

Natuurkwaliteit en biodiversiteit van de Nederlandse zoute wateren

Achtergrondstudies

Natuurkwaliteit en biodiversiteit van de Nederlandse zoute wateren

Natuurkwaliteit en biodiversiteit van de Nederlandse zoute wateren

F.G. Wortelboer

Met bijdragen van:

IMARES: F. Arts, O.G. Bos, S.M.J.M. Brasseur, A.G. Brinkman, J.A.M. Craeymeersch, C.M. Deerenberg, E. Dijkman, H.J. Lindeboom, H.W.G. Meesters, I.G. de Mesel, P.J.H. Reijnders, F.J. Quirijns, R. ter Hofstede, S. van Breukelen, W.L.T. van Densen, W.E. van Duin, H.M.J. van Overzee, R. Witbaard

SOVON: B. Aarts, E. van der Winden, L. van den Bremer, D. Zoetebier

Universiteit van Utrecht: H. Dotinga, A. Trouwborst

NIOZ: K. Camphuysen

Stichting De Noordzee: C. Absil

Delta Project Management: F.A. Arts

DELTARES: M. Kuijper

Planbureau voor de Leefomgeving: H. Visser



Planbureau voor de Leefomgeving

Natuurkwaliteit en biodiversiteit van de Nederlandse zoute wateren

© Planbureau voor de Leefomgeving (PBL)

Den Haag/Bilthoven, 2010

PBL-publicatienummer: 50040216/2010

Contact: rick.wortelboer@pbl.nl

U kunt de publicatie downloaden via de website www.pbl.nl.

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding:

Planbureau voor de Leefomgeving, de titel van de publicatie en het jaartal.

Het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL) is het nationale instituut voor strategische beleidsanalyses op het gebied van milieu, natuur en ruimte. Het PBL draagt bij aan de kwaliteit van de politiek-bestuurlijke afweging door het verrichten van verkenningen, analyses en evaluaties waarbij een integrale benadering vooropstaat. Het PBL is voor alles beleidsgericht. Het verricht zijn onderzoek gevraagd en ongevraagd, onafhankelijk en altijd wetenschappelijk gefundeerd.

Planbureau voor de Leefomgeving

Vestiging Den Haag	Vestiging Bilthoven
Postbus 30314	Postbus 303
2500 GH Den Haag	3720 AH Bilthoven
T 070 3288700	T 030-2742745
F 070 3288799	F 030-2744479
E: info@pbl.nl	
www.pbl.nl	

Abstract

What's the current status of biodiversity in the Dutch marine waters?

This question is addressed in the Nature Balance 2008 which had the theme Water. The current biodiversity is about 40% of a historical, more natural situation. A large amount of data on the Dutch marine ecosystems was brought together to reach this conclusion. This report describes the way in which this conclusion was reached.

The indicators developed for the OSPAR treaty for the North Sea, are described and evaluated in the context of national and international compliance.

The intensity of bottom trawl fishing, one of the human uses that most affect biodiversity in the North Sea, is mapped over a number of years. Data on actual fishery intensity and fishery intensity threshold values for sensitive bottom-dwelling organisms, show that only 10-20% of the area of Dutch Nature 2000 areas in the North Sea are fished in an ecologically sustainable way.

Additional supporting reports to this study are described in short and commented on.

This report gives an overview of and insight in the studies that were done for the chapter North Sea and Wadden Sea in de Nature Balance 2008 and the indicators in the 2010 publications of the Balance of the Environment.

