd met de zeer gevoelige snorharen. Zicht speelt mogelijk alleen in de allerlaatste fase waarop de prooi gepakt wordt

een aanvullende rol. Het feit dat blinde zeehonden kunnen overleven ondersteunt het vermoeden dat zicht van geringe betekenis is voor het bemachtigen van voedsel. Aangenomen wordt daarom dat het doorzicht slechts van geringe betekenis is voor de zeehond en dat effecten pas optreden bij extreem lage waarden.

Dolfijnen blijken veel lichtgevoeliger dan landzoogdieren, maar onbekend is in welke mate zij om kunnen gaan met verhoogde troebelheid (Kasteleijn, Dolfinarium Harderwijk, pers. med.).

Vogels

Uit onderzoek naar de voedsel­ecologie van de grote stern in een overwinteringsgebied (Stienen & Brenninkmeijer, 1994) is gebleken dat er een significant positief verband bestaat tussen het doorzicht en zowel vissucces (aantal gevangen vissen per uur = $2.36134 + 3.67311 * \text{doorzicht}$) als vangstsucces (% succesvolle pogingen = $0.09816 + 0.06072 * \text{doorzicht}$). Er werd geen relatie tussen doorzicht en duikfrequentie gevonden, terwijl er een negatief effect tussen het doorzicht en de grootte van de gevangen vis lijkt te bestaan. Op basis van een maximale duikdiepte van 1.5-2 meter achten Stienen & Brenninkmeijer (1994) het aannemelijk dat het doorzicht van het water vooral beperkend gaat werken bij een doorzicht minder dan 2 meter. Het (berekende) vangstsucces van 22 % bij een zichtdiepte van 2 meter wordt gehalveerd bij een zichtdiepte van 50 cm. Het is niet duidelijk hoe deze effecten van verminderd doorzicht aangrijpen op overleving en reproductie in het broedgebied. Tijdens de periode dat de jongen gevoed worden is het vissucces van groot belang. Het vissucces is echter niet alleen afhankelijk van het doorzicht maar ook van de aanwezige hoeveelheid vis (Stienen, IBN, pers. med.).

Er is geen relevante informatie over de gevoeligheid van de zeekoet voor een verminderd doorzicht gevonden. Gedurende de winter periode komen zeekoeten ook boven de poolcirkel voor waar het lichtaanbod zeer beperkt is (Camphuysen, NIOZ, pers. med.). Blijkbaar is de zeekoet niet volledig van zicht afhankelijk voor het bemachtigen van voedsel dat voornamelijk uit vis bestaat.

Ook voor de noordse stormvogel zijn geen literatuurgegevens gevonden over de effecten van een verminderd doorzicht. Hoewel voornamelijk gefoerageerd wordt aan het wateroppervlak tot een diepte van slechts 10 cm, vermijdt de noordse stormvogel troebel water (Camphuysen, NIOZ, pers. med.). Mogelijk zou hier naast zichtbeperking ook een verminderd voedselaanbod (vnl. plankton) een rol kunnen spelen.

Tenslotte is ook voor de eidereend geen literatuur gevonden over de effecten van een verminderd doorzicht. Ze bevinden zich echter wel in troebel water en voeden zich ook 's nachts, waaruit afgeleid kan worden dat het oog niet zo een belangrijke rol speelt bij het zoeken naar voedsel (Swennen, pers. med.). Bovendien voeden eidereenden zich volgens Swennen niet alleen met mosselen die zich op het

sediment bevinden maar ook met kokkels in de bodem. Kokkels worden zo goed als zeker alleen op de tast gevonden, want ze zijn met het oog nauwelijks waar te nemen. Waarschijnlijk geldt voor alle op zee voorkomende duikeenden dat voedsel op de tast wordt gevonden.

Vissen

Zwevende stof aan het oppervlak vermindert het zicht voor vissen die in het pelagiaal naar voedsel zoeken. Van de geselecteerde AMOEBE-soorten wordt zichtbeperking relevant geacht voor haring en zandspiering die prederen op zooplankton en volwassen kabeljauw die predeert op vis. Door Aksnes & Giske (1993) is het zichtbereik van vissen gemodelleerd. Het model voorspelt dat het zichtbereik van vissen (niet-lineair) afneemt bij een toename van de troebelheid, (niet-lineair) toeneemt bij toename van de grootte van de predator (vis) en de lichtintensiteit, en (bijna lineair) toeneemt met een toename van de afmetingen van de prooi. Daarnaast speelt ook de zwemsnelheid een rol bij de detectie van prooi-organismen. Bij een toename van de troebelheid bij relatief lage zwevend stofconcentraties zijn de veranderingen in het zichtbereik het sterkst. Een toename van de lengte van jonge vis, met kleine oogdiameter, heeft een meer dan proportionele toename van het zichtbereik tot gevolg. Jonge vis is daarom gevoeliger voor hoge troebelheid van het water dan volwassen vis.

Effecten van gesuspendeerd sediment voor de larven van haring zijn volgens Johnston & Wildish (1982) vergelijkbaar met die van verminderde lichtintensiteiten. Bij een concentratie van 8 mg.l^{-1} werden door Johnston & Wildish (1982) nog geen significante effecten op de opname van *Artemia* waargenomen, vanaf 20 mg.l^{-1} gesuspendeerd sediment was dat wel het geval. Grotere larven bleken, zoals verwacht mag worden, minder gevoelig voor verhoogde deeltjesconcentraties dan kleinere larven, omdat het voedingssucces, de beweeglijkheid, de visuele ontwikkeling en de mondopening toenemen met de lengte. Bovendien is juveniele haring in staat om gebieden met hoge concentraties zwevend stof te vermijden (Messieh *et al.*, 1981). Hoe de bovengenoemde zwevend stofconcentraties zich verhouden tot het doorzicht is onduidelijk, evenals de effecten van de verminderde voeding op reproductie of sterfte..

Bij zandspieringen neemt de zwemactiviteit af bij lage lichtintensiteit en zijn zij niet in staat om naupliuslarven van copepoden te detecteren en te vangen (Winslade, 1974). Volgens Winslade zijn lage lichtintensiteiten in de nacht verantwoordelijk voor het ingraafgedrag van zandspiering en is dit de reden dat visserij alleen overdag succesvol is. Bij zandspiering ligt de lichtdrempel volgens Winslade op een gelijk niveau als bij de haring, die zich ook met plankton voedt.

Voor de kabeljauw zijn geen specifieke gegevens betreffende de effecten van een verhoogde troebelheid gevonden. Vanwege de grote afmetingen van kabeljauw ten opzichte van haring en zandspieringen en de daarmee samenhangende grootte van oog is de kabeljauw waarschijnlijk relatief ongevoelig voor verhoogde troebelheid.

Totaal algen (fytoplankton)

In de winterperiode wordt de groei van fytoplankton in de Noordzee door licht beperkt, terwijl vermoedelijk fosfaat en stikstof groei-limiterend zijn in respectievelijk het voorjaar en de zomer (Peeters *et al.*, 1993). In het zomerhalfjaar zal een gering doorzicht, met als gevolg een lichtlimitatie voor het fytoplankton, pas van belang worden als het lichtaanbod een sterkere groeibeperking oplegt dan het nutriënten aanbod. Naast zwevend stofconcentraties wordt de beschikbare hoeveelheid licht in de waterkolom bepaald door de daglengte, de instralingsintensiteit en de mengdiepte van de waterkolom. Dit maakt het in principe niet mogelijk om een vermindering van de fytoplanktongroei enkel uit te drukken als functie van de Secchi-diepte.

Een benadering om eventuele effecten van verminderd doorzicht op de groei van algen toch te kwantificeren is gebruik te maken van een referentie waarde, waarbij de groeicondities in de Noordzee optisch gezien maximaal zijn (maximaal doorzicht). Buiten de kustzone worden op bepaalde locaties in de Noordzee in het zomerseizoen maximum (seizoensgemiddelde) doorzicht dieptes van ca. 30 meter gevonden (Waterloopkundig Laboratorium, 1992). Hier wordt daarom aangenomen dat deze diepte de meest optimale doorzichtconditie voor algengroei in de Noordzee weergeeft en dat bij afname van het doorzicht de maximale groeipotentie evenredig afneemt. Met eventuele stratificatie wordt hierbij geen rekening gehouden. De totale lichthoeveelheid die in een waterkolom doordringt is omgekeerd evenredig met de extinctie coëfficiënt (k) en recht evenredig met de Secchi-diepte S_d , waarbij $S_d = 0.7 \cdot k$ (Walker, 1980). Hieruit volgt dat de totale hoeveelheid licht die in een waterkolom beschikbaar is voor homogeen verdeelde zwevende algen evenredig is met 0.7 maal de Secchi-diepte.

Wieren

Voor groefwier is de troebelheid van het water nauwelijks van belang, vanwege de hoge positie in de litorale zone waar het voorkomt. Daarentegen komt suikerwier (*Laminaria saccharina*) voor in de zone tussen gemiddeld laagwater bij springtij en een diepte van ongeveer 1-1.5 meter daaronder (Meijer, 1988). De ondergrens wordt waarschijnlijk bepaald door substraatbeperking, erosie, lichtbeperking en concurrentie om aanhechtingsplaatsen (Meijer, 1988). Troebelheid van het water kan een beperking van standplaatsen veroorzaken of de groei van het wier beïnvloeden. Door Meijer wordt opgemerkt dat de doorzichtdiepte tijdens de getijdebeweging langs dijkvoeten zeer variabel is in de tijd. In de periode oktober-juni is de hoeveelheid licht zeer waarschijnlijk een beperkende factor voor de groei van suikerwier. Gedetailleerde gegevens ontbreken echter. Ook zeesla, dat in het sublitoraal tot enkele meters diepte voorkomt (Bijkerk, 1988b), kan in groei geremd worden door een verminderd doorzicht. Verschillen in het lichtcompensatiepunt van verschillende wieren blijken niet bruikbaar om de gevoeligheid van verschillende wiersoorten in te schatten. Uit een onderzoek van Markager & Sand-Jensen (1992) aan een vijftal macroalgsoorten waaronder zeesla blijkt namelijk dat er nauwelijks specifieke verschillen bestaan van het lichtcompensatiepunt voor groei. Andere factoren dan het lichtcompensatiepunt

blijken bepalend voor de maximum diepte waarop de soorten voor kunnen komen, zoals thalussdikte en levenscyclus (één- of meerjarig).

Zeegras

Zeegras heeft groeimogelijkheden op plaatsen waar voldoende licht de bodem kan bereiken. Deze kritische hoeveelheid licht blijkt in de praktijk ongeveer overeen te komen met de zichtdiepte gemeten met de Secchi-schijf (de Jong & de Jonge, 1989). Door van Katwijk (1992) is mesocosmonderzoek uitgevoerd ter bepaling van de maximum diepte waarop groot zeegras in de Waddenzee voor kan komen (Tabel 31). Deze maximum diepte is afhankelijk van de troebelheid van het water.

Tabel 31 De maximale diepte waarop Groot zeegras (Zostera marina) kan voorkomen bij verschillende mate van doorzicht (overgenomen uit Van Katwijk, 1992).

Secchi diepte (m)	extinctie coëfficiënt (m ⁻¹)	Voorspelde maximale diepte (m)
1.1	1.5	0.80-1.30
0.9	2.0	0.45-0.85

Via extrapolatie kan uit deze resultaten worden afgeleid dat de Secchi-diepte niet minder dan ca. 0.5 m mag bedragen. De theoretische maximum diepte, bij een hoog doorzicht, zou dan 3.3 m bedragen. Dit betekent, dat indien troebelheid beschouwd wordt als de doorslaggevende factor die het voorkomen van zeegras bepaald, slechts een deel van de Waddenzee ondiep genoeg is. Momenteel komt groot zeegras in de Waddenzee alleen in het middendeel van het (eu)litoraal voor. De belangrijke invloed van licht op de groei van zeegras blijkt ook uit *in situ* beschaduwing- en belichting-experimenten in de Grevelingen en het Veerse meer. De relatieve groeisnelheid en biomassa worden op beide lokaties (op een diepte van 1.25 m) primair gecontroleerd door het lichtaanbod (Lent *et al.*, 1995). Naast zwevend stof, kunnen ook epifyten de beschikbaarheid van licht verminderen. Dit zou vooral onder eutrofe omstandigheden een rol spelen (de Jonge *et al.*, 1993). Daarnaast zijn nog andere factoren van belang voor de verspreiding van zeegras, zoals getijde fluctuatie, emersie-periode, saliniteit, sedimenttype en sedimentstabiliteit (Philippart, 1994).

Zwevende stof in de onderlaag

De blootstelling wordt uitgedrukt als het aantal dagen dat een overschrijding plaatsvindt aan een zwevend stofconcentratie hoger dan 200 mg.l⁻¹. Dit komt overeen met een berekend doorzicht met de Secchi-schijf van ca. 0.1-0.2 m.

Bij de effecten van hoge concentraties zwevend stof in de onderlaag van de waterkolom wordt de nadruk gelegd op de interactie van deeltjes met kieuwen van vissen en evertbraten. Voor de meeste aquatische dieren zijn kieuwen in de eerste plaats een ademhalingsorgaan. Daarnaast worden de kieuwen door suspensie-etende dieren gebruikt om voedsel uit het water te zeven.

Vissen

Een verhoging van de zwevend stofconcentratie en de daarmee gepaard gaande

verhoging van de troebelheid kunnen bij vissen, naast directe sterfte en groeiremming, leiden tot effecten op gedrag, voedselvergaring en voedselaanbod (Baveco, 1988). Van vissen, die de kieuwen vooral voor de ademhaling benutten, is bekend dat de kieuwen kunnen beschadigen door blootstelling aan water met een verhoogde sliblast. Bij langdurigere blootstelling of een hogere sliblast treedt sterfte op (Sherk *et al.*, 1975). Niet alle vissen zijn even gevoelig. Voor de in RAM geselecteerde vissoorten is alleen voor de haring en de schol enige specifieke informatie gevonden. Gegevens over steur, rog, kabeljauw en zandspiering zijn niet gevonden. Estuariene vissen zijn over het algemeen minder gevoelig dan vissen die gewoonlijk meer in open water verblijven, zoals haring en makreel (24 uren $LC_{10} > 10000 \text{ mg.l}^{-1}$ resp. $< 9000 \text{ mg.l}^{-1}$). Door Sherk *et al.* (1975) worden $24hLC_{10}$ waarden tussen 580 (*Leiostomus*) en 2450 mg.l^{-1} (*Fundulus*) gemeld. Schol, die op de bodem voorkomt en daardoor toleranter zou zijn dan pelagische vissen, overleefde een 14 dagen durende blootstelling aan een zeer hoge kleisuspensie van 3000 mg.l^{-1} (in Baveco, 1988).

Juveniele vissen blijken relatief gevoelig, waarschijnlijk door een combinatie van een grotere zuurstofbehoefte en een fijnere kieuwstructuur, die gevoeliger is voor verstopping (Sherk *et al.*, 1975). Dat hoge slibconcentraties de ademhaling belemmeren wordt ondersteund door de waarneming van luchthapgedrag en een verhoging van de capaciteit van zuurstofuitwisseling bij blootstelling aan verhoogde slibconcentraties (Moore, 1977; Baveco, 1988). Ook Auld & Schubel (1978) toonden verschillen aan in de gevoeligheid vissen van verschillende leeftijden en van zes verschillende soorten. Larven bleken het gevoeligste stadium, waarbij de overleving van larven van de gevoeligste soort verminderde vanaf een concentratie van 100 mg.l^{-1} . Het uitkomstsucces van eieren nam pas af bij blootstelling vanaf 1000 mg.l^{-1} . Effecten op de ontwikkeling van eieren blijken vooral te worden veroorzaakt door bedekking als gevolg van de depositie van zwevende stof (Baveco, 1988) en dus niet direct door de concentratie zwevend stof in het water. Depositie leidt tot een vermindering van de verversing met zuurstofrijk water rond de eieren (Messieh *et al.*, 1981).

Bentische evertibraten

Bentische evertibraten hebben niet of nauwelijks de mogelijkheid om een ongunstige situatie tijdelijk te verlaten. Soorten die actief water filteren om aan zuurstof en voedsel te komen zullen daarom sterk beïnvloed worden door een verhoogde slib last, omdat de uitgefilterde deeltjes voor een relatief groot deel oneetbaar zijn. Dit geldt dan met name voor suspensie etende bivalven als mossel, kokkel, strandgaper en noordkromp. Het nonnetje zal minder beïnvloed worden, aangezien deze soort ook heel goed in staat is middels deposit-feeding in zijn voedselbehoeften te voorzien. Rhoads & Young (1970) menen zelfs dat suspensie-feeders zoveel gevoeliger zijn voor gesuspendeerd slib dan deposit-feeders, dat actief gravende deposit-feeders door het in suspensie brengen van slib in staat zijn een gebied onleefbaar te maken voor suspensie-feeders.

Van de mossel is bekend dat morfologische aanpassing aan veranderde slibgehalten mogelijk is binnen een range van gemiddeld 0 tot 50 mg zwevende stof per liter. Deze aanpassing kan vrij snel (grotendeels binnen een groeiseizoen) tot stand komen (Essink, 1993). Bij 100 tot 200 mg zwevend stof per liter neemt de filtratiesnelheid echter af, terwijl deze geheel tot stilstand komt bij concentraties van 250 mg.l⁻¹ en hoger (Widdows *et al.*, 1979).

De strandgaper lijkt gevoeliger dan de mossel. Al bij slibconcentraties van minder dan 20 mg.l⁻¹ neemt de filtratiesnelheid af, terwijl de voedselopname bij een concentratie van 100 tot 200 mg.l⁻¹ stagneert (Grant & Thorpe, 1991).

Voor het nonnetje, de kokkel en de noordkromp zijn geen specifieke gegevens over de tolerantie van zwevend slibconcentraties gevonden. Ook ontbreken gegevens voor de purperslak. Gezien het litorale voorkomen, waardoor tijdelijke ontwijking van hoge blootstellingsconcentraties mogelijk is door hoger op te vluchten, wordt verwacht dat effecten niet snel op treden.

Ook voor de bentische kreeftachtigen zijn geen gegevens gevonden. Verwacht wordt dat de garnaal vrij tolerant is vanwege het natuurlijk voorkomen bij hogere zwevend stofconcentraties ten opzichte van de zwemkrab en de zeekreeft. Waarschijnlijk wordt vooral de ademhaling van deze dieren bemoeilijkt.

Verder zijn alleen nog experimenten met zakpijpen (*Ciona* en *Ascidella*) bekend (Robbins, 1985). Beide zijn zeer gevoelig voor verhoogde concentraties zwevend materiaal. Effecten treden al op bij concentraties van 25 mg.l⁻¹, *Ciona* groeit dan al helemaal niet meer. Sterfte treedt echter pas op na langdurigere blootstelling aan 600 mg.l⁻¹, na 5 dagen sterven de gevoeligste individuen en na 21 dagen is de sterfte compleet (Robbins, 1985).

Zooplankton

Hoge concentraties zwevende stof aan het oppervlak interfereren met de voedselvergaring van copepoden, wat kan leiden tot een verminderde groei en eiproductie of tot sterfte als gevolg van verhongering. Paffenhöfer (1972) stelde effecten vast als gevolg van blootstelling aan concentraties van ongeveer 0.6 tot 6 mg.l⁻¹ "red mud", bestaande uit zeer kleine anorganische deeltjes. Onder subadulte stadia werd daarbij een 5 tot 8 maal hogere sterfte waargenomen, alsmede een verminderde groei en een verandering van het zwemgedrag. Uit onderzoek van Sherk *et al.* (1975) kan worden opgemaakt dat bij de estuariene copepode *Eurytemora affinis* pas effecten op de filtratie-activiteit merkbaar zijn bij hoge slibconcentraties van 250 mg.l⁻¹ (82% van de deeltjes kleiner dan 2 mm). Bij *Acartia tonsa* trad echter al een reductie van de filtratiesnelheid op vanaf ca. 100 mg.l⁻¹. Omdat de laatste soort meer zeewaarts in estuaria voorkomt waar doorgaans lagere slibconcentraties aanwezig zijn, kan afgeleid worden dat soorten die niet aan slibrijke condities zijn aangepast veel gevoeliger zijn voor hoge zwevend stofconcentraties. In een veldstudie van Tester & Turner (1989) blijkt *Acartia tonsa* weer minder gevoelig dan *Centropages velificatus* en *Eucalanus pileatus*. De

laatste soort werd in het veld nooit aangetroffen bij concentraties hoger dan 41.9 mg.l⁻¹, hoewel er bij deze concentratie geen effect op de voedselopname werd waargenomen. Daarnaast blijkt ook de wijze van voedselvergaring van belang te zijn. De filtreerder *Pseudocalanus* sp. blijkt beter in staat om voedseldeeltjes te onderscheiden (en te selecteren) dan *Temora longicornis* die grotere voedselorganismen prefereert (DeMott, 1988). Indirect neemt de productie van zooplankton als gevolg van een verminderd voedselaanbod af, doordat de groei van fytoplankton afneemt bij hoge concentraties zwevend stof (Cuker, 1993).

Effecten van verhoogde slibconcentraties zijn vooral te verwachten in gebieden waar van nature geen hoge slibconcentraties voorkomen. In estuaria en gebieden met van nature hoge slibconcentraties blijken organismen doorgaans relatief tolerant voor zwevend stof (schol, draadworm, nonnetje) of bezitten zij de capaciteit om zich aan deze omstandigheden aan te passen (bv. mossel). De effecten van verhoogde zwevend stofconcentraties kunnen daarom met name verder uit de kust verwacht worden, bijvoorbeeld nabij stortlocaties voor baggerspecie, zandwinlocaties of bij incidentele baggerwerkzaamheden in vaargeulen.

3.6.2 Keuze functie en inschatting parameterwaarden

Zwevend stof in de bovenlaag

Verhoging van de concentraties van zwevend stof in de bovenlaag komen overeen met een vermindert doorzicht. De effecten hiervan doorzicht worden uitgedrukt met behulp van een helling functie, waarbij de drempelwaarde (d) aangeeft vanaf welk seizoens-(zomer) gemiddelde Secchi-diepte (uitgedrukt in meters) een effect optreedt op de overleving of de reproductie en de waarde van c de fractie sterfte of reproductievermindering aangeeft voor elke meter verminderd doorzicht (Tabel 32). De beschikbare gegevens hebben echter geen betrekking op effecten op sterfte of overleving maar op een verminderde voeding of verminderde groeipotentie.

Verhoogde troebelheid leidt tot een vermindering van de beschikbaarheid van zonlicht voor primaire producenten als fytoplankton (totaal algen), wieren en zeegras. Omdat niet de overleving maar de groei beïnvloed wordt kan het effect het best in een reproductieterm worden gevat. Dit is ook het geval bij de beperking van het zicht voor oogjagers wat via een verminderde voedsel inname vooral doorwerkt op de groei en investering in reproductie. De effecten op de overleving treden pas op bij zeer hoge concentraties, welke alleen bij activiteiten als baggeren verwacht mogen worden. Dit type effect komt aan bod bij verhoogde slibconcentraties boven de bodem. Er is verder geen rekening gehouden met de aard (grootte-verdeling, herkomst) van de deeltjes.

N.B. Omdat een verhoging van het doorzicht (de blootstelling) gunstigere omstandigheden schept voor de biota, heeft de parameter c een negatieve waarde.

Voor de soorten is een minimale zichtdiepte ingeschat waarop geen (subleetaal) effect verwacht wordt. Er is uitgegaan van een rechtstreeks en lineair verband tussen een vermindering van voedsel- of groeicondities en de vermindering van de reproductiecapaciteit. Voor deze zichtdiepte worden gegevens over de maximale diepte van voorkomen gebruikt indien het primaire producenten betreft. Voor oogjagers is het minimaal benodigde zichtbereik geschat welke de drempelwaarde vormt. Aangenomen wordt verder dat het maximale effect pas optreedt als het doorzicht 0 meter is, zodat de keuze van de drempelwaarde ook de steilheid van de helling bepaalt.

Verwacht wordt dat de effecten op de zeehond pas bij een zeer gering doorzicht optreden, vanwege het voorkomen in troebel water, en dat effecten sneller optreden bij de tuumelaar en bruinvis die meer offshore voorkomen. Voor de vogels zijn alleen kwantitatieve gegevens over de grote stern beschikbaar. Deze zijn ook gebruikt als indicatie op de effecten van de overige vogelsoorten, waarbij de gevoeligheid lager is bij soorten met een voorkomen in troebel water (eidereend), gelijk is aan die van andere soorten die vanaf het oppervlak hun voedsel bemachtigen (noordse stormvogel) en die van de vis bejagende zeekoet. De natuurlijke variatie in de gegevens voor bovengenoemde oogjagers blijkt ondermeer af te hangen van de voedseldichtheid, welke ook weer door het doorzicht beperkt kan worden (productievermindering van het systeem als geheel).

De effecten op de primaire producenten (totaal algen, suikerwier, zeesla en zeegras) laten zich nog moeilijker beschrijven vanwege de invloed van vele andere factoren welke tegelijkertijd van invloed zijn, met name die van nutriënt-concentraties. Daarnaast is er een zeer sterk effect van het seizoen (daglengte). Alleen voor zeegras zijn goed bruikbare gegevens voorhanden voor de schatting van effecten.

Tabel 32 De minimale zichtdiepte waarop nog geen effect verwacht wordt (d) en de effectgrootte (c ; fractie) bij een doorzichtvermindering van één meter. (Zie voor verklaring afkortingen Tabel 21).