Inhoud

- **Samenvatting** 9
 - OSPAR 11
 - Visserijintensiteit en ecologisch duurzame visserij 12
- **1 Inleiding** 13
- **2 Natuurkwaliteit van de Nederlandse zoute wateren** 15
 - 2.1 Inleiding 15
 - 2.2 Natuurkwaliteit: definitie en methodiek van berekening 15
 - 2.3 Fytoplankton 19
 - 2.4 Hogere planten 30
 - 2.5 Bodemdieren 42
 - 2.6 Vissen 68
 - 2.7 Vogels 89
 - 2.8 Zoogdieren 124
 - 2.9 Gemiddelde en trend van de Natuurkwaliteit van de zoute wateren 134
 - 2.10 Discussie Natuurkwaliteit 138
- **3 OSPAR-doelen** 145
 - 3.1 Inleiding 145
 - 3.2 Duurzaam beheer visbestanden (tevens SEBI-indicator 21) 145
 - 3.3 Gezonde populaties zeehonden 149
 - 3.4 Beperking van de bijvangsten van bruinvissen 150
 - 3.5 Stookolieslachtoffers 152
 - 3.6 Kwik en organische verontreinigingen in eieren 153
 - 3.7 Zwerfafval en noordse stormvogels 153
 - 3.8 Aandeel grote vissen in de vangst 154
 - 3.9 Afwijkingen aan voortplantingsorganen bij weekdieren 154
 - 3.10 Eutrofiëring 155
 - 3.11 Conclusie OSPAR-EcoQO's: participatie en doelbereik 159
- **4 Visserij-intensiteit** 161
 - 4.1 Inleiding 161
 - 4.2 Methode 161
 - 4.3 Ruimtelijke verdeling van de visserij-intensiteit op de Noordzee 164
 - 4.4 Ontwikkeling van de visserij-intensiteit in de Natura 2000-gebieden in zee: ecologisch duurzame bodemvisserij 166
 - 4.5 Discussie 171

■	5	Achtergrondstudies Natuurbalans 2008	175
	5.1	Inleiding	175
	5.2	Natuurwaardegraadmeter zoute wateren. I. Beleidskaders en indicatoren – IMARES	175
	5.3	Natuurwaardegraadmeter zoute wateren. II. Ecoprofielen – IMARES	178
	5.4	Beschermde gebieden op de Noordzee – IMARES	181
	5.5	Trends in vogels – SOVON	183
	5.6	Toestand en trends in voorkomen van vissen, bodemdieren en zoogdieren – IMARES	185
	5.7	Biodiversiteit van de bodemfauna in de Noordzee – IMARES	186
	5.8	Visserij-intensiteit op de Noordzee – IMARES	190
	5.9	Visserijbeheer op de Noordzee - IMARES	190
	5.10	Juridische bescherming van biodiversiteit in de Noordzee – NILOS, Universiteit van Utrecht	198
	5.11	Beschrijving Waddenzee – DELTARES	200
	5.12	Beschrijving Oosterschelde – DELTARES	204
■		Literatuur	209
■		Bijlagen	219

Natuurkwaliteit en biodiversiteit van de Nederlandse zoute wateren

Samenvatting

Van de biodiversiteit in de Nederlandse zoute wateren is momenteel nog ongeveer 40% aanwezig van de biodiversiteit die zou bestaan in een oorspronkelijke, meer natuurlijke situatie. Deze conclusie is gebaseerd op een grote hoeveelheid gegevens over kenmerkende soorten en eigenschappen van de Nederlandse mariene ecosystemen.

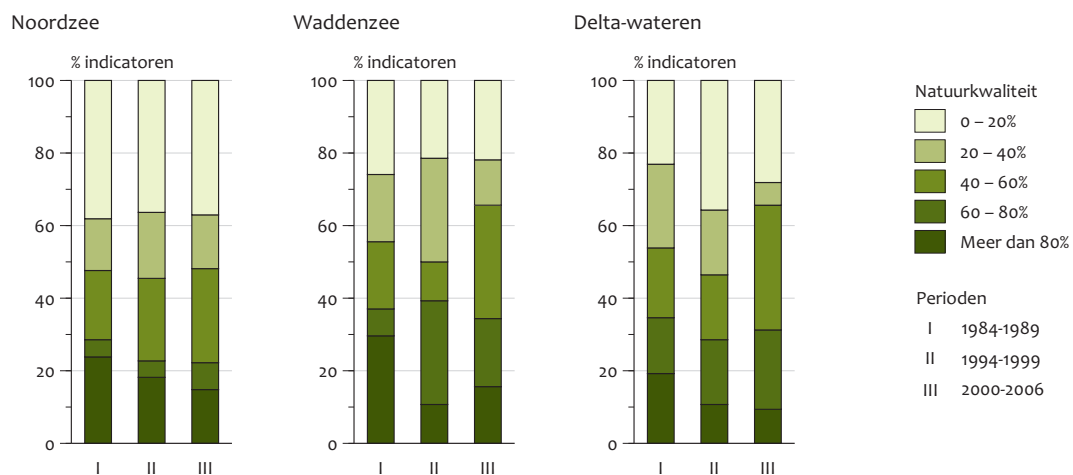
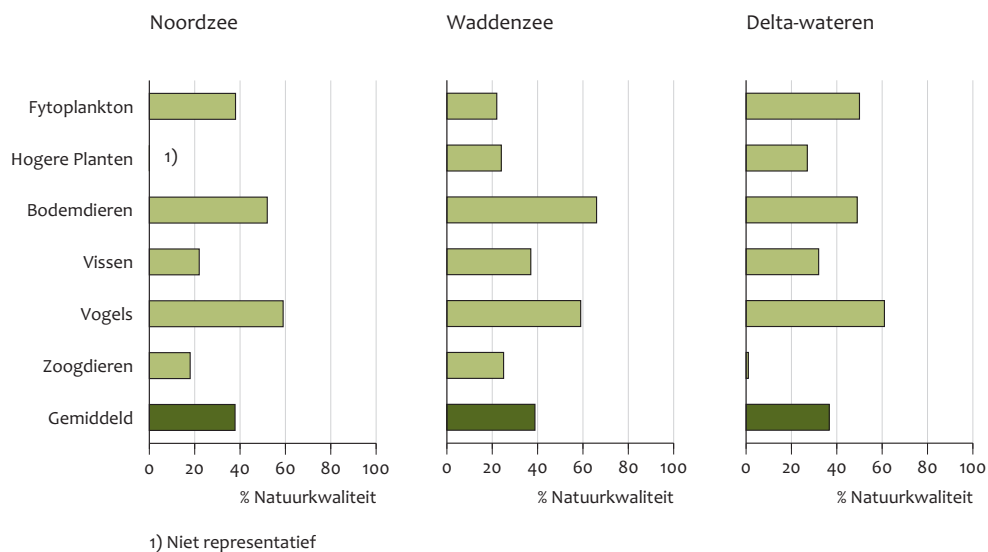
Als maat voor biodiversiteit is gekozen voor de 'Natuurkwaliteit'. Een Natuurkwaliteit van 0% betekent dat er geen biodiversiteit over is, een Natuurkwaliteit van 100% betekent dat de huidige biodiversiteit gelijk is aan de natuurlijke referentie. Bij deze methode wordt de huidige natuurtoestand dus afgemeten aan de 'natuurlijke referentie': een situatie waarin de invloed van de mens op de biodiversiteit afwezig is. De natuurlijke referentie is geen doel op zich, maar geeft richting aan de huidige ontwikkelingen en vormt daarmee de basis waarop een beoordeling plaats kan vinden.

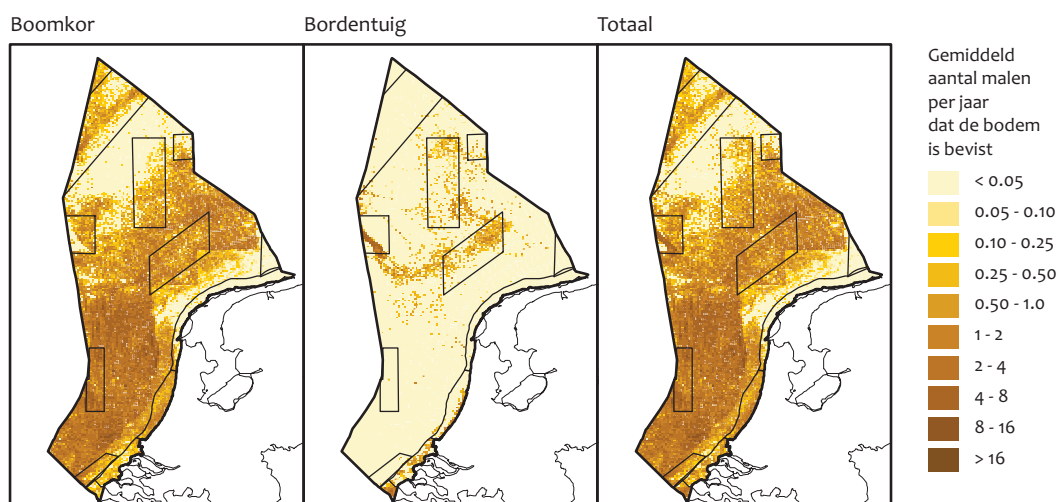
De Natuurkwaliteit is berekend voor een groot aantal indicatoren die kenmerkend en representatief zijn voor onderdelen van het ecosysteem. De indicatoren zijn onderverdeeld in de soortgroepen fytoplankton (algen), bodemdieren, vissen, vogels en zoogdieren. Voor deze soortgroepen is een gemiddelde Natuurkwaliteit berekend. De Natuurkwaliteit per watersysteem is het gemiddelde van de Natuurkwaliteit van de soortgroepen.