Reproductie	Parameterwaarde			Onzekerheid				Parameterwaarde			Onzekerheid			
	Soort	d	min	max	h	p	v	Totaal	c	min	max	h	p	v
Zeehond	0.2	0.06	0.69	5	5	3	13	-5	-1.44	-17.31	5	5	3	13
Bruinvis	1	0.29	3.46	5	5	3	13	-1	-0.29	-3.46	5	5	3	13
Tuimelaar	1	0.29	3.46	5	5	3	13	-1	-0.29	-3.46	5	5	3	13
Grote stern	2	1.14	3.52	4	1	3	8	-0.5	-0.28	-0.88	4	1	3	8
Zeekoet	2	0.69	5.82	4	5	3	12	-0.5	-0.17	-1.45	4	5	3	12
Noordse stormvogel	2	0.69	5.82	4	5	3	12	-0.5	-0.17	-1.45	4	5	3	12
Eidereend	0.2	0.07	0.58	4	5	3	12	-5	-1.72	-14.54	4	5	3	12
Haring	5	1.99	12.56	4	3	4	11	-0.2	-0.08	-0.50	4	3	4	11
Kabeljauw	5	1.72	14.54	5	3	4	12	-0.2	-0.07	-0.58	5	3	4	12
Zandspiering	5	1.99	12.56	4	3	4	11	-0.2	-0.08	-0.50	4	3	4	11
Suikerwier	2	0.58	6.92	5	3	5	13	-0.5	-0.14	-1.73	5	3	5	13
Zeesla	2	0.58	6.92	5	3	5	13	-0.3	-0.09	-1.04	5	3	5	13
Totaal algen	30	8.67	103.86	5	3	5	13	-0.03	-0.01	-0.10	5	3	5	13
Zeegras	3	1.36	6.62	4	1	5	10	-0.33	-0.15	-0.73	4	1	5	10

Zwevend stof in de onderlaag

Een verhoogd slibgehalte in het water boven de bodem wordt op een vergelijkbare wijze als zuurstofloosheid uitgewerkt, met als uitgangspunt de duur (in dagen) van overschrijding van de grenswaarde 200 mg.l^{-1} . Met behulp van een lineaire helling-functie wordt met de drempelwaarde (d) aangegeven hoeveel dagen blootstelling geen effect op overleving en reproductie tot gevolg heeft voor de betreffende organismen (Tabel 33 en Tabel 34). De waarde van c geeft de fractie sterfte- of reproductie-vermindering aan die na één dag blootstelling boven de drempelwaarde optreedt.

De invloed op de reproductie is moeilijk aan te geven (zie ook 3.2.2). De invloed op reproductie uit zich ondermeer in sterfte van individuen onder de populatiegrens. Bij vissen is sterfte op larven als uitgangspunt gekozen voor het effect op reproductie.

Gegevens over de gevoeligheid van embryo's en larven van evertrebraten ontbreekt. Daarom is een zelfde gevoeligheid gekozen als zooplankton dat ook niet mobiel genoeg is om actief schoner water op te zoeken. De reproductie is echter ook afhankelijk van de conditie van de adulten. Als deze hogere slibgehalten overleven, is het niet zeker of ze daarna nog voldoende reserves over hebben om zich ook nog voort te planten. Dit zal met name spelen als de verhoogde slibgehalten zich voordoen in perioden die cruciaal zijn in de voortplantingscyclus van organismen met een sterk seizoensgebonden cyclus. Gegevens over de invloed van verhoogde slibbelasting in perioden die van belang zijn in de voortplantingscyclus (ontwikkeling en rijping van de gameten, paaien) ontbreken vooralsnog. Door Essink (1993) wordt geconcludeerd dat de effecten van zwevend stof in najaar en

winter minder nadelige effecten hebben op filterende bodemdieren dan in de rest van het jaar.

Geen van de beschikbare gegevens hebben betrekking op effecten als gevolg van de gedefinieerde blootstelling, waarbij de overschrijding (van een waarde van 200 mg zwevend stof per liter) als functie van de tijd wordt gegeven (in dagen). Hierdoor is dus altijd een interpretatie van de gegevens vereist. Een schatting is gemaakt, waarbij vooral relatieve gevoeligheid van de soorten wordt weergegeven. Hierbij is uitgegaan van een lagere gevoeligheid van estuariene vissen (steur en schol), gevolgd door de rog die dicht bij de bodem voorkomt. De meer pelagisch voorkomende soorten (zandspiering, kabeljauw en haring) zijn als meest gevoelig beschouwd. Van de bodemdieren zijn vooral effecten op de suspensie-filterende soorten van belang. Hierbij is uitgegaan van een lage gevoeligheid van dieren die naar deposit-feeding neigen (zeeklit, nonnetje), en een hogere gevoeligheid voor filter-feeders (noordkromp, strandgaper, mossel, kokkel), waarbij ook verstopping van de kieuwen (zuurstofloosheid) een rol speelt. De gevoeligheid van andere soorten (purperslak, zee-anjelier, garnaal, zeekreeft en zwemkrab) zijn op basis van andere factoren ingeschat (zie gegevens).

Tabel 33 De letale effecten van een overschrijding van een zwevend stof concentratie in de onderste waterlaag van 200 mg.l⁻¹, waarbij drempelwaarde d het maximum aantal dagen is waarop geen effect optreedt en c de effectgrootte (fractie) is voor elke dag daarboven. (Zie voor verklaring afkortingen Tabel 21).

Sterfte Soort	Parameterwaarde			Onzekerheid				Parameterwaarde			Onzekerheid			
	d	min	max	h	p	v	Totaal	c	min	max	h	p	v	Totaal
Steur	30	13.59	66.21	3	3	4	10	0.1	0.05	0.20	3	2	4	9
Haring	10	4.53	22.07	3	3	4	10	0.1	0.05	0.20	3	2	4	9
Rog	20	9.06	44.14	3	3	4	10	0.1	0.05	0.20	3	2	4	9
Kabeljauw	10	4.53	22.07	3	3	4	10	0.1	0.05	0.20	3	2	4	9
Schol	30	13.59	66.21	3	3	4	10	0.05	0.03	0.10	3	2	4	9
Zandspiering	10	4.53	22.07	3	3	4	10	0.1	0.05	0.20	3	2	4	9
Zeeklit	365	145.34	365	3	5	3	11	0.001	0.000	0.003	3	5	3	11
Nonnetje	365	165.38	365	4	3	3	10	0.001	0.000	0.003	4	3	3	10
Mosselbank	20	9.06	44.14	3	3	3	9	0.05	0.03	0.10	3	3	3	9
Strandgaper	25	11.33	55.18	4	3	3	10	0.05	0.02	0.11	4	3	3	10
Kokkelbank	10	3.98	25.11	5	3	3	11	0.05	0.02	0.13	5	3	3	11
Purperslak	50	19.91	125.57	5	3	3	11	0.1	0.04	0.25	5	3	3	11
Noordkromp	50	19.91	125.57	5	3	3	11	0.1	0.04	0.25	5	3	3	11
Zeeanjelier	10	2.89	34.62	5	5	3	13	0.01	0.000	0.003	5	5	3	13
Garnaal	75	21.66	259.66	5	5	3	13	0.1	0.03	0.35	5	5	3	13
Zeekreeft	50	14.44	173.10	5	5	3	13	0.1	0.03	0.35	5	5	3	13
Zwemkrab	50	14.44	173.10	5	5	3	13	0.1	0.03	0.35	5	5	3	13
Zooplankton	5	2.84	8.81	1	3	4	8	0.1	0.06	0.18	1	3	4	8

Tabel 34 De effecten op de reproductie van een overschrijding van een zwevend stof concentratie in de onderste waterlaag van 200 mg.l⁻¹, waarbij drempelwaarde d het maximum aantal dagen is waarop geen effect optreedt en c de effectgrootte (fractie) is voor elke dag daarboven. (Zie voor verklaring afkortingen Tabel 21)

Reproductie Soort	Parameterwaarde			Onzekerheid				Parameterwaarde			Onzekerheid			
	d	min	max	h	p	v	Totaal	c	min	max	h	p	v	Totaal
Steur	365	165.38	365	3	3	4	10	0.001	0.000	0.003	3	3	4	10
Haring	0	0	0	3	3	4	10	0.05	0.02	0.11	3	3	4	10
Rog	30	13.59	66.21	3	3	4	10	0.05	0.02	0.11	3	3	4	10
Kabeljauw	0	0	0	3	3	4	10	0.05	0.02	0.11	3	3	4	10
Schol	0	0	0	3	3	4	10	0.05	0.02	0.11	3	3	4	10
Zandspiering	0	0	0	3	3	4	10	0.05	0.02	0.11	3	3	4	10
Zeeklit	5	1.99	12.56	3	5	3	11	0.1	0.04	0.25	3	5	3	11
Nonnetje	5	2.27	11.04	4	3	3	10	0.1	0.04	0.25	5	3	3	11
Mosselbank	5	2.55	9.82	3	3	3	9	0.1	0.05	0.20	3	3	3	9
Strandgaper	5	2.27	11.04	4	3	3	10	0.1	0.05	0.22	4	3	3	10
Kokkelbank	5	1.99	12.56	5	3	3	11	0.1	0.04	0.25	5	3	3	11
Purperslak	10	3.98	25.11	5	3	3	11	0.1	0.04	0.25	5	3	3	11
Noordkromp	5	1.99	12.56	5	3	3	11	0.1	0.04	0.25	5	3	3	11
Zeeanjelier	5	1.44	17.31	5	5	3	13	0.1	0.03	0.35	5	5	3	13
Garnaal	5	1.44	17.31	5	5	3	13	0.1	0.03	0.35	5	5	3	13
Zeekreeft	10	2.89	34.62	5	5	3	13	0.1	0.03	0.35	5	5	3	13
Zwemkrab	10	2.89	34.62	5	5	3	13	0.1	0.03	0.35	5	5	3	13
Zooplankton	0	0	0	1	3	4	8	0.25	0.14	0.44	1	3	4	8

3.7 Mechanische verstoring: Bedekking met sliblaag

3.7.1 Gegevens

De te schatten effecten betreffen de sterfte als gevolg van een eenmalige bedekking met een sliblaag van minimaal 20 cm dikte. Er is geen maximumdikte van de sliblaag gedefinieerd. Directe effecten van bedekking door een sliblaag is vooral van betekenis voor minder mobiele, aan de bodem gebonden organismen. De mate waarin een organisme door een instantane bedekking met een laag sediment beïnvloed wordt hangt af van de dikte van de laag, de samenstelling van het gestorte sediment (waarschijnlijk meestal vrij slibrijk), het vermogen van bedekte organismen om door het sediment naar boven te groeien of te kruipen en de mate waarin de desbetreffende organismen bestand zijn tegen zuurstofarme omstandigheden (en een daarmee gepaard gaand hoger sulfide gehalte). Op langere termijn speelt ook de mate waarin de soort in staat is het bedekte gebied weer opnieuw te koloniseren een rol. Lange termijn aspecten als het optreden van zuurstofloosheid, hoge sulfide concentraties en rekolonisatie worden in deze studie in principe niet meegenomen, maar zijn bij veldstudies moeilijk te onderscheiden.

Of er een invloed van het seizoen op het optreden van effecten van bedekking door slib bestaat is niet duidelijk. Over het algemeen is in de winterperiode het zuurstofverbruik lager, zodat het langer duurt voordat begraven dieren sterven. Daar staat tegenover dat ze ook trager bewegen, zodat het langer duurt om boven de gestorte laag uit te komen. Welke van deze twee mechanismen het belangrijkste is, is niet duidelijk. Bij lagere temperaturen blijkt het percentage dieren dat na een stort ontsnapt door naar boven te kruipen lager dan bij hogere temperaturen (Essink, 1993). De directe sterfte is bij hogere temperaturen echter meestal hoger. Waarschijnlijk verschilt de invloed van het seizoen op de effecten van bedekking per soort, per locatie en ook van de feitelijke temperatuur. Een mogelijk voordeel van een lager zuurstofverbruik is dat de dieren het lang uit kunnen houden, zodat overleving mogelijk is totdat de gestorte laag eventueel weggespoeld is.

De meeste gegevens voor de effecten van bedekking zijn voortgekomen uit een literatuuronderzoek van Bijkerk (1988f) wat in samengevatte vorm is opgenomen in een integraal rapport over de effecten van baggerspeciestort van Essink (1993).

Stekelhuidigen

De zeeklit kan zich goed door zandige sedimenten heen bewegen. Een eenmalige bedekking met 20 cm grofzandig materiaal vormt geen onoverkomelijk probleem. Bedekking met een laag van meer dan ca. 30 cm fijn zand zal daarentegen waarschijnlijk fataal zijn (Bijkerk, 1988f). Waarschijnlijk zal de bedekking met een slibrijk sediment door de zeeklit aanzienlijk slechter verdragen worden. De soort komt weliswaar ook in slibrijke sedimenten voor, maar kan zich daar maar moeizaam in voortbewegen. Ook de voedselopname wordt ernstig verstoord. De zeeklit plant zich in slibrijke bodems dan ook niet voort (Buchanan, 1966).

Aangenomen is dat de sterfte die optreedt bij een bedekking met een sliblaag van 20 cm vrijwel volledig is (90%).

Weekdieren

Het nonnetje beweegt zich vrij gemakkelijk verticaal in het sediment en is daardoor vrij goed bestand tegen bedekking met zandig sediment. Het storten van slibrijk sediment kan de soort echter negatief beïnvloeden (Bijkerk, 1988f; Steur & Seys, 1988a), mogelijk doordat de voet dan minder houvast heeft (verminderde mobiliteit) en er zuurstofgebrek optreedt. De sterfte die optreedt bij bedekking met 20 cm slib is op 50% geschat, en is ondermeer sterk afhankelijk van de daadwerkelijke dikte van de gestorte laag.

Vanwege de plaatsgebonden hechting van de mossel en de beperkte mogelijkheid tot verplaatsing, met name in zacht substraat, is de mossel zeer gevoelig voor bedekking door sediment. Een laag vanaf 3 centimeter is daardoor al fataal voor kleinere mosselen (1.8-2.1 cm), terwijl sommige grotere mosselen (6.4-8.4 cm) aan deze bedekking kunnen ontsnappen (Bijkerk, 1988f). Een eenmalige bedekking met 20 cm slib veroorzaakt vrijwel zeker volledige sterfte.

De kokkel is, mede door zijn vrij grote zuurstofbehoefte, vrij gevoelig voor bedekking met sediment. Volgens Jackson & James (1979) ligt de kritische grens waarschijnlijk al tussen vijf en acht centimeter. Plotselinge bedekking met 5 cm zand wordt echter overleefd (Bijkerk, 1988f). Uitgaande van de resultaten van experimenten met de verwante soort *Clinocardium nuttalli* ligt de fatale diepte tussen de 15 en 19 cm fijn zand (Bijkerk, 1988f). De kokkel wordt verwacht iets gevoeliger te zijn voor bedekking met slib dan bedekking met zand, en op platen wat gevoeliger dan in geulen (Essink, 1993). Bedekking met 20 cm slib zal echter fataal zijn voor alle bedekte dieren.

De mate waarin de strandgaper beïnvloed wordt door bedekking met sediment hangt in sterke mate af van de grootte (leeftijd) en het type sediment. Bij de meeste bivalven neemt het graafvermogen toe met de leeftijd, maar bij de strandgaper neemt het juist af. Dit komt doordat de voet relatief veel minder groeit dan de rest van het dier, waardoor deze bij grote exemplaren van meer dan 5 cm nauwelijks nog buiten de schelp uit komt. Grote exemplaren kunnen zich dan ook nauwelijks door het sediment bewegen (Kühl, 1972). Wel kunnen zij hun sifon tot wel 40 cm uitstrekken en kan deze bij langzame sedimentatie ook meegroeien (Pfitzenmeyer & Drobeck, 1967).

De dikte van de gestorte laag die bij strandgapers 50% sterfte veroorzaakt (LD_{50}) voor bedekking met zand is meer dan 75 cm voor exemplaren kleiner dan 5 cm en 50-75 cm voor exemplaren groter dan 5 cm. In modderige grond hebben de dieren het een stuk moeilijker, maar door hun lange sifon hebben de grotere exemplaren hier duidelijk voordeel. De LD_{50} voor grote exemplaren is 25-30 cm, die voor kleine exemplaren slechts 15-25 cm (Emerson *et al.*, 1990). Dit onderzoek werd echter al na een periode van slechts twee weken beëindigd. Omdat de strandgaper

vrij goed bestand is tegen zuurstofarme omstandigheden, is het niet onmogelijk dat er op dat moment nog dieren in leven waren die uiteindelijk toch niet aan het oppervlak zouden kunnen komen. Anderzijds vonden Turk & Risk (1981) in een laboratorium experiment al na 3 dagen een LD₅₀ van ca. 6 cm fijn zand en in het veld in een periode van minder dan 14 dagen een LD₅₀ van ca. 3 cm slib. Voor bedekking met grof zand was de LD₅₀ meer dan 24 cm. Zij vermoeden dat de strandgaper door zijn relatief kleine voet niet door het fijne sediment kan kruipen, terwijl de kieuwen door de fijne sedimentdeeltjes verstopt raken. Aangenomen mag worden dat bij bedekking met 20 cm de effecten gering zijn maar sterk toenemen met de stortdikte. Daarnaast is de grootte van de dieren van grote invloed. De sterfte is op 80% geschat.

Over de gevoeligheid van de noordkromp voor bedekking met sediment is geen literatuur gevonden. Waarnemingen op het TNO laboratorium in Den Helder wijzen erop dat de soort zich goed in slibhoudend sediment waar ze bij voorkeur in leven (De Bruyne, 1990) kan verplaatsen, , beter dan in zandig sediment. Of de noordkromp ook goed verticaal omhoog kan kruipen is onzeker. De Bruyne (1990) meldt dat er aanwijzingen bestaan voor verticaal graafgedrag, waarbij de noordkromp van tijd tot tijd voor enkele dagen uit het sediment komt (om extra zuurstof op te nemen) om zich vervolgens weer in te graven tot ca. 10 cm diepte. Het lijkt erop dat de noordkromp zich ingraaft door een sterke waterstroom op te wekken, waardoor het sediment 'vloeibaar' wordt. Ook de kokkel graaft met behulp van een waterstroom (Steur & Seys, 1988b). Na bedekking met een dikke laag sediment is het niet mogelijk zo'n waterstroom op te wekken, vooral niet omdat de noordkromp net als de kokkel maar een heel korte sifon heeft. Ten opzichte van de kokkel heeft de noordkromp echter het voordeel van een gladde, tamelijk afgeplatte schelp, die relatief gemakkelijk door de grond glijdt. Bovendien hebben noordkrompen een hogere tolerantie heeft voor zuurstofloosheid en verhoogde sulfide gehalten, waardoor zij meer tijd hebben om zich naar het sedimentoppervlak te werken. Geschat is dat bedekking met 20 cm slib slechts door een klein percentage (10%) overleefd zal worden.

Gezien de habitat waarin de purperslak voorkomt (rotsachtige kusten) valt niet te verwachten dat deze soort bestand is tegen bedekking met sediment. Literatuurgegevens hierover zijn niet gevonden. Anderzijds is de kans dat op deze habitat bedekking plaatsvindt gering. Andere gastropoden waarvan iets bekend is over gevoeligheid voor bedekking zijn het wadslakje (*Hydrobia ulvae*) en de fuikhoorn (*Nassarius* sp.) (Bijkerk, 1988f). Het wadslakje komt vooral voor op slijkige bodems en is slecht bestand tegen bedekking door slib en waarschijnlijk ook door zand (Bijkerk, 1988f). De fuikhoorn is vrij goed bestand tegen bedekking met in ieder geval zand. De soort is zeer mobiel en is bovendien ook gewoon om door de bovenlaag van het sediment te kruipen in plaats van erover. De purperslak zal gevoeliger zijn dan fuikhoorns en waarschijnlijk zelfs gevoeliger dan het wadslakje, omdat de soort niet is aangepast aan leven op "zacht" substraat. Aangenomen is dat bij eventuele bedekking met slib de sterfte volledig is.

Bentische kreeftachtigen

De zeekreeft leeft bij voorkeur op stenige bodems, waar een sterke stroming sedimentatie verhindert (Bergman, 1989). Het storten van een laag sediment betekent zo goed als zeker het verdwijnen van deze soort. Hoewel zeker grotere individuen nog wel in staat geacht kunnen worden zich weer naar boven te werken, betekent het toch dat de stenige ondergrond met holen en dergelijke bedekt wordt. Aangenomen is dat de directe sterfte na bedekking door 20 cm slib volledig is.

De garnaal kan zich in zand met een geschikte korrelgrootte (0.125-0.71mm) binnen 10 seconden ingraven, waarbij antennen en oogstelen nog net uit het sediment verschijnen (Pinn & Ansell, 1993). Het is de vraag of garnalen ook zo snel onder een dikke laag gestort sediment vandaan kunnen komen, zeker als deze vrij slibrijk is. En snelheid is van levensbelang, omdat garnalen zeer slecht bestand zijn tegen een lage zuurstofspanning. Vanwege de mobiliteit en het graafvermogen is aangenomen dat een groot deel (80%) van de populatie garnalen bedekking van de bodem met 20 cm slib zal overleven.

Van de zwemkrab mag verwacht worden dat de meeste dieren bij slibstort tijdig kunnen weggelopen en daardoor directe effecten van bedekking kunnen ontwijken. De sterfte wordt op 10% geschat.

Annelide wormen

De draadworm is waarschijnlijk zeer goed bestand tegen bedekking met sediment, vooral als dit slibrijk is. In de Westerschelde is zelfs een duidelijke toename gevonden na lozingen van baggerspecie tot een dikte van ca. 20 cm (Bijkerk & Dekker, 1990). Naar verwachting is de draadworm gevoeliger voor bedekking door zand dan door slib. Bijkerk (1988f) schat dat de draadworm hogere tolerantie heeft voor voortdurende sedimentatie van slib dan de verwante worm *Capitella* sedimentatie van zand. Omdat bij bedekking door dikkere sliblagen wel effecten op de draadworm kunnen worden verwacht is de sterfte op 20% geschat.

Het goudkammetje voedt zich al gravend vlak onder het oppervlak van voornamelijk zandige sedimenten en zal zich na bedekking door zand waarschijnlijk snel een weg terug naar het oppervlak graven. Het graafvermogen is waarschijnlijk veel geringer in slibrijker sediment waar het goudkammetje veel minder voorkomt. Sterfte door bedekking met 20 cm slib is daarom vrij hoog geschat (90%).

Door Dankers *et al.* (1983) zijn de effecten van zandsuppleties op het strand van Texel en Ameland gevolgd op het voorkomen van de gemshoornworm (*Scolelepis squamata*). Direct na suppletie was deze soort verdwenen, waarna ook een afname van drieteenstrandlopers werd waargenomen. Na ca. 20 maanden werden weer normale biomassa's aangetroffen.

Holtedieren

De zeeanjelier is afhankelijk van een harde, stabiele ondergrond (rotsen, stenen,

schelpen, schoon grofzand). De soort is niet erg mobiel. Bedekking met een laag sediment zal daarom fataal zijn (100% sterfte). De slibanemoon, die enigszins mobiel is, blijkt zich niet meer uit te kunnen graven bij bedekking van meer dan 8 cm sediment (Bijkerk, 1988f).

Vegetatie

De vegetatie op de kwelder ontstaat in wisselwerking met de overstromingsfrequentie en is gerelateerd aan de hoogte ten opzichte van gemiddeld hoogwater. Bedekking met een 20 cm dikke laag sediment kan daarom grote gevolgen hebben. Hoewel een aantal plantensoorten wel door een laag van deze dikte heen kan groeien, of er zelfs bovenuit blijft steken, verandert het fysische milieu zodanig dat de vegetatie zich waarschijnlijk niet kan handhaven. Als de laag blijft liggen zal zich een andersoortige vegetatie ontwikkelen. Aangenomen is daarom dat sterfte volledig is.

Zeegras wortelt enkele centimeters diep in fijnzandige, slibhoudende bodems (de Jong & de Jonge, 1989). In zeegrasvelden vindt van nature sedimentatie plaats doordat de stroomsnelheid van het water afgeremd wordt. Stort van sediment zal echter leiden tot het verdwijnen van zeegras (De Jong & de Jonge, 1989). Als schadelijke neveneffecten worden verhoging van de troebelheid en de verandering van de hydrodynamische condities gemeld.

Wieren

Bedekking kan van belang zijn voor de submerse wieren (suikerwier en zeesla). Daar het gaat om bedekkingen van minimaal 20 cm mag voor de wieren gesteld worden dat zij volledig bedekt zullen worden en een dergelijke stort niet zullen overleven.

3.7.2 Keuze functie en inschatting parameterwaarden

De effecten van bedekking door een sliblaag van tenminste 20 cm worden beschreven met behulp van een homogene kansfunctie, waarin de waarde van c de fractie sterfte aangeeft die per m^2 bedekking optreedt.

Voor veel soorten geldt dat een bedekking van 20 cm slib niet overleefd zal worden. Voor andere soorten geldt dat sterfte pas op zal treden na bedekking met meer dan 20 cm slib. Voor deze soorten is een sterfte-percentages aangegeven, waarbij de relatieve gevoeligheid van de verschillende soorten is geschat rekening houdend met het natuurlijk voorkomen (zand- of slibbodem), de mobiliteit (vluchtgedrag) en de verwachte graafcapaciteit in slib. De onzekerheid van de absolute waarden is zeker in deze gevallen groot, omdat de gegevens niet goed passend zijn voor de gegeven blootstelling.

Variatie wordt zowel veroorzaakt door het type slib dat gestort wordt (slib, zand, organische stof), de temperatuur (activiteit en vluchtgedrag) en de grootte van de

organismen (activiteit en vluchtgedrag). De onzekerheid als gevolg van deze variatie is voor alle soorten als matig (3) geclassificeerd.