De huidige gemiddelde Natuurkwaliteit van de gebieden Noordzee, Waddenzee en Delta-wateren ligt iets beneden de 40% (Figuur S1). Dit betekent dat er in deze systemen nog biodiversiteit aanwezig is, maar ook dat er vergeleken met de natuurlijke referentie al veel (60%) is verdwenen. De verschillen tussen de soortgroepen zijn groot, waarbij de zoogdieren gemiddeld relatief laag (1-25%) en de vogels gemiddeld relatief hoog (circa 60%) scoren op Natuurkwaliteit.

Van de afzonderlijke indicatoren vallen de lage waarden op voor hogere planten (met name zeegras) in Waddenzee en Delta-wateren, vissen (steur, roggen en kabeljauw) in de Noordzee en broedvogels van stranden (met name dwergstern en strandplevier) in alle gebieden. Hoge waarden zijn berekend voor sommige opportunistische soorten, zoals de noordse stormvogel die profiteert van visafval in de Noordzee, en de bonte strandloper die profiteert van het toenemen van wormen in de Waddenzee.

De gemiddelde Natuurkwaliteit voor de Noordzee, Waddenzee en Delta-wateren laat sinds 1984 geen verschuiving zien (Figuur S2). In de afzonderlijke indicatoren zijn wel veranderingen waar te nemen. Het aandeel van de indicatoren die zeer goed scoren (Natuurkwaliteit 80% of hoger), neemt af tussen de periode 1984-1989 en de periode 2000-2006. In de Waddenzee en de Delta-wateren neemt het aandeel van de indicatoren die goed en matig scoren (Natuurkwaliteit 40-80%) sinds de periode 1994-1999 toe. Dit geeft aan dat de biodiversiteit op onderdelen in deze systemen verbetert. De veranderingen zijn echter te klein om van een algehele toename van de biodiversiteit te kunnen spreken.





Evaluatie van de OSPAR ecologische kwaliteitsdoelen voor de Noordzee

Tabel S1

	Internationaal		Nederland	
	Levering gegevens	Doelbereik	Levering gegevens	Doelbereik
Duurzaam beheer visbestanden	Geel	Rood	Geel	Rood
Afval	Geel	Rood	Geel	Rood
Zeehonden	Geel	Geel	Geel	Geel
Bijvangsten bruinvis	Geel	Rood	Rood	Rood
Olieslachtoffers	Geel	Rood	Geel	Rood
Onvruchtbaarheid door imposex bij weekdieren	Geel	Rood	Geel	Rood
Eutrofiëring	Geel	Rood	Geel	Geel

Legenda: groen = ja, geel = gedeeltelijk, rood = nee

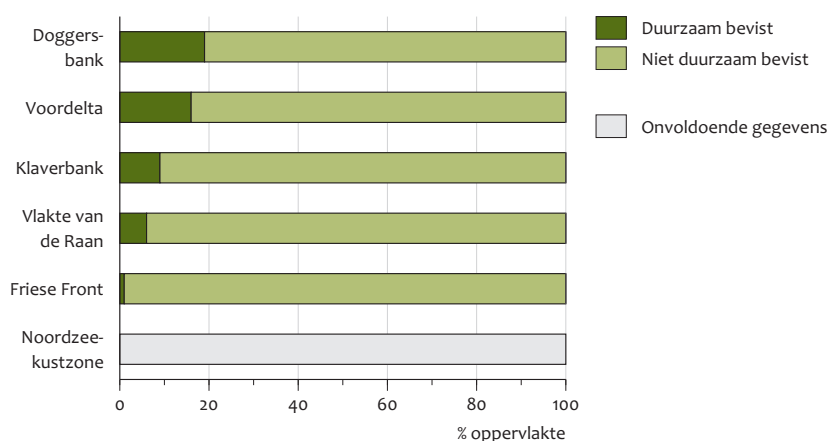
OSPAR

Naast het meten van de biodiversiteit is voor deze studie gekeken naar de ecologische kwaliteitsdoelen voor de Noordzee zoals die zijn geformuleerd binnen de OSPAR-conventie, een samenwerkingsverband van de landen in Noordwest-Europa, welke zich tot doel heeft gesteld om de noordoost-Atlantische oceaan en de aangrenzende zeegebieden te beheren en te beschermen.