Aangenomen is dat de effecten op reproductie verwaarloosbaar zijn. Dieren die tot de populatie worden gerekend zijn of wel of niet in staat om de stort van een sliblaag te overleven. De hiervoor vereiste inspanning is dermate gering dat dit niet ten koste zal gaan van de investering in nakomelingen. Ook de invloed van bedekking op individuen onder de populatiegrens is verwaarloosbaar geacht.

Bij de meeste soorten bevinden individuen beneden de populatiegrens zich in het plankton en zal bedekking met sediment zelden een directe invloed hebben. Uitzonderingen hierop vormen vegetatie (kwelderplanten, zeegras), wieren en de zeeanjerier (omdat ook aseksuele reproductie plaatsvindt). Eventuele effecten op reproductie worden hier echter niet gekwantificeerd, omdat aangenomen wordt dat het aantal nakomelingen niet door een eenmalige slibstort wordt invloed.

De effecten van bedekking met zand en bedekking met slib kunnen sterk verschillen, omdat in het fijne, organisch rijke slib ook zuurstoftekort een rol kan spelen. Daarnaast bestaat er variatie als gevolg van omgevingsvariabelen (temperatuur en zuurstofbeschikbaarheid) en soms van het levensstadium.

Tabel 35 Letale effecten van een eenmalige bedekking met een laag van ten minste 20 cm zand of slib. (Zie voor verklaring afkortingen Tabel 21).

Sterfte Soort	Parameterwaarde			Onzekerheid			
	c	min	max	h	p	v	Totaal
Zeeklit	0.9	0.39	0.96	4	3	3	10
Nonnetje	0.5	0.21	0.79	4	3	3	10
Mosselbank	1.0	0.36	1.00	5	3	3	11
Strandgaper	0.8	0.51	0.87	1	3	3	7
Kokkelbank	1.0	0.43	1.00	4	3	3	10
Purperslak	1.0	0.36	1.00	5	3	3	11
Noordkromp	0.9	0.45	0.95	3	3	3	9
Zeeanjerier	1.0	0.36	1.00	5	3	3	11
Garnaal	0.2	0.07	0.71	5	3	3	11
Zeekreeft	1.0	0.36	1.00	5	3	3	11
Zwemkrab	0.1	0.04	0.68	5	3	3	11
Draadworm	0.2	0.07	0.71	5	3	3	11
Goudkammetje	0.9	0.32	0.96	5	3	3	11
Suikerwier	1.0	0.36	1.00	5	3	3	11
Zeesla	1.0	0.36	1.00	5	3	3	11
Zeegras	1.0	0.36	1.00	5	3	3	11
Kwelder	1.0	0.36	1.00	5	3	3	11

3.8 Mechanische verstoring: Vertrappen

3.8.1 Gegevens

Gegevens over de invloed van vertrappen op organismen zijn nauwelijks bekend. Door het IBN is onderzocht welke mogelijke invloed belopen van het wad heeft voor de bodemfauna. Dit onderzoek is beschreven door Van den Heiligenberg (1984). In het onderzoek werden de dichtheden van de aanwezige bodemdieren van een wadplaat bepaald in 1 meter brede stroken met en zonder betreding. De resultaten geven aan dat vooral volwassen kokkels gevoelig zijn voor vertrappen en de slijkgarnaal (*Corophium*) in iets mindere mate. Omgerekend bedraagt de sterfte van kokkels 0.53% per persoon per m². Voor de strandgaper zou dit neerkomen op 0.07% per persoon per m². Dieper levende dieren lijken nauwelijks door betreding beïnvloed te worden, hoewel het mogelijk is dat geregelde betreding door enkele personen meer effect heeft dan een eenmalige betreding door veel personen; soms trad wel enig effect op nadat op drie dagen met vijf personen 150 keer heen en weer gelopen werd en niet nadat op één dag met z'n vijven 450 keer heen en weer werd gelopen. Op de langere termijn lijkt de invloed van betreding niet zo groot, aangezien de dichtheden van dieren op een veel gebruikt 'wadloperspad' nauwelijks afweken van dichtheden in een strook ernaast (Wolff *et al.*, 1982 in van den Heiligenberg, 1984). Gegevens voor het nonnetje zijn niet gevonden, maar verwacht wordt dat deze niet of nauwelijks door betreding beïnvloed worden vanwege de relatief diepe positie in het sediment.

Door Brosnan & Crumrine (1994) zijn de effecten van betreding op hard-substraatgemeenschappen onderzocht tijdens een betredingsperiode van een jaar, en tijdens het daarop volgende jaar. Hierbij werden proefvlakken van een wieren-zeepokkengemeenschap hoog in de getijdzone en van een mosselbank op hardsubstraat maandelijks een dag betreden met 250 stappen. Zeepokken werden geplet en met name wiersoorten die zware golfslag kunnen weerstaan bleken, vanwege hun aanhechting op slechts één punt, gevoelig voor betreding. De kale plekken werden later weer door zeepokken ingenomen. De mosselen die in deze zone voorkwamen verdwenen en kwamen gedurende de periode dat betreding plaatsvond niet terug. Effecten op gastropoden die in deze zone voorkwamen werden buiten beschouwing gelaten. Volgens een door Brosnan (1993) voorgesteld monitoringschema kunnen lage dichtheden van mosselen en wieren met bladvormig thallus en hoge dichtheden van kleine draadvormige wieren ('algal turf') indicatief zijn voor intensieve betreding. Effecten op gastropoden hangen af van de stevigheid van de schelp en van de mate het losraken (lostrappen) van het substraat (Povey & Keough, 1991). De invloed van lostrappen, waardoor de dieren bij hoogwater naar dieper water kunnen worden getransporteerd, bleek niet van invloed omdat de dieren zich bijtijds om konden keren en zich weer vast konden hechten aan het substraat.

Effecten van betreding op de mosselbank bleken sterk af te hangen van de structuur van de bank. Dicht opeengepakte mosselen en mosselen voorkomend in kieren of onder andere mosselen bleken minder gevoelig dan mosselen die in een enkele laag voorkomen. Mosselbanken opgebouwd uit meerdere lagen worden door betreding eerst gereduceerd tot een enkele laag, waarna kale plekken ontstaan en de bank geheel kan verdwijnen. De mosselbanken in bovengenoemde studie zijn gesitueerd op een rotskust en de opgetreden zijn daarom niet zonder meer bruikbaar om effecten op de in de Waddenzee voorkomende mosselbanken op zacht substraat in te schatten. Mosselbanken in het waddengebied zullen door wadlopers zo veel mogelijk, voor zover zichtbaar, ontweken worden omdat het lopen op mosselbanken onaangenaam is. Op hardsubstraat van dijken en strandhoofden kunnen mosselen ook in hoge dichtheden voorkomen.

Op kwelders kan intensieve betreding leiden tot het afsterven van de vegetatie. Eénjarige planten zijn gevoelig voor betreding, maar groeien op moeilijk toegankelijke plaatsen. Meerjarige planten hebben een grotere kans op betreding. Naast directe effecten op de kwelderplanten kan door betreding ook verdichting van de bodemstructuur optreden. Deze processen kunnen op langere termijn leiden tot een verandering in de soortensamenstelling van de vegetatie.

3.8.2 Keuze functie en inschatting parameterwaarden

De effecten van vertrappen worden beschreven met een kansfunctie, waarbij de fractie sterfte (parameter c) is ingeschat bij een éénmalige betreding (Tabel 36). De betreding kan meerdere malen op een bepaald oppervlak plaatsvinden, zodat een random kansfunctie van toepassing is. Effecten op de reproductie zijn onaantoonbaar laag verondersteld.

Voor kokkel, nonnetje, strandgaper en kwelders is uitgegaan van de gegevens in Van den Heiligenberg (1984). Op basis hiervan zijn de parameterwaarden voor de overige soorten geschat, rekening houdend met het voorkomen van de soorten (bv. diepte) en aanvullende literatuurgegevens voor andere soorten. De schaarse gegevens zijn goed van toepassing op de gedefinieerde verstoring-effectfunctie. Er zijn geen aanwijzingen voor sterke variatie als gevolg van variatie in omgevingsfactoren of levensstadia, met uitzondering van wieren..

Mosselen in mosselbanken en op strekdammen, et cetera kunnen stuk gaan door betreding, hetgeen zo goed als zeker leidt tot sterfte. De sterfte van purperslakken zal lager zijn dan van mosselen, omdat ze op droogvallende dijkvoeten veel in spleten en onder stenen kruipen.

Van de wieren staat groefwier dat hoog in de getijdzone voorkomt het meest bloot aan betreding. Groefwier zal bij betreding vooral biomassa verliezen doordat delen van de planten afbreken of geheel verdwijnen als het (enige) aanhechtingspunt afbreekt. Onzekerheid in de effectgrootte wordt ondermeer bepaald door het seizoen en het levensstadium.

Tabel 36 De fractie sterfte (*c*) als gevolg van vertrappen bij een éénmalige betreding per m². (Zie voor verklaring afkortingen Tabel 21).

Sterfte Soort	Parameterwaarde			Onzekerheid			
	<i>c</i>	min	max	h	p	v	Totaal
Nonnetje	0.00	0.00	0.43	5	2	1	8
Mosselbank	0.10	0.05	0.55	4	4	1	9
Strandgaper	0.07	0.05	0.34	4	1	1	6
Kokkelbank	0.53	0.38	0.66	4	1	1	6
Purperslak	0.05	0.01	0.73	5	4	3	12
Groefwier	0.05	0.02	0.66	4	3	4	11
Kwelder	0.20	0.04	0.83	5	3	5	13

3.9 Onttrekken organismen: Visserij

In dit hoofdstuk worden de effecten van de pelagische ottertrawl (inclusief de spanvisserij), de zware boomkorvisserij en de borden/pair-trawlvisserij beschreven op de volgende vissoorten: haring, kabeljauw, schol en stekelrog. Verondersteld wordt dat andere type visserij zoals in RAM zijn opgenomen (garnalenvisserij, kokkelkor en mosselkor; zie Baan *et al.*, 1998) een te verwaarlozen effect hebben op deze vissoorten (mondelinge mededeling dhr. D. Boddeke, RIVO, oktober 1993). Alle directe effecten op bodemdieren veroorzaakt door visserij (door bodemberoering en het opvissen van organismen) wordt samengenomen in de verstoring ‘mechanische verstoring: korren’ en beschreven in paragraaf 3.5. Effecten op vogels en zoogdieren zijn veelal indirect (via voedselrelaties) en worden niet meegenomen in RAM. Eventuele directe (bij)vangsten van vogels en zoogdieren is voor bovengenoemde typen visserij relatief niet belangrijk, maar spelen meer bij de staandwant-visserij wel een rol (zie Baan *et al.*, 1998).

3.9.1 Gegevens

Mathematische modellen

Vanwege het commercieel belang van de haring, de schol, de kabeljauw en in mindere mate de stekelrog worden er al sinds het begin van deze eeuw statistieken van deze soorten bijgehouden (Bergman, 1988). Voor de jaren vijftig betrof dit vooral de basale (vangst)statistieken. Met de ontwikkeling en toepassing van mathematische modellen voor het voorspellen van de populatie van deze soorten veranderde de monitoring van karakter (Daan *et al.*, 1990). De populatie-modellen, zoals vooral ontwikkeld door Beverton & Holt (1957), leidde er toe dat de nadruk vooral kwam te liggen op populatie-dynamische karakteristieken en de visserijsterfte in het bijzonder.

In de visserijbiologie bestaan verschillende modellen voor het beschrijven en voorspellen van de ontwikkeling van visbestanden in de Noordzee. De bekendste en meest gebruikte is de Virtual Population Analysis (VPA). Naast de bestandsopname (onderverdeeld naar leeftijd en/of lengte) speelt de natuurlijke en

de visserij-sterfte hierin een centrale rol. De relatie tussen het visbestand (=vispopulatie) en de visserijsterfte is als volgt (naar van Densen, 1988):

$$\frac{dN}{dt} = (F + M) * N \Rightarrow N_t = N_0 * e^{-(F+M)*t}$$

Met:

N	= visbestand
N _t	= visbestand op tijdstip t
N ₀	= visbestand op tijdstip 0
t	= tijd
F	= visserijsterfte
M	= natuurlijke mortaliteit

Met deze formule kan de visserijsterfte omgerekend worden naar een jaarlijkse overleving. Merk op dat de visserijsterfte groter dan 1 kan zijn. Bij een visserijsterfte van 1,5 en een natuurlijke sterfte van 0,1 is de jaarlijkse overleving 20%. Als de visserijsterfte 0,1 bedraagt en de natuurlijke sterfte eveneens 0,1 is de jaarlijkse overleving 82%.

De visserijsterfte hangt als volgt samen met de visserij-inspanning (naar van Densen, 1988):

$$F = f * q$$

Met:

F	= visserijsterfte
f	= visserij-inspanning
q	= vangbaarheidscoëfficiënt (in het engels: catchability)

De vermenigvuldiging van de vangbaarheidscoëfficiënt met het visbestand levert de Catch per Unit Effort (CUE) op. Dit is dus de hoeveelheid vis die per tijdseenheid gevangen wordt, gebruik makend van een bepaald type (veelal gestandaardiseerd) vistuig. Ook de CUE is een veel gebruikte grootheid in de visserij-statistiek. Hoewel de CUE een relatie legt tussen de vangsten en de inspanning is het vooral een maat voor de dichtheid van een vissoort in de Noordzee.

De visserijsterfte, de vangbaarheidscoëfficiënt, de vangst, het visbestand en de CUE zijn dus belangrijke gegevens voor het vaststellen van de verstoring-effect relatie voor onttrekken van organismen door visserij.

Haring

Vangsten van haring vertonen sinds 1947 grote fluctuaties. Tot 1960 lagen de internationale vangsten constant rond de 700.000 ton per jaar. Daarna namen de vangsten toe tot het maximum van 1.200.000 ton per jaar in 1965. Daarna namen de vangsten alleen maar af als gevolg van de afnemende populatie, totdat er van 1978 tot 1983 voor een groot deel van de Noordzee een vangstverbod werd afgevaardigd. Op dat moment was er slechts 5% biomassa ten opzichte van het niveau van juist na de Tweede Wereldoorlog. Na 1983 periode nam de vangst weer toe. Ook de visserijsterfte vertoonde aanzienlijke fluctuaties. Het maximum werd bereikt in de zeventiger jaren. De visserijsterfte lag toen op 1,5. Dit komt bij een natuurlijke mortaliteit van 0,1 overeen met een jaarlijkse overleving van slechts 20%. In 1988 was de visserijsterfte 0,4 (een overleving van 60% per jaar) (alle informatie uit Daan *et al.*, 1990).

De natuurlijke sterfte van de haring wordt bij juveniele haring vooral veroorzaakt door predatie door vissen als de kabeljauw (de Barros *et al.*, 1998). De natuurlijke sterfte wordt in de meeste modellen op 0,1 gezet. De onzekerheid in dit getal is echter groot (mondelling mededeling dhr. A. Corten, RIVO, 1993). Door de hoge visserijsterfte wordt de betrouwbaarheid van de natuurlijke sterfte minder relevant.

De pelagische en trawlvisserij ten behoeve van menselijke consumptie – zoals in RAM meegenomen - leidt vooral tot sterfte in de grotere lengteklassen. De industrievisserij voor vismeel vangt behalve de gequoteerde soorten als sprout en zandspiering in toenemende mate ook jonge vis, zoals haring. Vermoedelijk is tegenwoordig meer dan de helft van de gevangen sprout in feite jonge haring (Revier en Gerits, 1992 en mondelling mededeling dhr. A. Corten, RIVO, 1993). Denen, maar ook Noren en Britten zijn actief in deze visserijtak. Binnen RAM is dit type visserij niet meegenomen (zie Baan *et al.*, 1998).

Rijnsdorp *et al.* (1996) hebben de sterfte van haring gekwantificeerd ten behoeve van hun populatie voorspelling voor de Water Systeem Verkenningen. Zij hebben de sterfte per leeftijdsklasse uitgesplitst in een natuurlijke sterfte, een sterfte veroorzaakt door de industrievisserij en de sterfte veroorzaakt door visserij voor menselijke consumptie (zie Tabel 37).

Tabel 37 Sterfte per leeftijdsklasse bij haring veroorzaakt door natuurlijke oorzaken, visserij voor menselijke consumptie en industrievisserij. (naar Rijnsdorp et al., 1996).

Leeftijd	Natuurlijke sterfte	Visserij voor menselijke consumptie	Sterfte door industrievisserij
0	1.0	0.001	0.242
1	1.0	0.070	0.166
2	0.3	0.387	0.050
3	0.2	0.442	0.005
4	0.1	0.580	0.005
5	0.1	0.518	0.020
6	0.1	0.624	0.001
7	0.1	0.578	0.005
8	0.1	0.584	0.001
9+	0.1	0.585	0.000

Welleman geeft de relatieve ruimtelijke verspreiding van haring (Welleman, 1989). Ook van der Land (1994) geeft de relatieve ruimtelijke verspreiding van haring in de Noordzee (uitgedrukt in gevangen aantallen per uur met een gestandaardiseerd vistuig). Hierbij is onderscheid gemaakt naar juveniele en adulte haring. Voor de lengtegrens van het onderscheid tussen adulte en juveniele haring is 24 cm gebruikt.

Schol

De boomkorvisserij wordt gekenmerkt door een aanzienlijke bijvangst van niet doelsoorten en ondermaatse exemplaren van commercieel geëxploiteerde vissoorten. Naast schar en schol, die meer dan 60% van de bijvangst uitmaken, zijn grauwe poon en wijting belangrijk (van Beek, 1990). Naar verwachting zal de in 1989 ingestelde scholbox en de reductie van de visserijinspanning in 1996 tot een vermindering van het aandeel van de discards in de visvangst opleveren (Rijnsdorp et al., 1996). In 1994 werd 56% van de gevangen schol als discard (uitgedrukt in aantallen) gevangen (Rijnsdorp et al., 1996). Discards zijn vangsten van niet marktwaardige vis die niet aangeland, maar (veelal dood) terug in zee wordt gegooid. Dit kan betrekking hebben op ondermaatse (te kleine) vis of op marktwaardige vis die ten gevolge van 'volle' quota-regelingen weer overboord wordt gezet.

Juveniele schol zit dicht bij de kust dan volwassen schol (Bergman, 1988). Dit blijkt ook uit de relatieve verspreiding van schol in de Noordzee (Welleman, 1989; van der Land, 1994). Bij een bepaalde verdeling van de visserij-intensiteit draagt dit bij aan een verschillende sterfte van juveniele en adulte schol.

Kabeljauw

In de Noordzee wordt kabeljauw in een gemengde visserij op diverse bodemvissoorten (kabeljauw, schelvis, wijting, koolvis, platvis) gevangen, waarbij verschillende vistuigen worden gebruikt. De belangrijkste aanvoer vindt plaats in

Schotland (30%), Denemarken (22%) en Engeland (15%). Het merendeel van deze aanvoer is afkomstig uit de bodemtrawl. De Nederlandse vangst bedraagt ongeveer 12% van de totale internationale aanvoer, waarvan ongeveer de helft wordt gevangen in de spanvisserij op rondvis en de andere helft in de boomkorvisserij op platvis. (Rijnsdorp *et al.*, 1996)

Van 1948 tot het midden van de jaren zestig lagen de internationale vangsten van kabeljauw rond de 100.000 ton per jaar. Daarna verdubbelden de vangsten, gevolgd door een lichte afname na 1980. De visserijsterfte nam eveneens toe sinds de jaren zestig en had rond 1990 een waarde van 0,9. Dit betekent dat kabeljauw van twee jaar en ouder jaarlijks een kans van 70% heeft om dood te gaan. Hiervan is de visserij voor 80% verantwoordelijk, terwijl de natuurlijke sterfte voor 20% hieraan bijdraagt (alle informatie uit Daan *et al.*, 1990).

Er bestaat geen compleet beeld van de hoeveelheid kabeljauw discards. Een schatting van de discards is gemaakt door Rijnsdorp *et al.* (1996). Het percentage discards van de totale vangst is 44% (uitgedrukt in aantallen). Omdat discards bestaan uit jonge, lichte dieren is het aandeel in gewichtspercentage 16%. De geschatte discard percentages zijn sterk afhankelijk van de aanname van de groeisnelheid en de effectieve maaswijdte in de visserij. De resultaten zijn mogelijk aan de voorzichtige kant (Rijnsdorp *et al.*, 1996).

De sterfte van kabeljauw is afhankelijk van de leeftijd. Rijnsdorp *et al.* (1996) hebben een cohort analyse van de situatie in 1994 gemaakt. Ze hebben hierbij de sterfte opgedeeld in de natuurlijke sterfte, de sterfte door aanlandingen en de sterfte door discards (zie Tabel 38).

Tabel 38 Sterfte per leeftijdsklasse bij kabeljauw veroorzaakt door natuurlijke oorzaken, aanlandingen en discards. Situatie 1994. (naar Rijnsdorp et al. 1996).

Leeftijd	Natuurlijke sterfte	Sterfte door aanlandingen	Sterfte door discards
1	0.8	0.210	0.396
2	0.35	0.765	0.062
3	0.25	0.841	0.006
4	0.2	0.847	0.002
5	0.2	0.849	0.001
6	0.2	0.848	0.001
7	0.2	0.847	0.000
8	0.2	0.845	0.000
9	0.2	0.844	0.000
10	0.2	0.842	0.000
11	0.2	0.841	0.000
12	0.2	0.841	0.000

Uit de verspreiding van de kabeljauw in de periode 1985-1987 blijkt eveneens de relatief lage aantallen van volwassen kabeljauw (> 70 cm) (van der Land, 1994).

Stekelrog

Van der Land (1994) geeft de relatieve ruimtelijke verspreiding van stekelrog in de Noordzee (uitgedrukt in gevangen aantallen per uur met een gestandaardiseerd vistuig). Hierbij is onderscheid gemaakt naar juveniele en adulte stekelrog. Voor de lengtegrens van het onderscheid tussen adulte en juveniele stekelrog is 39 cm gebruikt. De aantallen zijn echter zo klein, dat in de meeste gebieden geen of bijna geen roggen zijn gevangen. Ook Witte *et al.* (1991) noemen de lage aantallen stekelrog opvallend. In het verleden is het Nederlands kustgebied wel door de stekelrog bevolkt geweest (Vooyoys *et al.*, 1991). De toename van niet geslachtsrijpe dieren in de vangsten wijzen op sterke overbevissing (Bergman, 1988; Vooyoys *et al.*, 1991).

3.9.2 Keuze functie en inschatting parameterwaarden

De meest gebruikte visserijmodellen gaan uit van sterfte per jaarklasse. Bovendien is de relatie met de visserij-intensiteit – zoals in RAM gebruikt – vaak niet gekwantificeerd. Daarom kunnen bovenstaande gegevens niet één op één vertaald worden naar parameters voor een verstoring-effect relatie in RAM. Besloten is om d.m.v. analyse met de originele gegevens het type verstoring-effect relatie te bepalen en de bijbehorende parameters te schatten. Voor het bepalen van de verstoring-effect relatie voor visserij zijn gegevens nodig over de hoeveelheid vis in de Noordzee, de vangsten en de visserij-intensiteit. Deze zijn per ICES-vak (ongeveer 50 bij 50 km) bekend. Voor RAM is een jaargemiddeld getal (per ICES-vak) voldoende. Aangezien de ICES-vakken verschillen in grootte, worden de hoeveelheid vis, de vangsten en de visserij-intensiteit per vierkante kilometer uitgedrukt.

Visserij-intensiteit

De visserij-intensiteit van de pelagische ottertrawl (inclusief de spanvisserij), de zware boomkorvisserij en de borden/pair-trawlvisserij is uit het VIRIS-bestand gehaald (Visserij Registratie Informatie Systeem). Informatie in het VIRIS-bestand is afkomstig van logboek-formulieren die de Nederlandse vissers verplicht in moeten vullen. Het bestand (jaar 1990) is via dhr. W. Dol van DLO-LEI verkregen. Zie voor een toelichting op de bewerkingen van dit bestand Baan *et al.* (1998). Voor sommige visserij-typen bestaat tegenwoordig nauwkeurigere informatie. Verspreiding van boomkorvisserij bijvoorbeeld is tegenwoordig beschikbaar op een ruimtelijk detailniveau van 1 mijl (Rijnsdorp *et al.*, 1994; Rijnsdorp *et al.*, 1998). Aangezien de verspreiding van de vis niet gedetailleerder is dan op ICES-vak niveau heeft het gebruik van deze detailgegevens geen toegevoegde waarde.

Visserij-intensiteit kan op verschillende manieren worden uitgedrukt. Ten eerste in de afwezigheidsuren. Afwezigheidsuren worden berekend als het verschil tussen het tijdstip van het verlaten van de haven en de terugkeer in de haven. Beter zou zijn om het aantal visuren te gebruiken (het deel van de afwezigheidsuren dat werkelijk wordt gevist), maar dit wordt niet standaard bijgehouden. Met name voor

de pelagische ottertrawl zit er een groot verschil tussen de afwezigheidsuren en de visuren.

Ten tweede kan de visserij-intensiteit uitgedrukt worden in pk-uren. Het motorvermogen van een schip is mede bepalend voor de hoeveelheid vis die gevangen wordt. Door de afwezigheidsuren te vermenigvuldigen met het motorvermogen van het schip ontstaat een maat voor de visserij-intensiteit, die in theorie beter gebruikt kan worden voor het beschrijven van een verstoring-effect relatie.

Ten derde kan voor de zware boomkorvisserij en de borden/pair-trawlvisserij het afgevist oppervlak als maat voor de visserij-intensiteit worden gebruikt. In deze maat is het aantal afwezigheidsuren vermenigvuldigd met de breedte van het vistuig en de gemiddelde snelheid van een schip (dat afhankelijk is van het motorvermogen).

Vangsten

Ook de vangsten zijn afkomstig uit het VIRIS-bestand. De vangsten zijn als gewichten opgenomen in het VIRIS-bestand. De methodiek van RAM gaat echter uit van aantallen i.p.v. biomassa (gewichten). Met behulp van de lengte-frequentie verdelingen en de relatie tussen gewicht en lengte, zoals beide gegeven door van der Land (1994), kan de vangst in kilogram omgerekend worden naar de vangst in aantallen.

Voor haring, kabeljauw en schol bestaat een minimum lengte voor aanlanding. Deze zijn respectievelijk 20, 35 en 27 cm (mondelijke mededeling, dhr. J.W. de Wilde, DLO-LEI, 1996). De omzetting van gewichten naar aantallen is alleen voor deze grote lengtegroepen gebeurd. In de analyse is geen rekening gehouden met de discards. Dit leidt dus tot een onderschatting van de sterfte door visserij.

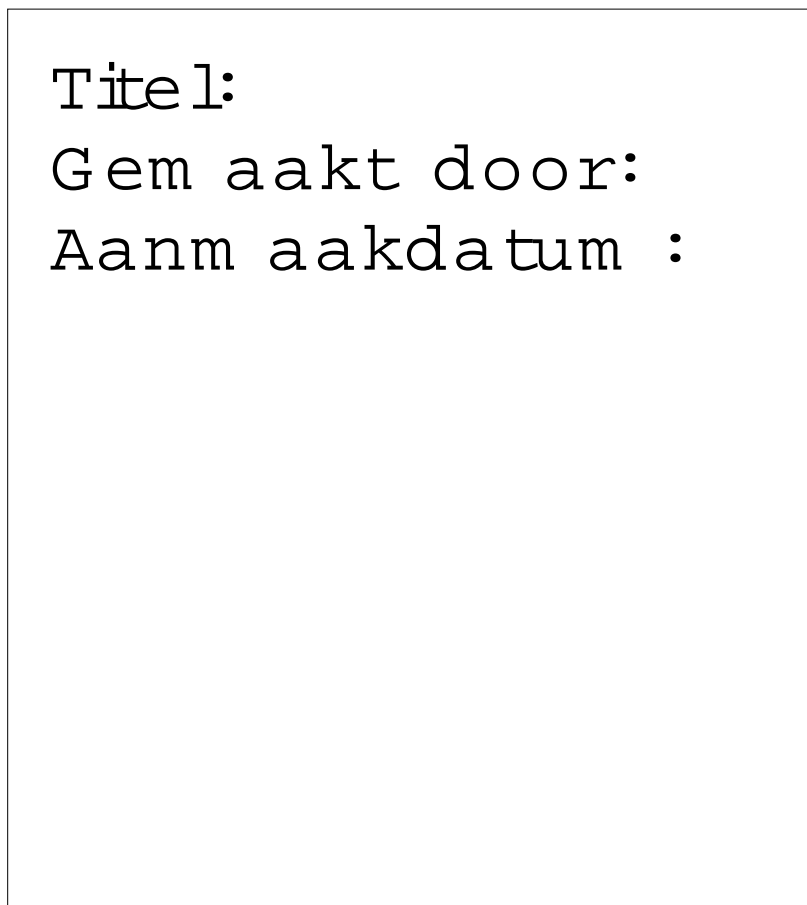
Begin 1992 bleek uit een onderzoek dat naar schatting twintig procent van de vis illegaal gevangen werd (Revier & Gerits, 1992). Sindsdien is de controle sterk verbeterd en is de verwachting dat illegale aanvoer slechts een kleine rol speelt (mondelijke mededeling dhr. W. Dol, DLO-LEI, 1995). Bovendien is voor een aantal soorten een aantal jaar het quotum niet vol gevist, zodat de 'noodzaak' om te frauderen niet meer aanwezig is (mondelijke mededeling dhr. W. Dol, DLO-LEI, 1995).

Visdichtheden

Data over de hoeveelheid haring, kabeljauw en schol in de Noordzee is afkomstig van Van der Land (1994). Deze informatie heeft DNZ aan het RIKZ ter beschikking gesteld. Vergelijkbaar met de vangsten zijn ook de visdichtheden omgerekend van gewichten naar aantallen. Hierbij is onderscheid gemaakt tussen juveniele en adulte aantallen. Van der Land (1994) geeft de volgende lengtes bij geslachtsrijpheid: haring – 24 cm, kabeljauw – 70 cm en schol (vrouwjes) – 33 cm.

Analyse

Voor de analyse van de verstoring-effect relatie is de verhouding bepaald tussen de hoeveelheid vis in de Noordzee en de hoeveelheid vis die gevangen is (beide uitgedrukt per vierkante kilometer). Deze verhouding is voor ieder ICES-vak berekend. De volgende stap is het uitzetten van deze verhouding tegen de visserij-intensiteit (per vierkante kilometer) in de betreffende ICES-vakken. De grafiek die zo ontstaat is de verstoring-effect relatie. Door deze relatie wiskundig te beschrijven en de parameters te schatten is de verstoring-effect relatie gekwantificeerd. Figuur 2 geeft een ruimtelijk overzicht tussen de drie grootheden (visserij-intensiteit, vangsten en hoeveelheid vis) voor schol en de zware boomkorvisserij en is een illustratie van de gebruikte methode.



Figuur 2 Ruimtelijke verdeling van de visserij-intensiteit, de hoeveelheid vis en het deelvangst daarvan.

Omdat de visserij-intensiteit uitgedrukt kan worden in afwezigheidsuren, pk-uren en afgevist oppervlakte, zijn meerdere verstoring-effect grafieken gemaakt. Bovendien zijn meerdere wiskundige relaties gefit: van een eenvoudig lineair verband, tot complexere relaties als een asymptotisch verband en een lineair

verband met een drempelwaarde. Bij vergelijking van de drie type visserij-intensiteiten bleek de visserij-intensiteit uitgedrukt in pk-uren over het algemeen de beste fit op te leveren. Vergelijking van de verschillende wiskundige relaties leerde dat complexere relaties de spreiding in de grafieken niet deed verkleinen. Gekozen is daarom voor een lineair verband. De verstoring-effect relatie beschrijft dus de afname van de overleving bij een toenemend aantal pk-uur per vierkante kilometer door middel van een lineair verband. Tabel 39 geeft de gefitte parameters voor deze hellingfunctie (met drempelwaarde 0). Voor de rog kon deze analyse door gebrek aan gegevens niet worden uitgevoerd. Aangenomen is dat de rog dezelfde verstoring-effect relaties heeft als de schol.

Tabel 39 De gefitte parameter (in pk-uur per km²) voor de overleving van vissen ten gevolge van visserij.

Potentiële blootstelling	Soort	D	h	p	v	Totaal
pel.trawl.	Haring	1163	1	4	5	10
bordentrawl	kabeljauw	39289	1	2	5	8
bordentrawl	schol	796812	1	2	5	8
bordentrawl	stekelrog	796812	1	2	5	8
platvisvisserij	Kabeljauw	112817	1	2	5	8
platvisvisserij	Schol	73627	1	2	5	8
platvisvisserij	Stekelrog	73627	3	4	5	12

De spreiding in de grafieken is over het algemeen groot. De berekende sterfte als gevolg van visserij bij de gemiddelde visserij-intensiteit op het NCP kan echter gebruikt worden om in te schatten of de fit correct is (zie Tabel 40). Uit de tabel blijkt dat het percentage sterfte door visserij over het algemeen iets lager ligt dan in de literatuur is gevonden. Dit heeft een tweetal oorzaken: a) alleen de nationale visserij-inspanning is in RAM meegenomen en b) de discards zijn niet meegenomen. Aangezien op het NCP vooral door Nederlandse vissers wordt gevestigd en uniforme gegevens over buitenlandse vissers moeilijk zijn te verkrijgen, blijft RAM beperkt tot de Nederlandse visserij-inspanning. En omdat RAM nog geen onderscheid maakt in de effecten op het juveniele stadium en het adulte stadium (en discards vooral effect hebben op het juveniele stadium), zijn discards niet verdisconteerd. Hiervoor kan in de toekomst worden gecorrigeerd.

Tabel 40 Fractie sterfte bij de gemiddelde visserij-intensiteit (over alle ICES-vakken van het NCP) en de maximale visserij-intensiteit op het NCP, zoals berekend door middel van de verstoring-effect relaties in RAM (zie vorige tabel).

Potentiële blootstelling	Soort	maximum	gemiddelde
pel.trawl.	Haring	1.00	0.19
Bordentrawl	kabeljauw	0.24	0.03
Bordentrawl	Schol	0.01	0.00
Bordentrawl	stekelrog	0.01	0.00
Platvisvisserij	kabeljauw	0.37	0.13
Platvisvisserij	Schol	0.57	0.19
Platvisvisserij	stekelrog	0.57	0.19

De onzekerheid (spreiding) wordt waarschijnlijk vooral veroorzaakt door natuurlijke variatie. In de analyse is uitgegaan van jaargemiddelde gegevens. Vissen hebben gedurende het jaar echter een sterk migratiepatroon. Bovendien is het ruimtelijk detailniveau van de ICES-vakken te groot om goede relaties te leggen. De hoeveelheid gegevens en het ‘passen’ van de gegevens is voor de haring, kabeljauw en schol echter voldoende. Voor de rog schort het hier ook aan.

3.10 Onttrekken organismen: Graafwerkzaamheden

3.10.1 Gegevens

Het vergraven van de bodem als gevolg van baggerwerkzaamheden en zand- en grindwinning heeft vooral invloed op organismen die aan de bodem gebonden zijn en niet kunnen vluchten. De sterfte van deze organismen is volledig bij zowel grindwinning (o.a. van Moorsel & Waardenburg, 1990) als voor zandwinning (Rijkswaterstaat, 1979). Gebleken is dat herstel van biomassa, na zandwinning, dicht onder de kust ongeveer anderhalf jaar in beslag neemt, maar dat herstel van soortendiversiteit langer duurt (Adriaanse & Coosen, 1991). Het herstel van de bodemfauna op de winlocaties wordt voornamelijk bepaald door het herstel van de bodem zelf ten aanzien van diepte en sedimentsamenstelling (Rijkswaterstaat, 1979). De snelheid van herstel op de bij laagwater droogvallende platen verloopt trager dan in dieper gelegen winlocaties. Met name op de ondiepe plaatsen wijkt het nieuwe type sediment (fijn slib) af van het oorspronkelijk aanwezige materiaal (slibarm zand). Door graafwerkzaamheden kunnen daardoor ook blijvende veranderingen van levensgemeenschappen optreden. Aan herstel wordt in deze studie verder geen aandacht besteed. Ook aan eventuele overleving van organismen die na graafwerkzaamheden op een andere locatie gestort worden, wordt geen aandacht geschonken.

Graafwerkzaamheden hebben ook allerlei indirecte effecten tot gevolg, zoals vertroebeling van het water (hoofdstuk 3.6), het verstoren van voedselrelaties en

het verdwijnen van geschikte habitats. In hoofdstuk 3.15 wordt ingegaan op de gevolgen van het verlies aan geschikt substraat door grindwinning.

3.10.2 Keuze functie en inschatting parameterwaarden

Het effect van graafwerkzaamheden wordt weergegeven met behulp van een homogene kansfunctie. Aangenomen is dat het effect in één jaar veroorzaakt wordt doordat het oppervlak (fractie van een gridcel) één keer afgegraven wordt.

De organismen zijn ingedeeld in twee categorieën: soorten die geen effect ondervinden omdat zij kunnen ontkomen en soorten met een volledige sterfte omdat deze bij het opgraven worden verwijderd. De waarde van parameter c in de kansfunctie is dus 1 of 0 (Tabel 41). Er wordt daarbij van uit gegaan dat de minder- of niet-mobiele organismen die zich in of op de af te graven bodem bevinden met het afgegraven substraat worden afgevoerd. Er wordt niet gecompenseerd voor eventuele overleving na terugzetten. Verder is er geen onderscheid gemaakt tussen de invloed van baggeren en zandwinning. Het effect op de individuen zal bij deze werkzaamheden identiek zijn, alleen de getroffen soorten zullen verschillen vanwege de specifieke voorkeur voor de bodemsamenstelling. Omdat uitgegaan wordt van volledig sterfte zijn effecten op de reproductie niet van belang geacht. Gezien de keuze van parameterwaarden is ook geen onzekerheid geschat.

Neven effecten van substraatverwijdering, zoals opwervend bodemmateriaal, kunnen echter in de omgeving van graafwerkzaamheden, of bij dieren die niet door het afgraven verwijderd worden, effecten op de reproductie veroorzaken. Het effect van verhoogde slibconcentraties is aan de orde gekomen in 3.6.

Tabel 41 Effecten van graafwerkzaamheden treden op bij iedere blootstelling en het effect (op sterfte) van de in de tabel vermelde soorten is daarbij volledig.

Sterfte Soort	Parameterwaarde c
Zeeklit	1
Nonnetje	1
Mosselbank	1
Strandgaper	1
Kokkelbank	1
Purperslak	1
Noordkromp	1
Zeeanjelier	1
Garnaal	1
Zeekreeft	1
Zwemkrab	1
Draadworm	1
Goudkammetje	1
Suikerwier	1
Zeesla	1
Zeegras	1
Kwelder	1

3.11 Akoestische verstoring: Geluid

3.11.1 Gegevens

Zoogdieren

De invloed van door mensen geproduceerd geluid op zeezoogdieren is al geruime tijd onderwerp van discussie. In het kader van het RWS project "Watersysteemverkenningen" (WSV) is een werkgroep gestart om dit probleem bij de kop te pakken. Op 29 januari 1993 is een door deze werkgroep georganiseerde workshop gehouden waarop een groot aantal deskundigen zij ingegaan op de vraag of menselijk geluid een negatieve invloed heeft op zeezoogdieren. Hieronder zijn de, voor het RAM-project relevante, conclusies naar aanleiding van de workshop weergegeven.

In de eerste plaats blijkt dat er feitelijk bijzonder weinig bekend is over het onderwerp. Walvissen en dolfijnen zijn voor hun onderlinge communicatie grotendeels afhankelijk van (laagfrequent) geluid. Daarnaast maken soorten die behoren tot de tandwalvissen voor hun oriëntatie gebruik van (hoogfrequente) echolocatie (biosonar). Waar de daartoe benodigde "clicks" geproduceerd worden (in het strottenhoofd of ergens in de nabijheid van het blaasgat) is verrassend genoeg niet bekend. Mogelijk maken ook pinnipedia (o.a. zeehonden) gebruik van echolocatie zoals zou kunnen blijken uit proeven waarbij geblinddoekte zeeleeuwen een wak konden terugvinden.

Van groot belang bij het bepalen van de invloed van geluid op zeezoogdieren is het verschil tussen het waarnemen van geluid en het last hebben van geluid. Het is daarbij heel moeilijk vast te stellen wanneer dieren daadwerkelijk last hebben van geluid. Omdat in het RAM-project alleen effecten op sterfte en reproductie in beschouwing worden genomen kunnen we “last” definiëren als een negatief effect op de populatie-omvang.

Er zijn veel tegenstrijdige waarnemingen over walvissen die aangetrokken dan wel afgeschrokken worden door geluid. Zo is er waargenomen dat beluga's wegblijven uit een vaarroute voor grote tankers. Aan de andere kant zijn er waarnemingen van walvissen in de buurt van de enorme experimentele luidspreker bij Heard Island die geen last leken te hebben van het geluid. In theorie zouden de dieren kunnen wegblijven van belangrijke paaigronden of foerageergebieden als gevolg van verstoring van geluid. Dit zal met name een rol kunnen spelen wanneer de geluidsbron zich in bijvoorbeeld de ingang van een baai bevindt.

Zeezoogdieren lijken zeer snel te wennen aan continu geluid. Dit is mogelijk mede het gevolg van het feit dat op de plaats waar geluid geproduceerd wordt soms ook voedsel te halen is (zie bijvoorbeeld de bekende, door vele toeristen begroette dolfijn Fungie in Dingle). Ook het feit dat de dichtheid van reeën in de nabijheid van druk bereden treinrails zeer hoog is, is hiervan een bewijs. Polynesiërs maken traditioneel gebruik van de nieuwsgierigheid van dolfijnen door ze te lokken door onder water stenen tegen elkaar te slaan. Waarschijnlijk is geluid dat qua richting, samenstelling en intensiteit varieert, potentieel het meest verstorend. Hiervan wordt tegenwoordig gebruik gemaakt bij het verjagen van zeehonden rond zalmkooien (Shaughnessy *et al.*, 1981). Verboom (TNO, pers. med.) verwacht dat vooral “surface effect ships” (SES) in de Waddenzee verstoring kan veroorzaken, naast militaire (onderwater) activiteiten zoals deze plaatsvinden nabij Lauwersoog.

Samenvattend kunnen we stellen dat er tot nu toe geen duidelijk bewijs is dat onderwatergeluid van invloed is op de uiteindelijke populatie-omvang van zeezoogdieren.

Vissen

Uit onderzoek is bekend dat vissen veel minder gevoelig zijn voor geluid dan zeezoogdieren. Bovendien kunnen vissen veel minder onderscheid maken tussen toonhoogtes en volumina. Binnen de vissen vallen de Ostaniophysidae (behorende tot de karperachtigen) op doordat zij een relatief goed gehoor hebben. Voor soorten als de haring en de kabeljauw wordt het horen wat verbeterd doordat de zwemblaas uitstulpt in het binnenoor. Platvissen aan de andere kant hebben in het geheel geen zwemblaas. Naast het oor kan geluid ook waargenomen worden met het zijlijnorgaan. Haaien blijken relatief gevoelig voor onderwater geluiden (Klimley & Myrberg, 1979). Voor roggen zijn geen relevante gegevens gevonden. De gevoeligheid van vissen is het hoogst bij 100-200 Hz. Het dynamisch bereik is bij vissen veel kleiner dan bij zoogdieren (40 dB van drempel tot piek, bij de mens 130

dB). De richting van het geluid wordt niet door drukverschillen maar door deeltjesbeweging bepaald.

Er is een scala van reacties van vissen op menselijk geluid bekend. Zo is het bekend dat kabeljauwen aangetrokken worden door geluiden die ontstaan bij het duiken. Dit is mogelijk een gevolg van de opwerveling van voedsel als gevolg van de duikactiviteiten. Een kabeljauw kan een viskotter (van 600 ton) horen op een afstand van 70-80 m van het schip. Uit veldonderzoek is bekend dat in druk bevaren scheepsroutes nauwelijks visscholen aanwezig zijn. Het is echter niet duidelijk of dit een gevolg is van verstoring als gevolg van geluid. Er is waargenomen dat scholen haring schrikken als gevolg van scheepslawaai, maar aan de andere kant is ook gevonden dat de haring zeer snel gewend raakt aan constant geluid.

3.11.2 Keuze functie en inschatting parameterwaarden

Het is niet duidelijk in hoeverre zoogdieren en vissen last ondervinden van geluid. Nog onduidelijker is in hoeverre deze eventueel optredende verstoring tot uiting komt in effecten op de populatiegrootte (sterfte en reproductie). Op grond van deze is besloten het effect van onderwatergeluid in het RAM-project voorlopig niet mee te nemen.

3.12 Akoestische verstoring: Schokgolf

3.12.1 Gegevens

Er is relatief weinig bekend over het effect van schokgolven onder water op de daar aanwezige biota (McCauley, 1994). Schokgolven kunnen veroorzaakt worden door het tot ontploffing brengen van dieptebommen en bij het seismisch onderzoek met behulp van zogenaamde 'airguns' (lucht potten). Bij seismisch onderzoek wordt gebruik gemaakt van air-guns welke in zeer korte tijd sterk gecomprimeerde lucht of ander gas laten ontsnappen in water. Gebruikelijk worden dit soort 'explosies' met een interval van 5 tot 15 seconden uitgevoerd (McCauley, 1997). Een seismisch onderzoek duurt meestal enkele dagen of weken, waarbij de air-guns 60-70% van de tijd gebruikt worden. Air-guns worden meestal als serie in parallelle lijnen achter twee schepen (surveyors) gesleept (array of guns), waardoor een geheel vlak letterlijk in één klap onderzocht wordt.

De air-guns veroorzaken kort durend (10-30 ms), laagfrequent (10-300 Hz met optimum tussen 50-80 Hz) geluid met een hoge energie. 'Arrays of guns' veroorzaken een geluidsdruk van 230-255 dB bij 10-100 Hz. Natuurlijke (achtergrond) niveaus op zee zijn 80-120 dB. In de nabijheid van een array nemen de niveaus snel af, ongeveer 6 dB bij een verdubbeling van de afstand. De afstand waarbij de natuurlijke achtergrondniveaus van geluid overschreden wordt is

afhankelijk van de omstandigheden en bedragen van enkele tientallen kilometers tot maximaal ca. 100 km.

Omdat de schokgolf naar de bodem gericht is ondervinden dieren onder de air-guns meer last dan dieren zijdelings van de air-guns, waar drukniveaus veel lager zijn. Hierdoor is de breedte van het onderzoeksgebied, de maximum afstand tussen de lijnen met air-guns min of meer bepalend voor eventuele effecten.

De belangrijkste effecten betreffen acute sterfte van plankton en larven tot op maximaal 10 meter afstand van een array en daarnaast pathologische effecten en gedragsveranderingen bij vissen en zeezoogdieren (McCauley & Penrose, 1997). Pathologische schade (vooral aan het gehoor) komen waarschijnlijk voor tot op een maximum afstand van 100 meter bij zoogdieren en 200 meter bij vissen (McCauley, 1994). Gedragsveranderingen, dat wil zeggen vluchten uit het gebied, treden op van 200-1000 meter voor vissen en 1.5-7 km voor baleinwalvissen (McCauley, 1994). Bovengenoemde effecten kunnen vooral schade aanbrengen tijdens het paaiseizoen bij paaigronden voor vis en tijdens de trek van zeezoogdieren naar voorplantingsgebieden. Dit laatste is voor het NCP niet relevant te noemen.

3.12.2 Keuze functie en inschatting parameterwaarden

De intensiteit van het optreden van schokgolven is gedefinieerd als het aantal dagen dat schokgolven met een sterkte van minimaal 130 dB wordt waargenomen.

Het is waarschijnlijk dat bij hoge geluidsdruk zooplankton en de larven van bodemdieren en vissen in de waterkolom zullen sterven. Het is mogelijk dat vissen (en mogelijk ook andere organismen) andere effecten dan sterfte zullen ondervinden, bijvoorbeeld schade aan het gehoororgaan bij vissen. Met name voor vissen als haring welke een mechanische koppeling van het gehoor met de zwemblaas hebben, zijn deze effecten groot, maar niet dodelijk. Voor zeezoogdieren is het vrij onwaarschijnlijk dat deze blootgesteld worden aan schokgolven door seismisch onderzoek. Alleen bij de eerste klap(pen) zouden deze zich in de buurt van de onderzoeksschepen kunnen begeven. Hierop wordt echter toegezien.

Effecten op sterfte bij realistische blootstellingsintensiteiten zijn alleen van belang voor zooplankton. Effecten op larven van vis en ongewervelden wordt opgevat als effect op de reproductie. Effecten op sterfte en reproductie als gevolg van de verjaging van zeezoogdieren kunnen worden verwaarloosd. Deze effecten worden deels veroorzaakt door de aanwezigheid van schepen en worden daarom reeds meegenomen onder 'visuele verstoring door objecten'.

Tabel 42 De effecten van een schokgolf (>130 dB). Aangenomen is dat de sterfte bij deze intensiteit voor alle blootgestelde dieren die in het water of in het sediment voorkomen volledig is.

Sterfte Soort	Parameterwaarde c
Zeehond	1
Bruinvis	1
Tuimelaar	1
Steur	1
Haring	1
Rog	1
Kabeljauw	1
Schol	1
Zandspiering	1
Zeeklit	1
Nonnetje	1
Mosselbank	1
Strandgaper	1
Kokkelbank	1
Purperslak	1
Noordkromp	1
Zeeanjelier	1
Garnaal	1
Zeekreeft	1
Zwemkrab	1
Draadworm	1
Goudkammetje	1
Zooplankton	1

3.13 Visuele verstoringen: Objecten

3.13.1 Gegevens

De oorzaak van een verstoring van vogels en zoogdieren als gevolg van de aanwezigheid van al dan niet bewegende objecten is over het algemeen moeilijk te achterhalen. Zowel geluid geproduceerd door het object als de visuele aanwezigheid van dat object kunnen als oorzaak aangewezen worden.

Onderwatergeluid is in 3.11 aan de orde gekomen. Geconcludeerd werd dat de effecten van geluid niet te onderscheiden zijn van die van de visuele verstoring van een object. Daarom worden de effecten van deze verstoringbronnen niet op basis van de geluidsproductie maar op basis van gegevens over de visuele verstoring behandeld. Hier zullen we ons derhalve richten op de gevolgen van een verstoring als gevolg van een object dat zich boven water bevindt ongeacht de exacte oorzaak van de verstoring.

Hoewel de aanwezigheid van een object aan de ene kant een verstoring tot gevolg kan hebben kan diezelfde verstoring ook positieve effecten hebben op vogels en

zoogdieren. Zo leidt de aanwezigheid van bepaalde objecten (zoals offshore platforms) soms tot een verhoogd aanbod van voedsel. Bij de beschrijving van de verstoring-effect relaties wordt hier in principe uitgegaan van de netto balans tussen de eventueel aantrekkende werking en afstotende werking van de aanwezigheid van een object.

Als objecten die een visuele verstoring tot gevolg kunnen hebben zijn mensen, boten (in verschillende grootteklassen), ‘vaste’ offshore constructies en fakkels (van bijv. boorplatforms) geselecteerd. Vogels en zoogdieren reageren niet op dezelfde manier op verstoring door deze verschillende objecten. In eerste instantie moet onderscheid gemaakt worden tussen stilstaande en bewegende objecten. Daarnaast is de reactie op ‘natuurlijke’ objecten, zoals mensen, anders dan de reactie op verstoring door veel minder ‘herkenbare’ boten.

Gegevens over visuele verstoring zijn schaars. Het betreft vooral verstoring door bewegende objecten, meestal personen, soms boten, surfplanken of vliegverkeer. Een groot deel van dit onderzoek is uitgevoerd door amateurs. Gegevens over stilstaande objecten zijn vooral afkomstig uit onderzoek naar de invloed van windmolenparken op weidevogels en trekvogels.

De gevoeligheid voor de aanwezigheid van een bepaald object wordt uitgedrukt als de afstand en de tijdsduur waarop een soort beïnvloed wordt. De kritische afstand komt overeen met het type gegevens dat uit onderzoek beschikbaar is. In onderzoek wordt veelal een kritische reactie-afstand (KRA) of kritische vluchtafstand (KVA) bepaald. Deze afstand zal in het kader van dit project worden gebruikt als basis voor de beschrijving van de effecten op de populatieomvang. De duur van de verstoring is vaak moeilijker vast te stellen, omdat het einde van de verstoring niet altijd betekent dat de verstoorde organismen terugkeren naar dezelfde locatie. Ook kunnen onverstoorde dieren de verstoorde plek sneller innemen dan de verstoorde.

Zoogdieren

Tuimelaars lijken niet direct gevoelig voor visuele verstoring door objecten op het wateroppervlak (Sips, 1988). Eerder lijkt het erop dat hun nieuwsgierigheid er toe leidt dat de dieren worden aangetrokken door met name schepen. In dit kader is het beeld van de in de boegolf van schepen meezwemmende dolfijnen bekend. Daarom wordt ervan uitgegaan dat de aanwezigheid van objecten geen negatieve invloed heeft op de Tuimelaar.

Bruinvissen daarentegen zijn over het algemeen wat schuwer voor passerende boten, maar schijnen weinig daadwerkelijke last te ondervinden van schepen (Sips, 1988). Bij het onderzoek naar het gedrag van een populatie bruinvissen bij de Shetlands (Evans, 1994) kwam naar voren dat bruinvissen verstoord kunnen worden door scheepvaartverkeer. Waarschijnlijk speelt het waarnemen van het geproduceerde geluid een belangrijkere rol dan het waarnemen van het object zelf. De reactie van bruinvissen varieert gedurende het seizoen en is daarnaast

gerelateerd aan de groepsgrootte. Vrouwtjes met een kalf proberen de geluidsbron te mijden, net als alleen zwemmende dieren. Terwijl groepen van drie of meer dieren of meer niet reageren, worden dieren die met zijn tweeën zijn nieuwsgierig en komen juist kijken.

In het voorjaar (mei-juni), als er kalveren aanwezig zijn, is de reactie over het algemeen negatief. In het najaar, als er voldoende voedsel is zodat de dieren meer tijd ‘over’ hebben, is de reactie over het algemeen positief.

Ingedeeld per type boot is de voor de groepen en over het jaar gemiddelde geschatte (KRA) weergegeven in Tabel 43.

Tabel 43 Positieve en negatieve kritische reactie afstanden (KRA) van verschillende objecten voor de bruinvis

	+	0	-	KRA (m)
Zeiljachten	50	30	20	50-100
Kleine veerboot	30	50	20	50-100
Vissersboot	?	?	40	300
Grote veerboot	0	50	50	1200
Speedboot	0	0	100	200

Hierbij speelt een rol dat een kleine veerboot regelmatig passeert dan de overige scheepstypen. Bovendien geldt dat met name speedboten de bruinvissen gericht naderen (niet persé met opzet), waardoor de nadering als bedreigend wordt ervaren.

Er zijn weinig kwantitatieve gegevens voorhanden om de populatie-effecten van verstoringen op zeehonden te kunnen schatten. Er bestaan aanwijzingen voor een verhoogde mortaliteit van jongen, afwijkend gedrag, verandering van ligplaatskeuze en stress. Gegevens over effecten op langere termijn voor de populatie ontbreken volledig. De gegevens die beschikbaar zijn hebben betrekking op rustende zeehonden op platen. Van verstoring van in het water verblijvende zeehonden is niets bekend (Brasseur & Reijnders, 1994).

In een kwantitatieve veldstudie is door Brasseur & Reijnders (1994) gekeken naar het effect van een scala aan verstoringbronnen op het zichtbare gedrag van rustende zeehonden op een plaat. Daarbij werd onderscheid gemaakt tussen de eerste reactie (“kop op”) en het te water gaan van de dieren. Daarnaast is gekeken naar het herstel dat optreedt binnen drie kwartier na de verstoring. Gebleken is dat wanneer dieren eenmaal te water gaan er vrijwel geen herstel optreedt binnen deze tijd.

De verstoringsafstand (ten aanzien van de kop op reactie) van kleine, geluidloze verstoringbronnen is kleiner dan voor grote objecten. De dieren gaan bij kleinere objecten echter al op grotere afstand te water dan in het geval van grotere objecten. Na een verstoring die tot het te water gaan leidt is het herstel binnen 45 minuten

zelden hoger dan 20%, terwijl bij verstoring door kleine, langzame objecten nagenoeg geen herstel optreedt.

Zeehonden zijn tamelijk gevoelig voor verstoring door bewegende objecten, zoals wandelaars, scheepvaart en vliegverkeer, met name in de tijd dat de jongen gezoogd worden (Reijnders, IBN, pers. med.). Wel is er gewenning mogelijk aan regelmaat (Sips, 1988). Stilstaande objecten hebben op zichzelf waarschijnlijk weinig invloed (Reijnders, pers. med.). Er zijn zelfs waarnemingen bekend van zeehonden die langdurig in de directe nabijheid van een productie platform verbleven, waarschijnlijk aangetrokken door de hoge voedseldichtheden ter plaatse (Verburgh, NAM, pers. med.).

Op basis van recent gericht experimenteel en literatuuronderzoek naar verstoring van zeehonden door verschillende objecten is Tabel 44 samengesteld (Wintermans *et al.*, 1995).

Tabel 44 Verstoringsafstand van verschillende verstoringsbronnen voor de gewone zeehond.

Bronnen	Verstoringsafstand	95 percentiel
wandelaar	50-600	550
kano	50-900	850
rubberboot	50-1000	1000
zeilboot	50-1400	1000
motorkruiser	100-1400	1200
rondvaartboot	100-500	400
sportvliegtuig	200-1000	1000

Het gaat hierbij om de afstand waarop op de plaats rustende zeehonden de eerste reactie tonen op benadering door een van de objecten. Zogende zeehonden zijn gevoeliger voor verstoring, maar op dit moment is een kwantificering nog niet mogelijk (pers. med. Reijnders).

Vogels

De effecten van visuele verstoring op vogels zijn van tweeërlei aard. In de eerste plaats kan er verstoring optreden tijdens het broedseizoen, waardoor legsels en jongen verloren gaan en het broedsucces vermindert. Daarnaast kunnen vogels buiten het broedseizoen verstoord worden tijdens het foerageren of tijdens het rusten, met name tijdens het verblijf op de hoogwatervluchtplaatsen (Davidson & Rothwell, 1993). Op hoogwatervluchtplaatsen kunnen enorm grote aantallen vogels verblijven op een zeer klein oppervlak. Deze verstoringen kosten energie, waardoor de overleving negatief beïnvloed kan worden (tijdens een strenge winter of gedurende de trek), maar het kan ook tot gevolg hebben dat de vogels onvoldoende snel reserves kunnen opbouwen (het zogenaamde 'opvetten') om het broedseizoen succesvol door te komen. Vooral voor veel noordelijk (sub-arctisch) broedende soorten, die tijdens de trek gebruik maken van de Waddenzee is dit van belang. Voor een succesvol broedseizoen heeft een vogel niet alleen een optimaal 'opvet-

gewicht', maar tevens een uiterste vertrekdatum (Piersma, 1987). Hierdoor kan een verstoring in de fase waarin de vogel bezig is met 'opvetten' relatief grote gevolgen hebben.

De meeste informatie die beschikbaar is betreft foeragerende of rustende steltlopers. Voor ganzen is met name het foerageren in de Waddenzee van belang. Eenden en zeevogels gebruiken het gebied zowel om te foerageren, als om te rusten. Deze soorten rusten echter in veel lagere dichtheden dan de steltlopers. Voor de grote stern tenslotte is vooral de verstoring tijdens het broeden van belang.

Er kan voor wat betreft de gevoeligheid van vogels een onderscheid gemaakt worden in drie categorieën: broedend, foeragerend en rustend. Voor elke soort is de meest gevoelige categorie gebruikt, welke in de Noord- of Waddenzee voorkomt. Daarnaast kan er, zoals hierboven is beargumenteerd, onderscheid gemaakt worden tussen mensen, stilstaande objecten, snel bewegende boten en vliegverkeer.

Steltlopers die verzameld zijn op een hoogwatervluchtplaats, vliegen over het algemeen op wanneer een wandelaar tot een afstand van 100-200 meter genaderd is. Deze kritische vluchtafstand (KVA) is echter nogal variabel en afhankelijk van een groot aantal factoren. Zo neemt de afstand na hoogwater toe, terwijl de afstand bij benadering vanaf de landzijde groter is dan vanaf de zeezijde (Zwarts, 1972). Hoewel er grote verschillen in de gevoeligheid van de verschillende soorten bestaan reageert een gemengde groep meestal net zo kritisch als de meest gevoelige soort (Zwarts, 1972; Koepff & Dietrich, 1986). Als de vogels bekend raken met een, niet gevaarlijke, regelmatig voorkomende verstoring, treedt een zekere gewenning op, waardoor de kritische vluchtafstand kleiner wordt (Zwarts, 1972). Het uiteindelijke effect van de verstoring hangt sterk af van de tijd van het jaar en de uitwijkmogelijkheden binnen het gebied.

Voor op het wad foeragerende steltlopers is de KVA voor benadering door mensen zo'n 150-200 meter. Dit betekent dat rond een (groep) wandelaar(s) een niemandsland wordt gecreëerd met een oppervlak van zo'n tien hectare. Dit gebied wordt pas na minimaal een half uur tot drie kwartier weer in gebruik genomen. Bij een wadlooptocht met zo'n 150 deelnemers vanaf het vasteland van Groningen naar Schiermonnikoog werden in totaal zo'n 30000 vogels verstoord. Voor de vogels die op de laagste delen van het wad foerageren ging het daarbij om een vermindering van de foerageertijd met zo'n 20% (Zegers, 1973). Natuurlijk gaat het hier om een grove simplificatie omdat er verschillen tussen de soorten bestaan en vooral omdat de verdeling van foeragerende vogels over het wad zeer heterogeen is. Met name de kleinere soorten foerageren vooral in de nabijheid van de hoogwatervluchtplaatsen.

Foeragerende ganzen zijn over het algemeen zeer gevoelig voor menselijke verstoring. Het beeld van een grote groep ganzen die na een verstoring langdurig rondvliegt boven het gebied is daarbij veelzeggend. Over de verstoring gevoeligheid van zee-eenden en vooral zeevogels is veel minder

bekend. Over de gevoeligheid van broedende grote sterns is daarentegen zeer veel bekend.

De kritische vluchtafstand voor benadering door mensen van een scholekster op een hoogwatervluchtplaats bedraagt zo'n 40-80 meter (Smit & Visser, 1993). Daarmee is de scholekster minder gevoelig dan de meeste andere steltlopers (Zwarts, 1972). Grazend vee kan zelfs tot een afstand van zo'n tien meter naderen voordat de vogels opvliegen (Smit & Visser, 1993). Een surfer echter jaagt een scholekster al van een afstand van ca. 200 m de lucht in (Koepff & Dietrich, 1986). Windmolens hebben tot op een afstand van ca. 100 m een negatief effect op de dichtheden van scholeksters pleisterend in de weilanden (Winkelman, 1992). Na een tijdelijke verstoring keert de scholekster vaak als een van de eerste soorten terug (Zegers, 1973). Bij de nadering van laagvliegende helikopters of vliegtuigen geldt een kritische vluchtafstand van 500 (Smit & Visser, 1993) tot 1000-1500m (De Jong *et al.*, 1993).

Voor foeragerende scholeksters geldt een kritische vluchtafstand voor wandelaars van zo'n 25-300 meter, met een gemiddelde van 140 meter (Smit & Visser, 1993). Broedende scholeksters worden pas verjaagd wanneer ze tot op zeer korte afstand benaderd worden.

Grote sterns zijn vooral aan het begin van het broedseizoen uitermate gevoelig voor verstoring. Verstoring van de broedplaats in de vestigingsperiode kan tot gevolg hebben dat alle grote sterns, inclusief degene die reeds eieren hebben, de broedplaats verlaten (Brenninkmeijer & Stienen, 1992). De vluchtafstand van een broedende grote stern tot de mens bedraagt zo'n 50-70 meter. Als de mens in gezelschap is van een hond neemt de vluchtafstand toe tot vele honderden meters. In de gegevens is geen nader onderscheid gemaakt tussen wadlopers, windsurfers en kleine bootjes (Brenninkmeijer & Stienen, 1992).

Waarschijnlijk zijn broedende grote sterns relatief gevoelig voor de aanwezigheid van een vaste offshore constructie en met name een eventuele fakkel (pers. med. Schobben).

In een van de weinige studies naar de daadwerkelijke oorzaak van een verstoring bij nadering van een object geeft Brown (1990) aan dat de kuifstern (*Sterna bergii*) verstoord wordt bij een geluidsniveau, als simulatie van een straaljager, boven de 85 dB. Dit komt overeen met een afstand van zo'n 700 m voor volledig geladen straaljagers bij een vlieghoogte van zo'n 50 m (Smit & Visser, 1993).

De kritische vluchtafstand van de kluut op een hoogwatervluchtplaats bedraagt ca. 200 m, hoewel een deel ook al opvliegt als personen tot op 500 m genaderd zijn (Koepff & Dietrich, 1986).

De zeekoet is met name gevoelig voor verstoring in de broedkolonies, waardoor eieren en jongen tijdelijke onvoldoende beschermd worden (Vertegaal & Van der

Salm, 1988). Daar zeekoeten niet binnen het onderzoeksgebied broeden blijft dit type verstoring in deze studie buiten beschouwing. Buiten de broedtijd verblijven zeekoeten op het water, waar ze over het algemeen weinig last hebben van verstoringen. De mate van verstoring lijkt hier voornamelijk afhankelijk van de snelheid waarmee het object beweegt. Een KVA van 50-100 m lijkt een redelijke schatting (eigen waarneming).

Ook voor de noordse stormvogel geldt dat de dieren eigenlijk alleen aan land komen om te broeden (buiten het onderzoeksgebied) en alleen dan gevoelig zijn voor verstoring. Overigens is vastgesteld dat alleen passage van supersonische vliegtuigen tot verstoring van een kolonie leidt (Burger, 1981), terwijl kleine vliegtuigjes die op meer dan honderd meter hoogte vliegen geen invloed hebben (Dunnet, 1977). Buiten de broedtijd lijkt een KVA van 25 m de beste schatting.

De rotgans is, zoals alle ganzen, zeer gevoelig voor menselijke verstoring. Verstoringen zullen de grootste invloed hebben in april-mei, als de dieren zich opmaken voor het nieuwe broedseizoen.

Vliegtuigen die lager vliegen dan 500 m jagen rotganzen al op een afstand van 1.5 km de lucht in (Owens, 1977). Vertegaal & Van der Salm (1988) geven zelfs een afstand van meer dan 3 km aan als kritisch. Helikopters werken zelfs op nog grotere afstand verstorend. De kleine rietgans wordt al op een afstand van 5 tot 10 km verstoord door helikopters, de brandgans op een afstand van 3 tot 10 km (Mosbech & Glahder, 1991). De helikopters zijn dan nog niet zichtbaar, maar de ganzen zijn reeds verontrust en stoppen met foerageren. Vergelijkbare resultaten werden gevonden bij veldwaarnemingen in de Wieringermeer. Rietganzen en kleine zwanen reageren inderdaad op het geluid van nog niet zichtbare helikopters en vliegtuigen door te stoppen met foerageren. Ze vliegen echter pas in paniek op als deze in zicht komen. Hiervoor kan een kritische vluchtafstand van ca. 1 km aangehouden worden. Na een kortstondige verstoring duurt het ca. 15 minuten voor de dieren weer foerageren (Tijssen, 1994). Ook Stock (1993) vond dat vliegtuigen en met name helikopters door ganzen als het meest verstorend worden ervaren.

De invloed van naderende mensen is afhankelijk van de onrust in het gebied. Waar gejaagd wordt is de kritische vluchtafstand meer dan 500 m, terwijl het ruim minder dan 100 m kan zijn in gebieden waar niet gejaagd wordt (Owens, 1977). Vertegaal & Van der Salm (1988) geven voor de rotgans een KVA van 400-500 m, hetgeen voor Nederland aannemelijk lijkt.

Bij verstoring door autoverkeer is de KVA groter naarmate er minder autoverkeer is. In rustige gebieden in Denemarken werd een KVA van 400-500 m gevonden, langs drukke wegen in Schotland was de KVA 100-200 m. De ganzen (kleine rietgans en grauwe gans) foerageerden hier niet op minder dan 100 m van de weg (Keller, 1991). Bij gebrek aan gegevens wordt de invloed van bewegende boten hier geschat op basis van de wel beschikbare gegevens over de invloed van het autoverkeer.

In de Waddenzee is de kritische vluchtafstand ten opzichte van wandelaars voor bonte strandlopers op een hoogwatervluchtplaats zo'n 100-300 m, met een gemiddelde van 163 m (Smit & Visser, 1993). Koepff & Dietrich (1986) vonden voor de Duitse Waddenzee een kritische vluchtafstand van 50-300 m, ten aanzien van verstoring door wandelaars, kanoërs en surfers. Overigens is de grootte van de groep bonte strandlopers hierbij van belang. Hoewel grote groepen rustende bonte strandlopers zeer gevoelig zijn voor verstoring leert de ervaring dat kleine groepjes bonte strandlopers (10-20 exemplaren) zich niet gemakkelijk van een voedselrijke plek laten verjagen door rustige wandelaars. Wel houden ze enige (ca. 30-50 m) afstand (eigen waarneming).

Over de strandplevier zijn in de beschikbare literatuur geen gegevens gevonden. Strandplevieren komen echter niet in grote groepen voor en mengen ze zich ook niet erg met andere groepen kleine steltlopers. De vogels laten zich over het algemeen tot op zeer korte afstand benaderen door mensen (eigen waarneming).

Voor eidereenden geldt dat ze vooral gevoelig zijn voor verstoring tijdens de broedtijd (Vertegaal & Van der Salm, 1988). Het uitkomstpercentage is in regelmatig verstoorde gebieden zo'n drie keer lager dan in onverstoord gebieden, terwijl de predatie door meeuwen van jongen in de crèches in verstoorde gebieden maar liefst 200-300 maal zo hoog kan zijn. Over het algemeen treedt verstoring op wanneer mensen tot minder dan 50 m genaderd zijn (Swennen, 1991).

De kritische vluchtafstand voor zwemmende eidereenden verstoord door recreatievaart, is zo'n 100-150 m (Koepff & Dietrich, 1986). Platteeuw & Beekman (1994) vinden voor rustende duikeenden op het Ketelmeer een KVA van 300 tot meer dan 500 m als gevolg van verstoring door de beroepsvaart.

3.13.2 Keuze functie en inschatting parameterwaarden

De effecten van visuele verstoring worden geschat met een functie waarin de kritische vluchtafstand en de tijdsduur van blootstelling worden gebruikt (zie 2.4).

In Tabel 45 wordt een overzicht gegevens van de waarden van de KVA's voor de geselecteerde soorten en voor vijf gedefinieerde vormen van visuele verstoringen.

Hoewel de kritische vluchtafstand (KVA) met redelijke betrouwbaarheid kan worden ingevuld (Tabel 45), is een doorvertaling naar effecten op reproductie en sterfte niet eenvoudig. Het is evenwel duidelijk dat verstoringen kunnen leiden tot een vermindering van de foerageertijd en tot stress-reacties, welke een negatieve uitwerking op de reproductie of overleving kunnen hebben. Met onderstaande methode wordt aangegeven hoe de KVA in dit rapport wordt omgerekend naar effecten op reproductie en sterfte.

Tabel 45 Kritische vluchtafstand (in meters) bij visuele verstoring voor zoogdieren en vogels, opgesplitst naar vijf typen verstoring.

Soort	mensen	boten	Vliegtuigen	vaste offshore constructies	fakkels
Zeehond	600	1400	1000	1000	
Bruinvis	0	0	0	0	
Tuimelaar	0	0	0	0	
Scholekster	200	200	1000	100	
Grote stern	70	70	1000	1000	
Kluut	300	300	1500	100	
Zeekoet	50	100	0	50	
Noordse stormvogel	25	25	100	25	
Rotgans	500	500	1500	200	
Bonte strandloper	160	200	1500	100	
Strandplevier	25	25	500	25	
Eidereend	50	400	500	100	

De blootstelling wordt uitgedrukt op basis van de fractie in tijd en ruimte van een gridcel dat verstoord wordt. De grootte van deze fractie wordt bepaald door de KVA van het organisme en de duur van de verstoring. Het effect van een enkele verstoring op de vermindering van de beschikbare tijd en ruimte om voedsel te kunnen zoeken kan als volgt geformuleerd worden:

$$c = f_r * f_s$$

Met:

- c = grootte van het effect van een enkele verstoring in een gridcel
- f_r = fractie van de ruimte die niet benut kan worden
- f_t = fractie van de tijd die niet benut kan worden

De fracties f_r en f_t worden als volgt gedefinieerd:

$$f_r = \frac{2 * l * KVA}{Opp.}$$

$$f_t = \frac{1}{v * 24}$$

Met:

- l = lengte van een vaar-, vlieg- of wadlooproute, of doorsnede van vaste constructie in een gridcel (km)
- KVA = kritische vluchtafstand (km)
- Opp. = oppervlak van de totale gridcel (km²)
- v = snelheid van een verstorend object (km.uur⁻¹)
- 24 = aantal uren per dag waarin organismen verstoord kunnen worden
- s = specifieke herstelduur, afhankelijk van de aard van object

Het effect van een verstoring wordt uitgedrukt in parameter c , welke aangeeft welk deel van een gridcel, tijdelijk of permanent, onbruikbaar is voor het normaal functioneren van een organisme. Hoewel het in dit geval niet een direct effect op de reproductie of sterfte betreft, wordt hier uitgegaan van een directe, evenredige relatie tussen een verstoring en een effect op reproductie en sterfte. De waarde van c wordt voor beide effecttypen gelijk gesteld.

De tijdsduur van de blootstelling is mede afhankelijk van de terugkeertijd. Verondersteld is dat na passage van een verstorend object terugkeer plaats vindt als het object de KVA overschrijdt. Met andere woorden, de afstand voor verstoring en terugkeer is dezelfde. Hierdoor wordt de tijdsduur van blootstelling bepaald door de KVA en de snelheid van het verstorende object.

Bij de berekening van effecten wordt geen rekening gehouden met het feit dat meerdere versturende elementen, bijvoorbeeld wadlopers, zich als één geheel gedragen. Met de beschreven methode wordt daarom een "worst-case" benadering gevolgd, welke een overschatting geeft van de werkelijke verstoring.

3.14 Substraat verandering: Hard substraat

3.14.1 Gegevens

Hard substraat is van belang voor soorten die zich op een harde ondergrond vasthechten. Bij het verwijderen zal het voorkomen van geschikt habitat voor deze soorten blijvend verloren gaan. Van de AMOEBE-soorten zijn dit wieren, de mossel en de zeeanjer. Daarnaast zijn er enkele mobiele soorten die zich bij voorkeur, of zelfs alleen, op een stevige ondergrond ophouden. Vaak kunnen deze soorten zich op een zachte ondergrond niet goed voortbewegen en maken zij gebruik van spleten en holten als schuilplaats, of profiteren zij van de meestal minder met zwevend stof belaste wateren in de nabijheid van harde substraten. Van de AMOEBE-soorten gaat het hierbij om de zeekreeft en de purperslak.

Weekdieren

Mosselen en de purperslak komen alleen in vrij ondiep water voor (tot maximaal ca. 10 meter). Voor deze soorten zijn vooral veranderingen in de dijkstructuur en -lengte van belang. Met name de purperslak heeft behoefte aan spleten en holtes, zodat het voor deze soort nadelig kan zijn als stenen in de dijkvoet geheel in beton of bitumen gegoten worden om ze vast te leggen. Mosselen kunnen zich ook hechten aan een stevige zandlaag, zoals bij de meeste mosselbanken in de Waddenzee het geval is. Voor de Hollandse kust is de waterbeweging echter te sterk, zodat de mossel zich hier alleen aan echte harde substraten kan hechten.

Holtedieren

De zeeanjer heeft een harde ondergrond nodig om zich vast te hechten. Daarbij

moet het water voldoende stroomsnelheid hebben om voedsel aan te voeren en om te voorkomen dat de zeeanjer onderlibt. Tegelijkertijd moet het water niet (gedurende langere perioden) te hard stromen, want daar is de soort weer niet goed tegen bestand. In de getijdzone komt de zeeanjer daarom voornamelijk op redelijk beschutte plekken tot ontwikkeling. Op grotere diepte is de soort vrij algemeen aanwezig op plekken met harde substraten en voldoende stroomsnelheid. Op wrakken zijn dichtheden van ca. 280 gr asvrijdrooggewicht per m² waargenomen. In de Grevelingen kwamen voor de afsluiting dichtheden van ca. 500 exemplaren per vierkante meter voor (Steur & Seys, 1988c).

Bentische kreeftachtigen

De zeekreeft heeft baat bij helder water (het is een oogjager) en holtes om zich in te verschuilen. Kieren in steenconstructies zoals dijkvlooiingen, maar ook spleten in veenbanken blijken van groot belang voor het voorkomen van de zeekreeft.

Wieren

Verwijdering van hard substraat kan het potentiële verspreidingsareaal van suikerwier, groefwier en zeesla verminderen. Niet al het in de Waddenzee of op het NCP voorkomend hard substraat is geschikt als aanhechtingssubstraat voor deze soorten. Behalve het substraat speelt ook de expositie aan golfslag een voorname rol in de verspreiding van wieren. Groefwier komt op enkele plaatsen in het Oosterschelde-gebied voor en mogelijk op enkele andere lokaties langs de kust. Het hecht zich het liefst op kalksteen en basalt in de bovenste zone van het litoraal (zie Bijkerk, 1988a) en is volledig afhankelijk van hard substraat. Dit laatste geldt ook voor suikerwier, dat op diepere delen van dijkvoeten voorkomt. Zeesla komt dieper onderwater voor en is niet volledig afhankelijk van de aanwezigheid van stenige substraten, maar kan zich ook hechten aan schelpfragmenten en dergelijke. In de Waddenzee vormen mosselbanken waarschijnlijk een belangrijk substraat voor zeesla (Peletier, 1992). Losgeslagen thalli zijn in staat om zonder verankeringssubstraat verder te groeien.

Vissen

In wrakken en andere constructies met holtes kunnen vissen, zoals de kabeljauw, een schuilplaats vinden en daardoor plaatselijk heel hoge dichtheden bereiken. De soort is echter niet afhankelijk van de aanwezigheid van hardsubstraat.

3.14.2 Keuze functie en inschatting parameterwaarden

De verandering in hoeveelheid hardsubstraat is niet in de berekeningen (ranking) van RAM betrokken.

De beperking wordt gelegd bij de afhankelijkheid van hardsubstraat (scheepswrakken, basaltblokken, pijpen, offshore constructies, etc.), dat wil zeggen effecten als gevolg van een vermindering van hardsubstraat. De verwijdering van hardsubstraat leidt voor een aantal soorten tot een blijvende vermindering van het verspreidingsareaal dat als habitat geschikt is. Afname van beschikbaar

hardsubstraat (in m²) zal, zo wordt hier aangenomen, een evenredige afname van de grootte van de daarop gevestigde populatie betekenen. De effecten worden daarom beschreven met behulp van een homogene kansfunctie, met de waarde 1 voor parameter c voor de geselecteerde soorten waarvoor een effect wordt verwacht (Tabel 46). De afname van beschikbaar substraat kan het best worden vergeleken met het effecttype sterfte, waarbij het effect volledig is (fractie sterfte is 1). Effecten op reproductie zijn dan niet van toepassing. Omdat ook het schatten van onzekerheid als gevolg van variatie in omstandigheden en het passen van de gegevens op de gestelde blootstelling niet zo relevant is, wordt geen onzekerheid geschat.

Hoewel de effecten op mosselen strikt genomen alleen mosselbanken betreffen, is toch ook het effect van verwijdering van mosselen op harde structuren relevant geacht.

Tabel 46 De fractie sterfte als gevolg van de verwijdering van hard substraat.

Sterfte Soort	Parameterwaarde c
Mosselbank	1
Purperslak	1
Zeeanjelier	1
Zeekreeft	1
Suikerwier	1
Groefwier	1
Zeesla	1

3.15 Substraat verandering: Grind

3.15.1 Gegevens

De verwijdering van grind heeft een direct effect op de daar gevestigde bodemfauna. Binnen de AMOEBE-soorten gaat het om de zeekreeft en de zeeanjelier. Daarnaast vormen grindbanken een specifiek paaigebied voor de haring.

Haring

Haring paait op bodems met grind en kleine stenen, waar de stroomsnelheid voldoende hoog is om de aanvoer van zuurstofrijk water en afvoer van metabolieten te garanderen. Daarnaast spelen temperatuur en saliniteit een rol. Het is echter niet bekend op basis van welke criteria haring een specifiek gebied als paaiplaats selecteert. Door de Groot (1980) zijn de mogelijke effecten van grindwinning op de spawning van haring samengevat. Van belang zijn de veranderingen die optreden op de sedimentsamenstelling, het diepteprofiel, de voedselbeschikbaarheid en de stroomsnelheid. Bovendien kunnen bij grindwinning de akoestische karakteristieken van de bodem veranderd worden, waardoor de

lokalisatie van paaigronden mogelijk zal falen. Het oppervlak waar daadwerkelijk spawning plaats vindt bedraagt overigens slechts enkele honderden vierkante meters, dus slechts een klein oppervlak van een grindbank.

Bij de teruggang van de haring populaties in de jaren '70 zijn de gebieden waar door haring gepaaid werd ingekrompen tot enkele kernen gelegen langs de Engelse oostkust. Tijdens het herstel van de haringpopulaties in de tachtiger jaren zijn deze paaiplaatsen in omvang toegenomen (de plek waar de eieren daadwerkelijk afgezet worden is betrekkelijk klein), terwijl er niet echt nieuwe grindgebieden in gebruik zijn genomen (Corten, RIVO, pers. med.). Er lijkt een soort drempel te bestaan voor het in gebruik nemen van nieuwe gebieden. Omdat de Klaverbank een vrij geïsoleerde ligging heeft ten opzichte van de bestaande paaigebieden, lijkt het onwaarschijnlijk dat de Klaverbank een paaiplaats van belang zal worden indien de paaistock zich uit gaat breiden (Corten, pers. med.). Van Moorsel & Waardenburg (1991) sluiten spawning op de Klaverbank echter niet uit.

Bentische evertebraten

Grindbanken zijn plaatsen waar de zeekreeft kan voorkomen, maar een schatting van dichtheden is moeilijk te geven. Bij inventarisaties op de Klaverbank werd deze soort niet aangetroffen (van Moorsel & Waardenburg, 1990 & 1991). Daarentegen behoort de zeeanjelier tot één van de kenmerkende soorten op de Klaverbank (Sips en Waardenburg, 1989). Afname van het grind-oppervlak zal hun vestigingsmogelijkheden doen afnemen, hoewel ze ook op een grofzandige ondergrond kunnen voorkomen.

3.15.2 Keuze functie en inschatting parameterwaarden

De verwijdering van grind wordt als een blijvende verandering van het substraattype beschouwd (Karman *et al.*, in prep.). Evenals bij vermindering van het areaal van hardsubstraat (3.14) worden de effecten van grindverwijdering beschreven met een homogene kansfunctie, waarbij effect afwezig of volledig is; de waarde van parameter c is derhalve 1 of 0. De grindlaag van de Klaverbank heeft een dikte van slechts 0.5-1.0 m (Sips & Waardenburg, 1989), zodat verwijdering van grind in dit geval inderdaad al snel leidt tot het verloren gaan van een deel van de grindbank. Volgens van Moorsel (1994) zullen de korte termijn effecten (het verdwijnen van de bentische fauna) bij benadering proportioneel zijn met het verstoorde of verwijderde oppervlak. Hierdoor kan gesteld worden dat het verspreidingsareaal van de op grind voorkomende evertebraten (zeeanjelier, zeekreeft) afneemt. Na verloop van tijd kan herstel optreden als gevolg van herverdeling van grind en zand (van Moorsel, 1993).

Het enige grindgebied van betekenis binnen het NCP is de Klaverbank, gelegen aan de uiterste westzijde van het NCP. Daarnaast bestaan nog wat kleinere grindgebieden, voornamelijk in het zuidelijke deel van het NCP. Overigens is grindwinning niet actueel aan de orde.

Het potentiële effect van grindwinning op de reproductie van de haring is moeilijk te schatten, omdat de paaiplaats relatief klein is ten opzichte van de gehele grindbank. Er wordt daarom uitgegaan van een verwaarloosbaar effect op de reproductie van haring. Het is echter in dit verband zinvol om ook de onzekerheid aan te geven. Sterfte als gevolg van grindwinning treedt niet op bij haring.

Aangenomen mag worden dat de door grindwinning veroorzaakte schade aan de bodemfauna op korte termijn proportioneel is met het weggenomen oppervlak (Sips & Waardenburg, 1989; van Moorsel, 1994). Met herstel op langere termijn wordt in het kader van deze studie geen rekening gehouden. Het effect op de sterfte van zeekeeft en zeeanjer wordt daarom als volledig beschouwd. Effecten op de reproductie zijn niet relevant geacht. Effecten op sterfte zijn weergegeven in Tabel 47.

Tabel 47 De fractie sterfte of reproductie vermindering als gevolg van de verwijdering van een oppervlak grind.

Sterfte Soort	Parameterwaarde			Onzekerheid			
	c	min	max	h	p	v	Totaal
Zeeanjer	1	0.43	1	4	3	3	10
Zeekeeft	1	0.36	1	5	3	3	11
Reproductie							
Haring	0	0	0.71	4	3	5	12

4. Discussie

In deze studie zijn de effecten van potentiële blootstellingen van een 7-tal verstoringen op AMOEBE-soorten ingeschat, ten einde een rangschikking van de ecologische risico's van verschillende gebruiksfuncties van de Noordzee en Waddenzee mogelijk te maken. Vanwege de veelheid aan soort-verstoringscombinaties is binnen deze 7 verstoringstypen een selectie gemaakt van de in het veld meest relevant geachte combinaties op grond van de verspreiding van soorten en verstoringen. Ook de beschikbare gegevens hebben vrijwel uitsluitend betrekking op relevante soort-verstorings combinaties. Er is evenwel geen poging gedaan om gegevens over niet relevant geachte combinaties op te sporen, zodat er een kleine kans is dat relevante combinaties over het hoofd zijn gezien.

Naast de selectie van relevante soort-verstorings combinaties levert ook de hoeveelheid gegevens beperkingen op aan een volledige inschatting van effecten. Hoewel AMOEBE-soorten mede geselecteerd zijn op grond van de hoeveelheid basiskennis die over de soorten bestaat, blijkt de hoeveelheid gegevens over de effecten van verstoringen op deze soorten beperkt. Om deze reden is ook naar gegevens gezocht die betrekking hebben op soortsgroepen, waarbij de grenzen ruim zijn gekozen (zoogdieren, vogels, vissen, stekelhuidigen, weekdieren, holtedieren, bentische kreeftachtigen, annelide wormen, algen, zooplankton, vegetatie). Daarnaast is voor de inschatting van effecten op de reproductie in een aantal gevallen uitgegaan van een verminderde productie van nakomelingen door het ouderdier (de verstoring heeft effect op het adulte stadium) en soms van effecten op eieren of larven. Bij gebrek aan gegevens over de gevoeligheid van larven is in een aantal gevallen de gevoeligheid van zooplankton als uitgangspunt genomen voor de inschatting van de effecten op reproductie van bodemdieren met een pelagisch larvestadium.

Bij toxicanten in water is bij het ontbreken van soortgegevens vooralsnog de defaultregel 'geometrisch gemiddelde voor de soort > geometrisch gemiddelde taxonomische groep > geometrisch gemiddelde voor alle soorten' aangehouden. Er wordt daarbij (met uitzondering van *Heteromastus*) geen rekening gehouden met de aanwezigheid van meer overeenkomstige soorten binnen een taxonomische groep. De gehanteerde defaultregel is in RAM-kader afgesproken, maar zal zeker aanleiding zijn tot discussie of nader onderzoek. Nu is voorrang gegeven aan getallen voor de soort zelf boven groepsgegevens en aan groepsgegevens boven een totaal gemiddelde. Dat ligt voor de hand als je verschillen tussen soorten wilt blootleggen, maar hoe relevant zijn dergelijke verschillen als ze gebaseerd zijn op slechts één of enkele gegevens (het geringe aantal beschikbare toxiciteitsgegevens voor de kokkel lijkt er bijvoorbeeld op te wijzen dat dit een vrij ongevoelige soort is, terwijl de soort in onze mesocosm experimenten vaak als één van de meer gevoelige soorten naar voren komt). Wat is het minimaal aantal gegevens waarop een karakterisering van de gevoeligheid gebaseerd zou moeten zijn?

Daarnaast is het gebruik van groepsgemiddelden punt van aandacht. Als het werkelijk van belang is dat er verschillen tussen soorten zijn op basis van initiële gevoeligheid (er zou ook gedacht kunnen worden aan verschillen in potentiële blootstelling, of biologische parameters als reproductie en dispersiecapaciteit, die de herstel mogelijkheden bepalen) dan zou er gezocht moeten worden naar methoden om de gevoeligheid van soorten te specificeren, bijvoorbeeld door voorrang te geven aan het gebruik van gegevens van de meest overeenkomstige soort(en) binnen een groep. Het nu gehanteerde stramien scheert alle soorten binnen een taxonomische groep over één kam, tenzij er toevallig een getal bekend is voor de aandachtsoort (wat de waarde van een enkel getal ook mag zijn). Feitelijk is het probleem te reduceren tot de vraag in hoeverre we een evenwicht proberen te bereiken tussen de precisie (soortspecificiteit) en nauwkeurigheid (aantal waarnemingen) van de geschatte soortspecifieke parameterwaarden. De huidige defaultregel kent wat dat betreft een grote onbalans: of de gegevens van een soort (grote precisie, meestal lage nauwkeurigheid), of de gegevens van een grote groep (kleine precisie, grotere nauwkeurigheid) worden gebruikt. Met de onzekerheidsanalyse is getracht om via een semi-kwantitatief waarderingsysteem op uniforme wijze een onzekerheidsrange aan te geven voor parameterwaarden, waarbij zowel precisie als nauwkeurigheid beoordeeld worden. Ook hier rijst de vraag welk aantal gegevens we voldoende vinden en wat als grenzen van de soortsgroepen aangehouden kan worden.

In algemene zin komt uit het onderzoek naar gegevens van soort specifieke gevoeligheden (tolerantie) ten aanzien van diverse stressfactoren naar voren dat het niet goed mogelijk is om met grote zekerheid voor geselecteerde soorten een zodanig specifieke tolerantiegrens in te schatten, dat er een significant onderscheid ten opzichte van een meer algemene tolerantiegrens (zoals de NEC voor toxische stoffen) is te maken. Nog problematischer is het definiëren van de blootstelling-effect functie op soortsniveau. Totnogtoe is per verstoringstype een zelfde functie gebruikt voor alle soorten. Gekozen is om de effecten op sterfte en reproductie te beschrijven met behulp van (een gering aantal) simpele functies, wat gezien de beperkte hoeveelheid gegevens die voor het inschatten van parameterwaarden gebruikt kan worden acceptabel lijkt.

Vanwege bovengenoemde problemen en versimpelingen is het wellicht beter om de doelstellingen binnen de ecologische risicoanalyse bij te stellen naar meer algemene termen, met als uitgangspunt de bepaling van de kans dat een drempelwaarde voor een bepaalde verstoringfactor wordt overschreden (overeenkomstig de PEC/NEC analyse). Alle genoemde blootstellings-effect functies kunnen in dat geval eenvoudig weg gereduceerd worden tot een drempelwaarde voor een kritische verstoringssintensiteit:

- Logistische curve: drempelwaarde = $NEC = EC_{10} = EC_{50}/7 = m/7$
- Lineaire helling: drempelwaarde = d
- Kansfuncties: drempelwaarde = effectieve verstoringfrequentie of -intensiteit

Voor elk verstoringstype kan op basis van de beschikbare informatie (met toepassing van een veiligheidsmarge verkregen uit de onzekerheidsanalyse) een algemene drempelwaarde voor alle elementen van het ecosysteem worden ingeschat, conform de NEC (of MTR) voor toxische stoffen. Vervolgens kan worden nagegaan of het zinvol en mogelijk is deze drempelwaarde voor bepaalde groepen van biota (of zelfs specifieke soorten) te specificeren, d.w.z. naar boven toe bij te stellen indien vast staat dat een soort (soortsgroep) minder gevoelig is. Hiermee wordt recht gedaan aan het voorzorgsprincipe, en wordt alleen als kennis toereikend is een minder conservatieve risicobeoordeling gevolgd. Feitelijk wordt daarmee een omgekeerde weg bewandeld, dan welke nu in RAM wordt gevolgd (RAM: AMOEBE soort > verwante soort > soortsgroep > biota in algemeen). Een dergelijke benadering biedt evenwel niet de mogelijkheid om de risico's van verschillende verstoringstypen (gebruikfuncties) te baseren op effecten op afzonderlijke soorten (vervangingscoëfficiënt als effectmaat), maar vereist een vergelijking van de mate van (kans op) overschrijding van kritische verstoringsniveaus voor biota (eventueel naar soort gespecificeerd). Hoewel dit een minder nauwkeurige vorm van risicoanalyse is, en daarom minder goed past in de ambitie van RAM, sluit het wel beter aan op de beschikbaarheid van gegevens.

Buiten deze methodieke problemen zijn voor een tweetal verstoringstypen de gegevens vooralsnog niet vertaald naar effecten op populatieniveau (sterfte en reproductie). Hoewel met name de gegevens betreffende visuele verstoring voor vogels en zoogdieren ruim voorhanden zijn, is vertaling naar effecten zoals die binnen RAM gedefinieerd zijn niet goed mogelijk.

Vooralsnog is bij het ontbreken van soortgegevens de defaultregel 'soort=gemiddelde van taxonomische groep = gemiddelde van alle soorten' aangehouden. Er wordt daarbij (met uitzondering van *Heteromastus*) geen rekening gehouden met de aanwezigheid van meer overeenkomstige soorten binnen een taxonomische groep. De gehanteerde defaultregel is in RAM-kader afgesproken, maar zal zeker aanleiding zijn tot discussie of nader onderzoek. Nu is voorrang gegeven aan getallen voor de soort zelf boven groepsgegevens en aan groepsgegevens boven een totaal gemiddelde. Dat ligt voor de hand als je verschillen tussen soorten wilt blootleggen, maar hoe relevant zijn dergelijke verschillen als ze gebaseerd zijn op slechts één of enkele gegevens (het geringe aantal beschikbare toxiciteitsgegevens voor de kokkel lijkt er bijvoorbeeld op te wijzen dat dit een vrij ongevoelige soort is, terwijl de soort in onze mesocosm experimenten vaak als één van de meer gevoelige soorten naar voren komt). Wat is het maximaal aantal gegevens waarop een karakterisering van de gevoeligheid gebaseerd zou moeten zijn?

Daarnaast is het gebruik van groepsgemiddelden punt van aandacht. Als het werkelijk van belang is dat er verschillen tussen soorten zijn op basis van initiële gevoeligheid (er zou ook gedacht kunnen worden aan verschillen in potentiële blootstelling, of biologische parameters als reproductie en dispersiecapaciteit, die de herstel mogelijkheden bepalen) dan zou er gezocht moeten worden naar

methoden om de gevoeligheid van soorten te specificeren, bijvoorbeeld door voorrang te geven aan het gebruik van gegevens van de meest overeenkomstige soort(en) binnen een groep. Het nu gehanteerde stramien scheert alle soorten binnen een taxonomische groep over één kam, tenzij er toevallig een getal bekend is voor de aandachtsoort (wat de waarde van een enkel getal ook mag zijn). Feitelijk is het probleem te reduceren tot de vraag in hoeverre we een evenwicht proberen te bereiken tussen de precisie (soortspecificiteit) en nauwkeurigheid (aantal waarnemingen) van de geschatte soortspecifieke parameterwaarden. De huidige defaultregel kent wat dat betreft een grote onbalans: of de gegevens van een soort (grote precisie, meestal lage nauwkeurigheid), of de gegevens van een grote groep (kleine precisie, grotere nauwkeurigheid) worden gebruikt. Een juiste tussenweg is nog niet bepaald.

In algemene zin komt uit het onderzoek naar gegevens van soort specifieke gevoeligheden (tolerantie) ten aanzien van diverse stressfactoren naar voren dat het niet goed mogelijk is om met grote zekerheid voor geselecteerde soorten een zodanig specifieke tolerantiegrens in te schatten, dat er een significant onderscheid ten opzichte van een meer algemene tolerantiegrens (zoals de NEC voor toxische stoffen) is te maken. Nog problematischer is het definiëren van de blootstelling-effect functie op soortsniveau. Om deze reden is het wellicht beter om de doelstellingen binnen de ecologische risicoanalyse bij te stellen naar meer algemene termen, met als uitgangspunt de bepaling van de kans dat een drempelwaarde voor een bepaalde verstoringsfactor wordt overschreden (overeenkomstig de PEC/NEC analyse).

De genoemde blootstellings-effect functies kunnen eenvoudig weg gereduceerd worden tot een drempelwaarde voor een kritische verstoringsintensiteit:

- Logistische curve: drempelwaarde = NEC = EC10 = EC50/7 = m/7
- Blokfunctie: drempelwaarde = d
- Lineaire helling: drempelwaarde = d
- Kansfunctie: drempelwaarde = effectieve verstoringsfrequentie of -intensiteit

Voor elk verstoringstype kan op basis van de beschikbare informatie (eventueel onder toepassing van een veiligheidsmarge) een algemene drempelwaarde voor alle elementen van het ecosysteem worden ingeschat, conform de NEC (of MTR) voor toxische stoffen. Vervolgens kan worden nagegaan of het zinvol en mogelijk is deze drempelwaarde voor bepaalde groepen van biota (of zelfs specifieke soorten) te specificeren, d.w.z. naar boven toe bij te stellen indien vast staat dat een soort (s groep) minder gevoelig is. Hiermee wordt recht gedaan aan het voorzorgsprincipe, en wordt alleen als kennis toereikend is een minder conservatieve risicobeoordeling gevolgd. Feitelijk wordt daarmee een omgekeerde weg bewandeld, dan welke nu in RAM wordt gevolgd (RAM: AMOEBE soort → verwante soort → soortsgroep → biota in algemeen). Een dergelijke benadering biedt evenwel niet de mogelijkheid om de risico's van verschillende verstoringstypen (gebruikfuncties) te baseren op effecten op afzonderlijke soorten (vervangingscoëfficiënt als effectmaat), maar

vereist een vergelijking van de mate van (op kans op) overschrijding van kritische verstoringsniveaus voor biota (eventueel naar soort gespecificeerd). Hoewel dit een minder nauwkeurige vorm van risicoanalyse is, en daarom minder goed past in de ambitie van RAM, sluit het wel beter aan op de beschikbaarheid van gegevens.

5. Literatuur

Adriaanse L.A. & J. Coosen (1991): Beach and dune nourishment and environmental aspects.
Coast. Engin. 16:129-146.

Aksnes D.L. & J. Giske (1993): A theoretical model of aquatic visual feeding.
Ecol. Modell. 67:233-250.

Alexander S.K. & J.W. Webb (1985): Seasonal response of *Spartina alterniflora* to oil.
In: Proceedings of the Oil Spill Conference. American Petroleum Institute publication No. 4385. pp. 353-357.

Anonymus (1988): Ecologisch profiel vogels en zoodieren.
RWS DGW

Anonymus (1989a): Derde Nota Waterhuishouding. Water voor nu en later. SDU.

Anonymus (1989b): Nationaal Milieubeleidsplan. Kiezen of verliezen. SDU.

Anonymus (1990): Natuurbeleidsplan. Regeringsbeslissing. SDU.

Anonymus (1992): Nutrients in the convention area. Part B. Eutrophication symptoms and problem areas.
Paris Commission

Auld A.H. & J.R. Schubel (1978): Effects of suspended sediment on fish eggs and larvae: A laboratory assessment.
Est. Coast. Shelf Sci. 6:153-164.

Baan P.J.A. (1992): Verstoring van de Noordzee en Waddenzee door menselijk gebruik: Een kwalitatieve analyse.
Waterloopkundig Laboratorium. Rapport WL T-920.

Baan P.J.A., M.W.M. Kuyper, M.A. Menke, J.G. Boon & M. Stronkhorst (1994): Verstoring van Noordzee en Waddenzee door menselijk gebruik. Kwantitatieve analyse.
Waterloopkundig Laboratorium. Rapport WL T-1295.

Baden S.P., L.O. Loo, L. Pihl & R. Rosenberg (1990): Effects of eutrophication on benthic communities including fish: Swedish west coast.
Ambio 19:113-122.

Baker J.M. (1971): Seasonal effects.

In: Cowell (ed.), Ecological effects of oil pollution on littoral communities. Institute of Petroleum, London. pp. 44-51.

Bakker C., W.J. Phaff, M. v. Ewijk-Rosier & N. de Pauw (1977): Copepod biomass in an estuarine and a stagnant brackish environment of the S.W. Netherlands.

Hydrobiologia 52:3-13.

Baptist H.J.M. & E. Jagtman (1997): Watersysteemverkenningen 1996. De AMOEBES van de zoute wateren.

Rapport RIKZ-97.027.

Barclay-Smith P. (1931): The destruction of birds by oil pollution at sea and the progress made since 1915 combatting this.

Proc. Int. Orn. Congr. 7: 503-508.

Baveco J.M. (1988): Vissen in troebel water. De effecten op visuele predatoren van verhoogde troebelheid en zwevend-stofgehalten als gevolg van baggerwerkzaamheden.

RDD Aquatic Ecosystems. 61 pp.

Becker P.H. & A. Schuster (1980): Vergleich der Verölung von Vögeln nach Arten, Jahren und räumlicher Verteilung an der deutschen Nordseeküste in den Jahren 1972 und 1974-1980.

Ber. Dtsch. Sekt. Int. Rat Vogelschutz (ICBP) 20: 55-62.

Berghahn R., M. Waltemath & A.D. Rijnsdorp (1992): Mortality of fish from the by-catch of shrimp vessels in the North Sea.

J. Appl. Ichthyol. 8:293-306.

Bergman M. (ed.) (1991): Long term effects of beamtrawl fishing on the benthic ecosystem in the North Sea.

In: Effects of beamtrawl fishery on the bottom fauna in the North Sea. II. The 1990 studies. BEON report 13. pp. 69-85.

Bergman M.J.N. & J.W. van Santbrink (1994a): Directe effecten van de visserij met 12m- en 4m- boomkorren op het bodemleven in de Nederlandse sector van de Noordzee.

BEON rapport 94-13.

Bergman M.J.N. & J.W. van Santbrink (1994b): Direct effects of beam trawling on macrofauna in sandy areas off the Dutch coast.

In: S.J. de Groot & H.J. Lindeboom (eds.), Environmental impact of bottom gears on benthic fauna in relation to natural resources management and protection of the North Sea. Final report IMPACT-I (EC-contract MA 2-549) pp. 179-208a.

Bergman M.J.N. & M. Hup (1992): Direct effects of beamtrawling on macrofauna in a sandy sediment in the southern North Sea.

ICES J. Mar. Sci. 49:5-11.

Bergman M.J.N. (1989): Ecologisch profiel van de Zeekreeft.

In: Ecologisch profiel vissen. RWS DGW.

Bergman M.J.N. (1989g): Ecologisch profiel van de Zeekreeft.

In: Ecologisch profiel vissen. RWS DGW.

Bergman M.J.N. (ed.) (1992): Long term effects of beamtrawl fishing on the benthic ecosystem in the North Sea.

In: Effects of beamtrawl fishery on the bottom fauna in the North Sea. III. The 1991 studies. BEON report 16. pp. 25-27.

Bergman M.J.N., M. Fonds, M. Hup, W. Lewis, P. van der Puy, A. Stam & D. den Uyl (1990): Direct effects of beamtrawl fishing on benthic fauna in the North Sea - A pilot study.

In: Effects of beamtrawl fishery on the bottom fauna in the North Sea. BEON report 8. pp. 33-57.

Bijkerk R. & P.I. Dekker (1990): De Draadworm *Heteromastus filiformis* (Polychatea). Ecologisch profiel.

RDD Aquatic Systems. 47 pp.

Bijkerk R. (1988a): Ecologisch profiel Groefwier (*Pelvetia canaliculata* Dcne. et Thur., Pheophyceae).

RWS DGW/ RDD Aquatic Ecosystems.

Bijkerk R. (1988b): Ecologisch profiel zeesla (*Ulva* Linnaeus, Chlorophyceae).

RWS DGW/ RDD Aquatic Ecosystems.

Bijkerk R. (1988e): Ecologisch profiel Groefwier (*Pelvetia canaliculata* Dcne. et Thur., Pheophyceae).

RWS DGW/ RDD Aquatic Ecosystems.

Bijkerk R. (1988f): Ontsnappen of begraven blijven. De effecten op bodemdieren van een verhoogde sedimentatie als gevolg van baggerwerkzaamheden.

RDD Aquatic Systems. 72 pp.

Boddeke R. (1989): Management of the Brown shrimp (*Crangon crangon*) stock in the Dutch coastal waters.

In: J.F. Caddy (ed.), Marine invertebrate fisheries: Their assessment and their management. John Wiley & Sons, New York. pp. 35-62.

Bommel  M. (1991): Harmful effects on birds of floating lipophilic substances discharged from ships. In: Camphuysen C.J. & J.A. van Franeker (eds). Oil pollution, Beached Bird Surveys and Policy: towards a more effective approach to an old problem.

Proc. Int. NZG/NSO workshop, 19 April 1991, Rijswijk, Sula 5 (special issue): 44-45.

Bourne W.R.P. (1968): Observation of an encounter between birds and floating oil. Nature 219: 632.

Bourne W.R.P. (1969): Birds and floating oil. Seabird Bull. 7: 52-53.

Brasseur S.M.J.M. & P.J.H. Reijnders (1994): Invloed van diverse verstoringsbronnen op het gedrag en habitatgebruik van gewone zeehonden: Consequenties voor de inrichting van het gebied. IBN-rapport 113.

Brenninkmeijer A. & E.W.M. Stienen (1992): Ecologisch profiel van de Grote stern (*Sterna sandvicensis*). RIN-rapport 92/17

Briggs, K.T., Gershwin, M.E. & Yoshida S. (1997). The influence of petrochemicals and stress on the immune system of seabirds. ICES J. Mar. Sc.; (submitted 24 November 1996).

Brink B.J.E. ten, S.H. Hosper & F. Colijn (1991): A quantitative method for description & assessment of ecosystems: The AMOEBA-approach. Mar. Pollut. Bull. 23:265-270.

Brink ten, B.J.E. & F. Colijn (red.). (1990): Ecologische ontwikkelingsrichtingen zoute wateren. Basisrapport derde nota waterhuishouding. RWS DGW Nota GWWS-90.009.

Brosnan D.M. & L.L. Crumrine (1994): Effects of human trampling on marine rocky shore communities. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 177:79-97.

Brosnan D.M. (1993): The effects of human trampling on biodiversity of rocky shores: monitoring and management strategies. Rec. Adv. Mar. Sci. Tech. 1992. pp. 333-341.

Brown A.L. (1990): Measuring the effect of aircraft noise on sea birds. Environ. Int. 16:587-592.

Bruyne R.H. de (1990): Ecologische profielen vis en schelpdieren.
RIVO MO 90-207.

Buchanan J.B. (1966): The biology of *Echinocardium cordatum* (Echinodermata: Spatangoidea) from different habitats.
J. Mar. Biol. Ass. U.K. 46:97-114.

Buijs J., J.A. Craeymeersch, P. van Leeuwen & A.D. Rijnsdorp (1994): De epi- en endofauna van de Nederlandse, Duitse en Deense kustzone: Een analyse van 20 jaar bijvangstgegevens.
BEON rapport 94-11. RIVO NIOO-CEMO

Burger J. (1981): Behavioural responses of herring gulls (*Larus argentatus*) to aircraft noise. Environ. Pollut. 24:177-184

Burns K.A. & J.M. Teal (1979): The West Falmouth oil spill: Hydrocarbons in the salt marsh ecosystem.
Est. Coast. Mar. Sci. 8:349-360.

Burns K.A. & J.M. Teal (1979): The West Falmouth oil spill: hydrocarbons in the salt marsh ecosystem.
Est. Coast. Mar. Sci. 8:349-360.

Cadée G.C. (1990): Lokale sterfte van kokkels op het wad tijdens een Noctiluca bloei.
Zeepaard 50:119-128.

Camphuysen C.J. & Franeker J.A. van 1992. The value of beached bird surveys in monitoring marine oil pollution. Techn. Rapport Vogelbescherming 10, Vogelbescherming Nederland, Zeist, 191pp.

Camphuysen C.J. & J.A. van Franeker (1992): The value of beached bird surveys in monitoring marine oil pollution.
Techn. Rapport Vogelbescherming 10, Vogelbescherming Nederland, Zeist, 191pp.

Camphuysen C.J. (1989): Beached bird surveys in the Netherlands 1915-1988.
Technisch rapport Vogelbescherming nr.1, Amsterdam.

Camphuysen C.J. (1989): Beached Bird Surveys in the Netherlands 1915-1988; Seabird Mortality in the southern North Sea since the early days of Oil Pollution.
Techn. Rapport Vogelbescherming 1, Werkgroep Noordzee, Amsterdam 322pp.

Camphuysen C.J. (1995): Olielachtoffers langs de Nederlandse kust als indicatoren van de vervuiling van de zee met olie.
Sula 9 (special issue). CSR report 95-04.

Camphuysen C.J. (1995): Olieslachtoffers langs de Nederlandse kust als indicatoren van de vervuiling van de zee met olie.
Sula 9 (special issue). CSR report 95-04.

Camphuysen C.J., M.F. Leopold & M.L. Tasker (1992): Conservation of seabirds in coastal and offshore waters.
In: Proc. & abstr. int. seminar 'The Conservation of Dispersed Species in Europe' at the XVIII ICBP Europ. Cont. Sect. Conference, Aachen, May 1992, pp 28-30.

Casement M. (1966): Seabirds avoiding oil patches.
Sea Swallow 18: 79.

Cramp S. & K.E.L. Simmons (eds.) (1983): Handbook of the birds of Europe, the Middle East, and North Africa: The birds of the Western Palearctic. Volume III: Waders to Gulls.
Oxford University Press, Oxford. 913 pp.

Croxall J.P. (1975): The effect of oil on nature conservation especially birds. In: Cole H.A. (ed.). Petroleum and the Continental Shelf of North West Europe 2. Environmental Protection: 93-101. Applied Science Publ., Barking.

Cuker B.E. (1993): Suspended clays alter trophic interactions in the plankton.
Ecology 74:944-953.

Dahlmann G., D. Timm, Chr. Aeverbeck, C. Camphuysen, H. Skov & J. Durink (1994): Oiled seabirds - comparative investigations on oiled seabirds and oiled beaches in the Netherlands, Denmark and Germany (1990-93).
Mar. Pollut. Bull. 28:305-310.

Dankers N. & J. de Vlas (1992): Multifunctioneel beheer in de Waddenzee integratie van natuurbeheer en schelpdiervisserij.
IBN-DLO RIN rapport 92/15

Dankers N., K. Koelemaij & J. Zegers (1989): De rol van de mossel en de mosselcultuur in het ecosysteem van de Waddenzee.
RIN-rapport 89/9.

Dankers N., M. Binsbergen & K. Zegers (1983): De effecten van zandsuppletie op de fauna van het strand van Texel en Ameland.
RIN-rapport 83/6. 12 pp.

Dauer D.M., A.J. Rodi & J.A. Ranasinghe (1992): Effects of low dissolved oxygen events on the macrobenthos of the lower Chesapeake Bay.
Estuaries 15:384-391.

Davidson N. & P. Rothwell (1993): Disturbance to waterfowl on estuaries. Wader Study Group Bull. 68 Special Issue. 106 pp.

Davis J.C. (1975): Minimal dissolved oxygen requirements of aquatic life with emphasis on Canadian species: A review. J. Fish. Res. Bd. Can. 32:2295-2332.

De Jonge V.N. & D.J. de Jong (1992): Role of tide, light and fisheries in the decline of *Zostera marina* L. in the Dutch Wadden Sea. In: N. Dankers, C.J. Smit & M. Scholl (eds.), Proceedings of the 7th International Wadden Sea Symposium, Ameland 1990. Neth. Inst. Sea Res. Publ. Ser. 20. pp. 161-176.

DeMott W.R. (1988): Discrimination between algae and artificial particles by freshwater and marine copepods. Limnol. Oceanogr. 33:397-408.

Dommasnes A., F. Rey & I. Rottingen (1994): Reduced oxygen concentrations in overwintering areas. ICES J. Mar. Sci. 51:63-69.

Dommasnes A., F. Rey & I. Rottingen (1994): Reduced oxygen concentrations in herring wintering areas. ICES J. Mar. Sci. 51:63-69.

Dunnet G.M. (1977): Observations on the effects of low-flying aircraft at seabird colonies on the coast of Aberdeenshire, Scotland. Biol. Conserv. 12:55-63

Dunnet G.M. (1982): Oil pollution and seabird populations. Phil. Trans. R. Soc. London (B) 297(1087): 413-427.

Dunnet G.M. (1987): Seabirds and North Sea oil. In: Hartley J.P. & Clark R.B.(eds). Environmental effects of North Sea oil and gas developments Proc. R. Soc. Disc. Meet. London Phil. Trans. R. Soc. Lond. B 316: 513-524.

ECETOC (1993a): Environmental hazard assessment of substances. ECETOC Technical report No. 51.

ECETOC (1993b): Aquatic toxicity data evaluation. ECETOC Technical report No. 56.

Ekker M. & B.M. Jenssen (1989): Dose dependent metabolic response in externally oiled eiders, *Somateria mollissima*. In: K.E. Zachariassen (ed.), Biological effects of chemical treatment of oilspills at

sea. Report from the BECTOS-program 1985-88. University of Trondheim. pp. 273-275.

Emerson C.W., J. Grant & T.W. Rowell. (1990): Indirect effects of clam digging on the viability of Soft-shell clams, *Mya arenaria* L.
Neth. J. Sea Res. 27:109-118.

Engelhardt F.R. (1982): Hydrocarbon metabolism and cortisol balance in oil-exposed ringed seal, *Phoca hispida*.
Comp. Biochem. Physiol. 72C: 133-136.

Engelhardt F.R. (1983): Petroleum effects on marine mammals.
Aquat. Toxicol. 1: 175-186.

Engelhardt F.R. (1987): Assessment of the vulnerability of marine mammals to oil pollution.
In: J. Kuiper & W.J. van den Brink (eds.), Fate and effects of oil in marine ecosystems. Martinus Nijhoff Publishers, Dordrecht. pp. 101-115.

Engelhardt F.R., J.R. Geraci & T.G. Smith (1977): Uptake and clearance of petroleum hydrocarbons in the ringed seal, *Phoca hispida*.
J. Fish. Res. Board Can. 34: 1143-1147.

Eppley Z.A. & M.A. Rubega (1990): Indirect effects of an oil spill: Reproductive failure in a population of south polar skuas following the 'Bahia Paraiso' oil spill in Antarctica.
Mar. Ecol. Prog. Ser. 67:1-6.

Essink K. (1993): Ecologische effecten van baggeren en storten van baggerspecie in het Eems-Dollard estuarium en de Waddenzee.
RWS rapport DGW-93.020. 64 pp.

Evans P.G.H. (1994): Gedrag en foerageren van bruinvissen bij Shetland.
Lezing op V.Z.Z. themadag zoogdieren, 19-11-1994, Leiden.

Everaarts J.M., A. de Buck, M.Th.J. Hillebrand & J.P. Boon (1991): Residues of chlorinated biphenyl congeners and pesticides in brain and liver of the oystercatcher (*Haematopus ostralegus*) in relation to age, sex and biotransformation capacity.
Sci. Total Environ. 100:483-499.

Everts J.W., Y. Eys, M. Ruys, J. Pijnenburg, H. Visser & R. Luttkik (1992): Assessing the risk of biomagnification: A physiological approach.
ICES CM/Mini:5.

Farke H., K. Wonneberger, W. Gunkel & G. Dahlmann (1985): Effects of oil and a dispersant on intertidal organisms in field experiments with a mesocosm, the Bremerhaven Caisson.
Mar. Environ. Res. 15:97-114.

Folkestad A.O. (1982): Oljens virkning på fugl.
Var Fuglefauna 5:115-116.

Folkestad A.O. (1982): Oljeskader på sjøfugl. Korleis kan problemet handterast?
In: Myrberget S. (ed.). Negative Faktorer for Sjøfugl, NKV's Møte Høvikodden 1981.
Viltrapport 21: 57-64.

Folkestad A.O. 1982. Oljeskader på sjøfugl. Korleis kan problemet handterast? In: Myrberget S. (ed.). Negative Faktorer for Sjøfugl, NKV's Møte Høvikodden 1981. Viltrapport 21: 57-64.

Fonds M. (ed.) (1991): Measurements of catch composition and survival of benthic animals in beamtrawl fishery for sole in the Southern North Sea.
In: Effects of beamtrawl fishery on the bottom fauna in the North Sea. II. The 1990 studies. BEON report 13. pp. 53-67.

Fonds M., B.L. Verboom & K. Groeneveld (eds.) (1992): Catch composition and survival of fish and benthic invertebrates in commercial beamtrawls for sole- and plaicefishery in the Southern North Sea.
In: Effects of beamtrawl fishery on the bottom fauna in the North Sea. III. The 1991 studies. BEON report 16. pp. 17-22 & appendix 2.

Fore P.L. (ed) (1977): Proceedings of the 1977 Oil Spill Response Workshop. US Fish & Wildl.Serv., Biol.Serv.Progr. FWS/OBS/77-24, National Space and Technology Laboratories, Mississippi, 153pp.

Fry D.M. & L.J. Lowenstine (1985): Pathology of Common murre and Cassin's auklets exposed to oil.
Arch. Environ. Contam. Toxicol. 14:725-737.

Geraci J.R. & D.J. St. Aubin (eds.), (1990): Sea mammals and oil: Confronting the risks.
Academic Press, San Diego.

Geraci J.R. & St. Aubin D.J. (Eds.) 1990. Sea Mammals and Oil: Confronting the Risks. Academic Press, San Diego, California.

Geraci J.R. (1990): Physiologic and toxic effects on cetaceans.
In: J.R. Geraci & D.J. St. Aubin (eds.), Sea mammals and oil: Confronting the risks. Academic Press, San Diego. pp. 167-197.

Geraci J.R., D.J. St. Aubin & R.J. Reisman (1983): Bottle-nosed dolphins *Tursiops truncatus* can detect oil.

Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40:1516-1522.

Gordon D.C., J. Dale & P.D. Keizer (1978): Importance of sediment working by the deposit-feeding polychaete *Arenicola marina* on the weathering rate of sediment-bound oil.

J. Fish. Res. Bd. Can. 35:591-603.

Grant J. & B. Thorpe (1991): Effects of suspended sediment on growth, respiration, and excretion of the Soft-shell clam (*Mya arenaria*).

Can. J. Fish. Aquat. Sci. 48:1285-1292.

Grasshoff, K. (1976): Methods of seawater analysis.

Groot S.J. de & H.J. Lindeboom (eds.) (1994), Environmental impact of bottom gears on benthic fauna in relation to natural resources management and protection of the North Sea. Final report IMPACT-I (EC-contract MA 2-549) pp. 179-208a.

Groot S.J. de & H.J. Lindeboom (eds.) (1995): Environmental impact of bottom gears on benthic fauna in relation to natural resources management and protection of the North Sea.

NIOZ Rapport 1994-11.

Groot S.J. de (1980): The consequences of marine gravel extraction on the spawning of herring, *Clupea harengus* Linné.

J. Fish Biol. 16:605-611.

Hallers C.C. ten (1991): Acoustic disturbance of sensory perception and behaviour of North Sea animals.

Eindrapport Integrale Risico Analyse. RWS Directie Noordzee.

Hansen B., P.J. Hansen & T.G. Nielsen (1991): Effects of large nongrazable particles on clearance and swimming behaviour of zooplankton.

J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 152:257-269.

Harvey S., H. Klandorf & J.G. Phillips (1981): Reproductive performance and endocrine responses to ingested petroleum in domestic ducks (*Anas platyrhynchos*).

Gen. Comp. Endocrinol. 45:372-380.

Heger W., S.-J. Jung, S. Martin & H. Peter (1995): Acute to prolonged toxicity to aquatic organisms of new and existing chemicals and pesticides.

Chemosphere 31:2707-2726.

Heiligenberg T. van den (1984): De ecologische effecten van winning van wadpieren en andere bodemdieren in het intergetijdengebied.

RIN-rapport 84/3. 26 pp.

Herreid C.F. (1980): Hypoxia in invertebrates.

Comp. Biochem. Physiol. A 67:311-320.

Heubeck M., P. Harvey & J. Uttley (1995): Dealing with the wildlife casualties of the Braer Oil spill, Shetland, January, 1993. Shetland Oil Terminal Envir. Adv. Group & Aberdeen University Research and Industrial Services Ltd, Aberdeen, 83pp.

Hoffman D.J. (1978): Embryotoxic effects of crude oil in Mallard ducks and chicks.

Toxicol. Appl. Pharmacol. 46:183-190.

Hoffman D.J. (1979a): Embryotoxic and teratogenic effects of crude oil on Mallard embryos on day 1 of development.

Bull. Environ. Contam. Toxicol. 22:632-637.

Hoffman D.J. (1979b): Embryotoxic and teratogenic effects of petroleum hydrocarbons in Mallards (*Anas platyrhynchos*).

J. Toxicol. Environ. Health 5:835-844.

Holmes W.N. & K.P. Cavanaugh (1990): Some evidence for an effect of ingested petroleum on the fertility of the mallard drake (*Anas platyrhynchos*).

Arch. Environ. Contam. Toxicol. 19:898-901.

Holmes W.N., J. Cronshaw & K.P. Cavanaugh (1978): The effects of ingested petroleum on laying in Mallard ducks (*Anas platyrhynchos*).

In: J. Siva-Lindstedt (ed.), Energy/Environment '78: A symposium on energy development impacts: Proceedings. Pp. 301-309.

Huddart R. & D.R. Arthur (1971): Shrimps in relation to oxygen depletion and its ecological significance in a polluted estuary.

Environ. Pollut. 2:13-35.

Jackson M.J. & R. James (1979): The influence of bait digging on Cockle, *Cerastoderma edule*, populations in north Norfolk.

J. Appl. Ecol. 16:671-679.

Jenssen B.M. (1994): Review article: Effects of oil pollution, chemically treated oil, and cleaning on the thermal balance of birds.

Env. Poll. 86: 207-215.

Johnston D.D. & D.J. Wildish (1982): Effect of suspended sediment on feeding by larval Herring *Clupea harengus harengus*.

Bull. Environ. Contam. Toxicol. 49:261-267.

Johnston R. (ed.) 1976. Marine Pollution. Academic Press, London.

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.

Jong F. de, J.F. Bakker, K. Dahl, N. Dankers, H. Farke, W. Jäppelt, K. Koßmagk Stephan & P.B. Madsen (eds.) (1993): Quality status report of the North Sea. Subregion 10. The Wadden Sea.

Common Wadden Sea Secretariat (CWSS), Wilhelmshaven, FRG. 174 pp.

Jongbloed R.H., B.J.W.G. Mensink, A.D. Vethaak & R. Luttik (1995): Risk assessment of bioaccumulation in the food webs of two marine AMOEBE species: Common tern and Harbor seal.

RIVM report No. 719102040 & RWS report RIKZ-95.036.

Jongbloed R.H., J. Pijnenburg, B.J.W.G. Mensink, Th.P. Traas & R. Luttik (1994): A model for environmental risk assessment and standard setting based on biomagnification. Top predators in terrestrial ecosystems.

RIVM report no. 719101012.

Jonge de V.N., K. Essink & R. Boddeke (1993): The Dutch Wadden Sea: A changed ecosystem.

Hydrobiologia 265:45-71.

Jonkers D.A. & J.W. Everts (1992): Zeewaardig. Afleiding van risiconiveaus voor microverontreinigingen in Noordzee en Waddenzee.

VROM nota nr. 1992/2

Kaag N.H.B.M., E.M. Foekema, M.C.Th. Scholten & N.M. van Straalen (1997): Comparison of contaminant accumulation in three species of marine invertebrates with different feeding habits.

Environ. Toxicol. Chem. 16:837-842.

Kaag N.H.B.M., H.P.M. Schobben, R.G. Jak & M.C.Th. Scholten (1992): Ecotoxicologische profielen van AMOEBE-soorten.

TNO rapport R92/115.

Karman et al. (in prep.) RAM Methodiek. RIKZ rapport.

Katwijk M.M. van (1992): Herintroductie van zeegras in de Waddenzee. 1. Mesocosmexperimenten met Groot zeegras (*Zostera marina* L.). WS\92\40153

Kayes R.J. (1985): The decline of porpoises and dolphins in the southern North Sea: A current status report. Political Ecology Research Group, Oxford.

Keller V.E. (1991): The effect of disturbance from roads on the distribution of feeding sites of geese (*Anser brachyrhynhus*, *A. anser*), wintering in North-east Scotland. Ardea 79:229-232.

Khan R.A. & P. Ryan (1991): Long term effects of crude oil on common murrens (*Uria aalge*) following rehabilitation. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 46:216-222.

Klimley A.P. & A.A. Myrberg (1979): Acoustic stimuli underlying withdrawal from a sound source by adult Lemon sharks, *Negaprion brevirostris* (Poey). Bull. Mar. Sci. 29:447-458.

Koepff Chr. & K. Dietrich (1986): Störungen von Küstenvögeln durch Wasserfahrzeuge. Vogelwarte 33:232-248.

Kramer D.L. (1987): Dissolved oxygen and fish behavior. Environ. Biol. Fish. 18:81-92.

Kramer H.J., W.A. van den Ham, W. Slob & M.N. Pieters (1995): Derivation of conversion factors to estimate an indicative chronic NOAEL from short-term toxicity data. RIVM report No. 620110001.

Kühl H. (1972): Hydrography and biology of the Elbe estuary. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 10:225-309.

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 report R 83/014.

Kuiper J., H. van het Groenewoud, N. Admiraal, M. Scholten, P. de Wilde, G. van Moorsel, R. Dekker, W. Wolff & C. Brouwer (1986): The influence of dispersants on the fate and effects of oil in model tidal flat ecosystems. TNO report R 86/182a.

Lambeck R.H.D., J. Nieuwenhuize & J.M. van Liere (1991): Polychlorinated biphenyls in Oystercatchers (*Haematopus ostralegus*) from the Oosterschelde (Dutch Delta area) and the western Wadden Sea, that died from starvation during severe winter weather.
Environ. Pollut. 71:1-16.

Lavaleije M.S.S. & N. Dankers (1993): Voorstudie naar de effecten van de garnalenvisserij op de bodemfauna, met advies over te sluiten gebieden en uit te voeren onderzoek.
IBN-rapport 001.

Lent F. van, J.M. Verschuure & M.L.J. van Veghel (1995): Comparative study on populations of *Zostera marina* L. (eelgrass): In situ nitrogen enrichment and light manipulation.
J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 185:55-76.

Llanso R.J. (1991): Tolerance of low dissolved oxygen and hydrogen sulfide by the polychaete *Streblospio benedicti* (Webster).
J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 153:165-178.

Lutz R.V., N.H. Marcus & J.P. Chanton (1994): Hatching and viability of copepod eggs at two stages of embryological development: anoxic/hypoxic effect.
Mar. Biol. 119:199-204.

Malouf R.E. & V.M. Bricelj (1989): Comparative biology of clams: Environmental tolerances, feeding, and growth.
In: J.J. Manzi & M. Castagna (eds.), Clam mariculture in North America. Elsevier. pp. 23-73.

Markager S. & K. Sand-Jensen (1992): Light requirements and depth zonation of marine macroalgae.
Mar. Ecol. Prog. Ser. 88:83-92.

Markussen, N.H., M. Ryg & N.A. íritsland. (1990): Energy requirements for maintenance and growth of captive harbour seals, *Phoca vitulina*.
Can. J. Zool. 68: 423-426.

Marshall S.M. & A.P. Orr (1972): The biology of a marine copepod *Calanus finmarchicus* (Gunnerus).
Liver & Boyd, Edinburgh. 195 pp.

McCauley R.D. (1994): Seismic surveys.
In: J.M. Swan, J.M. Neff & P.C. Young (eds.), Environmental implications of offshore oil and gas development in Australia. Australian Petroleum Exploration Association, Sydney, pp. 19-121.

McCauley R.D. (1997): The noise produced during offshore petroleum exploration and it's influence on Humpback whales. Curtin University, Perth.

McCauley R.D. & J. Penrose (1997): Investigation of the environmental effects of offshore seismic survey activities. Curtin University, Perth.

Meijer A.J.M. (1988): Ecologisch profiel Suikerwier (*Laminaria saccharina*). RWS DGW/ Bureau Waardenburg.

Meixner R. (1986): The predation of mussels by Eiders (*Somateria mollissima*) and its effect on german mussel farming. ICES CM/K:28.

Messieh S.N., D.J. Wildish & R.H. Peterson (1981): Possible impact of sediment from dredging and soil disposal on the Miramachi Bay herring fishery. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1008:1-33.

Milne, H. (1976): Body weights and carcass composition of the common eider. Wildfowl 27:115-122.

Milne, H. (1976): Body weights and carcass composition of the common eider. Wildfowl 27:115-122.

Mitchell E.D. (1975): Porpoise, dolphin and small whale fisheries of the world: Status and problems. IUCN Mono no. 3 Int. Union Conserv. Nat. Resources

Mohl-Hansen U. (1954): Investigations on reproduction and growth of the porpoise (*Phocoena phocoena*) from the Baltic. Vidensk. Meddr. Dansk. Naturh. Foren. 116:369-396

Moore P.G. (1977): Inorganic particulate suspensions in the sea and their effects on marine animals. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 15:225-363.

Moorsel G.W.N.M. van & H.W. Waardenburg (1990): Impact of gravel extraction on geomorphology and the macrobenthic community of the Klaverbank (North Sea) in 1989. Bureau Waardenburg B.V., Culemborg.

Moorsel G.W.N.M. van & H.W. Waardenburg (1991): Short-term recovery of geomorphology and macrobenthos of the Klaverbank (North Sea) after gravel extraction. Bureau Waardenburg B.V., Culemborg.

Moorsel G.W.N.M. van (1993): Long-term recovery of geomorphology and population development of large molluscs after gravel extraction at the Klaverbank

(North Sea).

Bureau Waardenburg Report No. 92.16. 41 pp.

Moorsel G.W.N.M. van (1993): Long-term recovery of geomorphology and population development of large molluscs after gravel extraction at the Klaverbank (North Sea).

Bureau Waardenburg Report No. 92.16. 41 pp.

Moorsel G.W.N.M. van (1994): The Klaverbank (North Sea), geomorphology, macrobenthic ecology and the effect of gravel extraction.

Bureau Waardenburg Report No. 94.24.

Mosbech A. & C. Glahder (1991): Assessment of the impact of helicopter disturbance on moulting Pink-footed geese *Anser brachyrhynchus* and Barnacle geese *Branta leucopsis* in Jameson Land, Greenland.

Ardea 79:233-238.

National Research Council (NRC) (1985): Oil in the sea: inputs, fates and effects. National Academy press, Washington D.C.

Neuhoff H.G. & H. Theede (1984): Long-term effects of low copper concentrations at normal and reduced oxygen tensions.

Limnologica 15:513-521.

Newey S. & R. Seed (1995): The effects of the Braer oil spill on rocky intertidal communities in South Shetland, Scotland.

Mar. Pollut. Bull. 30:274-280.

Nilsson H.C. & R. Rosenberg (1994): Hypoxic response of two marine benthic communities.

Mar. Ecol. prog. Ser. 115:209-217.

Nisbet I.C.T. (1994): Effects of pollution on marine birds. In: Nettleship D.N., Burger J. & Gochfeld M (eds). Seabirds on Islands - threats, case studies and action plans: 8-25.

Birdlife Conservation Series No. 1, Birdlife International, Cambridge.

Norman C.P. & M.B. Jones (1993): Reproductive ecology of the Velvet swimming crab, *Necora puber* (Brachyura: Portunidae), at Plymouth.

J. Mar. Biol. Ass. U.K. 73:379-389.

Owens N.W. (1977): Responses of wintering Brent geese to human disturbance. Wildfowl 28:5-14.

Paffenhöfer G.A. (1972): The effects of suspended 'red mud' on mortality, body weight, and growth of the marine planktonic copepod, *Calanus helgolandicus*.
Water Air Soil Pollut. 1:314-321.

Pals G. & E. Pauptit (1979): Oxygen binding properties of the coelomic haemoglobin of the polychaete *Heteromastus filiformis* related with some environmental factors.
Neth. J. Sea Res. 13:581-592.

Parsons J., J. Spry & T. Austin (1980): Preliminary observations on the effect of Bunker C fuel oil on seals on the Scotian Shelf.
In: Vandermeulen J.H. (ed.). Scientific studies during the *Kurdistan* tanker incident. Proceedings of a workshop 193-202. Report series BI-R-80-3. Bedford Institute of Oceanography, Dartmouth, N.S.

Pearson T.H. & R. Rosenberg (1992): Energy flow through the SE Kattegat: A comparative examination of the eutrophication of a coastal marine ecosystem.
Neth. J. Sea Res. 28:317-334.

Peeters J.C.H., H. Haas, L. Peperzak & L.P.M.J. Wetsteyn (1991): Limiting factors for phytoplankton in the North Sea.
Water Sci. Techol. 10:261-267.

Peeters J.C.H., H.A. Haas, L. Peperzak & I. de Vries (1993): Nutrients and light as factors controlling phytoplankton biomass on the Dutch continental shelf (North Sea) in 1988-1990.
RWS Report DGW-93.004

Peletier H. (1992): Metingen van biomassa, pigmenten en fotosynthese van Zeesla (*Ulva species*) op enkele locaties in de westelijke Waddenzee in de periode 1988 t/m 1991.
RWS rapport DGW-92.005.

Pfitzenmeyer H.T. & K.G. Drobeck (1967): Some factors influencing reburrowing activity of Soft-shell clam, *Mya arenaria*.
Chesapeake Sci. 8:193-199.

Philippart C.J.M. (1994): Eutrophication as a possible cause of decline in the seagrass *Zostera noltii* of the Dutch Wadden Sea.
Thesis University of Wageningen.

Philippart C.J.M., K.S. Dijkema & J. van der Meer (1992): Wadden Sea seagrasses: Where and why?
Neth. Inst. Sea Res. Publ. Ser. 20:177-191.

Piersma T. (1987): Hink, stap of sprong? Reisbeperkingen van arctische steltlopers door voedselzoeken, vetopbouw en vliegsnelheid.

Limosa 60:185-194.

Piersma T., R. Hoekstra, A. Dekinga, A. Koolhaas, P. Wolf, P. Battley & P. Wiersma (1993): Scale and intensity of intertidal habitat use by Knots *Calidris canutus* in the western Wadden Sea in relation to food, friend and foes. Neth. J. Sea Res. 31:331-357.

Pieters H., J.H. Kluytmans, D.I. Zandee & G.C. Cadée (1980): Tissue composition and reproduction of *Mytilus edulis* in relation to food availability. Neth. J. Sea Res. 14:349-361.

Pihl L. (1989): Effects of oxygen depletion on demersal fish in coastal areas of the south-east Kattegat. In: J.S. Ryland & P.A. Tyler (ed.), Reproduction, genetics and distributions of marine organisms. Olsen & Olsen, Denmark. pp. 431-439.

Pinn E.H. & A.D. Ansell (1993): The effect of particle size on the burrying ability of the brown shrimp *Crangon crangon*. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 73:365-377.

Plassche E.J. van de (1994): Towards integrated environmental quality objectives for several compounds with a potential for secondary poisoning. RIVM Report nr. 679101012. 120 pp.

Plassche E.J. van de, J. Lahr, H.J. van der Valk, J.W. Everts & J.H. Canton (1991): Afleiding van het maximaal toelaatbare risiconiveau met betrekking tot doorvergiftiging voor een aantal stoffen in het kader van het vaststellen van bijzondere milieukwaliteitsdoelstellingen voor de Noordzee en Waddenzee. RIVM Report nr. 679101001. 22 pp.

Platteeuw M. & J.H. Beekman (1994): Verstoring van watervogels door scheepvaart op Ketelmeer en IJsselmeer. Limosa 67:27-33

Povey A. & M.J. Keough (1991): Effects of trampling on plants and animal populations on rocky shores. Oikos 61:355-368.

Rachor E. (1984): Experimentelle Untersuchungen zur Wirking von Rohöl und Rohöl/Tensid-Gemischen im Okosystem Wattenmeer. XIII. Makrofauna. Senckenb. Marit. 16:225-234.

- Reish D.J. (1974): The sublethal effects of environmental variables on polychaetous annelids.
Rev. Int. Océanogr. Méd. 33:83-90.
- Rhoads D.C. & D.K. Young (1970): The influence of deposit-feeding organisms on sediment stability and community trophic structure.
J. Mar. Res. 28:150-178.
- Richardson W.J., B. Würsig & C.R. Greene (1986): Reactions of Bowhead whales, *Balaena mysticetus*, to seismic exploration in the Canadian Beaufort Sea.
J. Acoust. Soc. Am. 79:1117-1128.
- Riedman M. (1984): The Pinnipeds: seals, Sea lions, and Walruses.
Univ. Calif. press, Berkeley, 439pp.
- Rijkswaterstaat (1979): Zandwinning in de Waddenzee. Resultaten van een biologisch-ecologisch onderzoek.
- Rittinghaus, H. Etwas über die 'indirekte' Verbreitung der Ölpest in einem Seevogelschutzgebiet. Orn. Mitt. 8: 43-46.
- Robbins I.J. (1985): Ascidian growth and survival at high inorganic particulate concentrations.
Mar. Pollut. Bull. 16:365-367.
- Roman M.R., A.L. Gauzens, W.K. Rhinehart & J.R. White (1993): Effects of low oxygen waters on Chesapeake Bay zooplankton.
Limnol. Oceanogr. 38:1603-1614.
- Romijn C.A.F.M., R. Luttik, D. v.d. Meent, W. Slooff & J.H. Canton (1991): Presentation and analysis of a general algorithm for risk-assessment on secondary poisoning.
RIVM Report nr. 679102002. 49 pp.
- Rosenberg R. & L.O. Loo (1988): Marine eutrophication induced oxygen deficiency effects on soft bottom fauna western Sweden.
Ophelia 29:213-225.
- Rosenberg R. (1980): Effect of oxygen deficiency on benthic macrofauna in fjords. In: H.J. Freeland, D.M. Farmer & C.D. Levings (eds.), Fjord Oceanography. Plenum Publ. Corp., New York. pp. 499-514.
- Rosenberg R., B. Hellman & B. Johansson (1991): Hypoxic tolerance of marine benthic fauna.
Mar. Ecol. Prog. Ser. 79:127-131.

Rozemeijer M.J.C., K. Booij, C. Swennen & J.P. Boon (1992): Harmfull effects of floating lipophilic substances discharged from ships on the plumage of birds. NIOZ Rapport.

Santbrink J.W. van & M.J.N. Bergman (1994): Direct effects of beam trawling on macrofauna in a soft bottom area in the southern North Sea.

In: S.J. de Groot & H.J. Lindeboom (eds.), Environmental impact of bottom gears on benthic fauna in relation to natural resources management and protection of the North Sea. Final report IMPACT-I (EC-contract MA 2-549) pp. 147-178.

Santbrink J.W. van & M.J.N. Bergman (1994b): Direct effects of beam trawling on macrofauna in a soft bottom area in the southern North Sea.

In: S.J. de Groot & H.J. Lindeboom (eds.), Environmental impact of bottom gears on benthic fauna in relation to natural resources management and protection of the North Sea. Final report IMPACT-I (EC-contract MA 2-549) pp. 147-178.

Schobben H.P.M. & M.C.Th. Scholten (1992a): Specificatie van de verschillende typen verstoringen van het mariene milieu.

TNO rapport R92/080.

Schobben H.P.M. & M.C.Th. Scholten (1992b): Ecotoxicologische effectenmatrices van AMOEBE-soorten. Bijlage bij TNO-rapport R92/115.

TNO rapport R92/115a. 19 pp.

Schobben H.P.M., C.C. Karman, J.H.M. Schobben, R.G. Jak & N.H.B.M. Kaag (1996): Ecologische informatie over RAM-soorten. Schatting van populatiedynamische parameterwaarden.

TNO-rapport MEP-R 96/210.

Schobben H.P.M., J.H.M. Schobben, R.M. van Boven & M.C. Th. Scholten (1992): Introductie voor kwantitatieve ecologische risicoanalyse gericht op AMOEBE-soorten.

TNO-rapport R 92/291.

Schobben H.P.M., R.G. Jak & C.C. Karman (1993): Prooi-predator matrices voor geselecteerde Noordzee-soorten.

TNO-rapport IMW-R 93/304.

Schobben J.H.M. (1992): Basisrapport RAM*2: Uitgangspunten, afspraken en definities.

DGW-Werkdocument GWAO-92.130x

Scholten M. (1993): Guillemot stranding caused by a paraffin oil spillage.

Mar. Pollut. Bull. 26:173.

Scholten M.C.Th. & P.C. Leendertse (1991): The impact of oil pollution on salt marsh vegetation.

In: J. Rozema & J.A.C. Verkleij (eds.), Ecological responses to environmental stresses.

Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. pp. 184-190.

Scholten M.C.Th., C.T. Bowmer & H. van het Groenewoud (1987): Effects of light crude oil and two selected oil combat methods in experimental tidal flat ecosystems. Final report Oil Pollution Experiments 1986.

TNO report R 87/348.

Scholten M.C.Th., G. Hoornsman, M. van Veen, P. Leendertse & M. van der Meer (1989): De effecten van een olieverontreiniging op de vegetatie van het schor van de plaat van Oude Tonge.

TNO rapport R 89/191.

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 R 93/187.

Scholten M.C.Th., N.H.B.M. Kaag, H.P. van Dokkum, R.G. Jak, H.P.M. Schobben & W. Slob (1996): Toxische effecten van olie in het aquatische milieu.

TNO-rapport MEP-R 96/230.

Scholz U. & U. Waller (1992): The oxygen requirements of three fish species from the German Bight: Cod *Gadus morhua*, Plaice *Pleuronectes platessa*, and Dab *Limanda limanda*.

J. Appl. Ichthyol. 8:72-76.

Schurmann H. & J.F. Steffensen (1992): Lethal oxygen levels at different temperatures and the preferred during hypoxia of the Atlantic cod, *Gadus morhua* L. J. Fish Biol. 41:927-934.

Shaughnessy P.D., A. Semmelink, J. Cooper & P.G.H. Frost (1981): Attempts to develop acoustic methods of keeping Cape fur seals *Arctocephalus pusillus* from fishing nets.

Biol. Conserv. 21:141-158.

Sherk J.A., J.M. O'Connor & D.A. Neumann (1975): Effects of suspended and deposited sediments on estuarine environments.

Est. Res. 2:541-558.

Sips H.J.J. & H.W. Waardenburg (1989): The macrobenthic community of gravel deposits in the Dutch part of the North Sea (Klaverbank): Ecological impact of

gravel extraction.

Bureau Waardenburg B.V., Culemborg.

Sips H.J.J. (1988): Antropogene effecten op populaties Nederlandse zeezoogdieren.

RWS DGW/RUG Groningen. 61 pp.

Smit C.J. & G.J.M. Visser (1993): Effects of disturbance on shorebirds: A summary of existing knowledge from the Dutch Wadden Sea and Delta area. In: N. Davidson & P. Rothwell (eds): Disturbance of waterfowl on estuaries. Wader Study Group Bulletin, Special Issue, August 1993

Smit M.G.D., H.P.M. Schobben & C.C. Karman (1995): Hellingen van concentratie-effect relaties: Een verkennend onderzoek.

TNO-rapport R95/135.

Smith D.W. & S.M. Herunter (1989): Birds affected by a Canola oil spill in Vancouver Harbour, February 1989.

Spill Techn. News. 14(4): 3-5.

Soetaert K. & P. van Rijswijk (1993): Spatial and temporal patterns of the zooplankton in the Westernschelde estuary.

Mar. Ecol. Prog. Ser. 97:47-59.

St. Aubin D.J. (1990): Physiologic and toxic effects on pinnipeds.

In: J.R. Geraci & D.J. St. Aubin (eds.), Sea mammals and oil: Confronting the risks. Academic Press, San Diego. pp. 103-127.

Steur C. & J. Seys (1988a): Ecologisch profiel Nonnetje, *Macoma balthica* (L. 1758).

In: Ecologisch profiel bodemdieren. Rijkswaterstaat, Dienst getijdewateren.

Steur C. & J. Seys (1988b): Ecologisch profiel Kokkel, *Cerastoderma edule* (L. 1758).

In: Ecologisch profiel bodemdieren. Rijkswaterstaat, Dienst getijdewateren.

Steur C. & J. Seys (1988c): Ecologisch profiel Zeeanjelier, *Metridium senile* (L. 1758).

In: Ecologisch profiel bodemdieren. Rijkswaterstaat, Dienst getijdewateren.

Stienen E.W.M. & A. Brenninkmeijer (1994): Voedseleecologie van de Grote stern (*Sterna sandvicensis*): Onderzoek ter ondersteuning van een populatie-dynamisch model.

IBN-rapport 120.

Stock M. (1993): Studies on the effects of disturbances on staging Brent Geese: a progress report.

In: N. Davidson & P. Rothwell (eds): Disturbance of waterfowl on estuaries. Wader Study Group Bulletin, Special Issue, August 1993

Swennen C. (1991): Ecology and population dynamics of the Common eider in the Dutch Wadden Sea.

Proefschrift Rijksuniversiteit Groningen.

Szaro R.C. & P.H. Albers (1977): Effects of external applications of No. 2 fuel oil on Common eider eggs.

In: D.A. Wolfe (ed.), Fate and effects of petroleum hydrocarbons in marine organisms and ecosystems. Pergamon Press, Oxford. pp. 164-167.

Tester P.A. & J.T. Turner (1989): Zooplankton feeding rates of the copepods *Acartia tonsa*, *Centropages velificatus* and *Eucalanus pileatus* in relation to the suspended sediments in the plume of the Mississippi River (Northern Gulf of Mexico continental shelf).

Scient. Mar. 53:231-237.

Theede H., A. Ponat, K. Hiroki & C. Schlieper (1969): Studies on the resistance of marine bottom invertebrates to oxygen-deficiency and hydrogen sulphide.

Mar. Biol. 2:325-337.

Tijssen W. (1994): Ganzen en helicopters in de Wieringermeer.

Meerkoet 1/1994:37.

Trivelpiece W.Z., D.G. Ainley, W.R. Fraser & S.G. Trivelpiece (1990): Skua survival.

Nature 345:211-212.

Tseng F.S. (1993): Care of oiled seabirds: A veterinary perspective.

In: Proceedings 1993 Oil Spill Conference (prevention, preparedness, response). American Petroleum Institute, Washington. Publication No. 4580. pp. 421-424.

Turk T.R. & M.J. Risk (1981): Effect of sedimentation on infaunal invertebrate populations of Cobequid Bay, Bay of Fundy.

Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38:642-648.

Uye S. & A. Fleminger (1976): Effects of various environmental factors on egg development of several species of *Acartia* in southern California.

Mar. Biol. 38:253-262.

Vangilder L.D. & T.J. Peterle (1980): South Louisiana crude oil and DDE in the diet of Mallard hens: Effects on reproduction and duckling survival.

Bull. Environ. Contam. Toxicol. 25:23-28.

Vauk G., C. Averbeck & M. Korsch (1991): The Effects of Oil Pollution on Seabirds on the German North Sea Coast from 1983 to 1990.
In: Wrobel L.C. & Brebbia C.A. (eds). Water Pollution: Modelling, Measuring and Prediction. Comp. Mech. Publ., Elsevier Appl. Sc., Southampton pp693-705.

Vauk G., E. Hartwig, B. Reineking, E. Schrey & E. Vauk-Hentzelt (1990):
Langzeituntersuchung zur Auswirkung der Ölverschmutzung der deutschen Nordseeküste auf Seevögel.
Seevögel 11(1): 17-20.

Veldhuizen-Tsoerkan M.B., D.A. Holwerda & D.I. Zandee (1991): Anoxic survival time and metabolic parameters as stress indices in sea mussels exposed to cadmium or polychlorinated biphenyls.
Arch. Environ. Contam. Toxicol. 20:259-265.

Verboom W.C (1991): Possible disturbance of marine mammal hearing perception by human made noises - preparatory study.
Eindrapport Integrale Risico Analyse. RWS Directie Noordzee.
Verlag Chemie, Weinheim, pp. 317.

Vertegaal C.T.M. & J.N.C. van der Salm (1988): Ecologische profielen: Kust en zeevogels.
RWS DGW/Duin + Kust, Leiden. 121 pp.

Vlas J. de (1982): De effecten van de kokkelvisserij op de bodemfauna van Waddenzee en Oosterschelde.
RIN-rapport 82/19. 99 pp.

Vries I. de, H. Los, R. Jansen, S. Cramer & M. v.d. Tol (1993): Risico-analyse eutrofiëring Noordzee.
RWS Rapport DGW-93.029. 89 pp.

Walker T.A. (1980): A correction to the Pool and Atkins Secchi disc/light-attenuation formula.
J. Mar. Biol. Ass. U.K. 60:769-771.

Waterloopkundig Laboratorium (1992): Troebelheid Nederlandse zoute wateren. Inventarisatie en trendanalyse 1930-1990.
WL T-911.

Welleman, H. (1989): Literatuurstudie naar de effecten van de bodemvisserij op de bodem en het bodemleven
RIVO rapport MO 89-201

Widdows J., P. Fieth & C.M. Worrall (1979): Relationships between seston, available food and feeding activity in the common mussel *Mytilus edulis*. Mar. Biol. 50:195-207.

Winkelman J.E. (1992): De invloed van de SEP-proefwindcentrale te Oosterbierum (Fr.) op vogels. 4. Verstoring. RIN-rapport 92/5. DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek.

Winslade P. (1974): Behavioural studies on the Lesser sandeel *Ammodytes marinus* (Riatt) II. The effect of light intensity on activity. J. Fish Biol. 6:577-586.

Witbaard R. & R. Klein (1994): Long-term trends on the effects of the southern North Sea beamtrawl fishery on the bivalve mollusc *Arctica islandica* L. (Mollusca, bivalvia). ICES J. Mar. Sci. 51:99-105.

Wootton R.J. (1992): Ecology of teleost fishes. Fish and Fisheries Series 1. Chapman & Hall, London. (rev. ed.) 404 pp.

Würsig B. (1990): Ceteceans and oil: Ecological perspectives. In: J.R. Geraci & D.J. St. Aubin (eds.), Sea mammals and oil: Confronting the risks. Academic Press, San Diego. pp. 129-165.

Würsig B. (1991): Advice to dolphins: avoid the nets and PCB's underwater, and don't breathe the air. In: Evans P.G.H. (ed.). Proc. 5th Ann. Conf. ECS, Sandefjord. European Research on Cetaceans - 5: 7-11.

Zegers P.M. (1973): Invloed van verstoringen op het gedrag van wadvogels. Waddenbulletin 1973-3:3-7.

Zwarts L. (1972): Verstoring van Wadvogels. Waddenbulletin 1972-3:7-12.

6. Verantwoording

Naam en adres van de opdrachtgever:

RWS – RIKZ
J.G. Hartholt
Postbus 20907
2500 EX Den Haag

Namen en functies van de projectmedewerkers:

R.G. Jak	Projectleider
N.H.B.M. Kaag	Onderzoeker
H.P.M. Schobben	Onderzoeker
M.C.Th. Scholten	Onderzoeker
C.C. Karman	Onderzoeker
J.H.M. Schobben	Adviseur

Datum waarop, of tijdsbestek waarin, het onderzoek heeft plaatsgehad:

September 1999 – november 2000

Ondertekening:

Goedgekeurd door:

R.G. Jak
Projectleider
30 oktober 2000

M.C.Th. Scholten
Afdelingshoofd
30 oktober 2000