De OSPAR-kwaliteitsdoelen (de zogenaamde EcoQO's) zijn hier geëvalueerd op basis van twee criteria, namelijk de participatie van landen bij de totstandkoming van de gegevensbasis om beoordelingen mee uit te voeren, en de mate waarin de doelen gehaald worden. Dit is gedaan zowel voor alle landen gezamenlijk als voor Nederland afzonderlijk (situatie 2008; Tabel S1). Op internationaal niveau is de levering van gegevens niet compleet, waardoor het trekken van eenduidige conclusies bemoeilijkt wordt.

Nederland schoot in 2008 tekort op het gebied van de monitoring van bruinvis en gedeeltelijk tekort bij de aanlevering van de gegevens van de zeehonden. Beide aspecten zijn inmiddels, mede in de aanloop naar het Quality Status Report van OSPAR in 2010, verbeterd. De doelstellingen van de EcoQO's worden, met uitzondering van de doelstelling voor een gezonde populatie zeehonden, niet gehaald.

Boomkor- en bordenvisserij Nederland en Verenigd Koninkrijk



Visserijintensiteit en ecologisch duurzame visserij

Verschillende gebruiksfuncties in de Noordzee hebben invloed op het ecosysteem en de biodiversiteit. Een belangrijke gebruiksfunctie is de visserij. De effecten daarvan treden met name op bij de visserij waarbij de bovenste laag van de bodem wordt omgewoeld door kettingen die aan de visnetten zijn vastgemaakt.

De verspreiding en intensiteit van de visserij met de boomkor en de visserij met het bordentuig zijn in kaart gebracht voor de vissersvloten van Nederland en het Verenigd Koninkrijk (Figuur S3). De hoogste visserijintensiteit vindt plaats als gevolg van de boomkorvisserij in het zuidelijk deel van het Nederlands Continentaal Plat (NCP). Gemiddeld wordt daar de bodem 2,5 keer per jaar bevist. Ten zuidoosten van de Doggersbank is een gebied waar van jaar op jaar weinig tot niet gevist wordt. In dit gebied worden nog langlevende bodemdieren aangetroffen. De zone boven de Waddeneilanden laat ook een lage visserijintensiteit zien, maar dit is het gevolg van het niet beschikbaar stellen van gegevens door vissers in deze regio. Door Europese regelgeving is de gegevensvoorziening inmiddels verbeterd.

Bodemdieren verschillen in hun gevoeligheid voor de effecten van bodemomwoeling door visnetten. Met name langlevende en zich langzaam voortplantende dieren ondervinden sterk negatieve gevolgen, waardoor de dichtheid van deze dieren in de bodem afneemt. Met behulp van de visserijgegevens van de jaren 2001 tot en met 2007 is berekend welke oppervlakte van de Natura 2000-gebieden zodanig weinig bevist wordt dat kwetsbare bodemdieren zich daar nog kunnen handhaven. In alle Natura 2000-gebieden in de Noordzee wordt minder dan 20% van de oppervlakte ecologisch duurzaam bevist (Figuur S4). De Doggersbank geeft het grootste percentage oppervlakte en bij het Friese Front is het laagste percentage oppervlakte te zien. Van de Noordzeekustzone ontbreken te veel gegevens om een betrouwbare schatting te maken.

Trefwoorden: Noordzee, Waddenzee, Delta-wateren, biodiversiteit, Natuurkwaliteit, OSPAR, duurzame visserij.

Inleiding



De Nederlandse zoute wateren vertegenwoordigen een grote oppervlakte aan natuurgebieden op het Nederlands grondgebied. Alle zoute wateren zijn integraal onderdeel van de Ecologische Hoofdstructuur. In totaal gaat het hierbij om een gebied met een oppervlakte van meer dan 62.000 km² (6.200.000 ha). Hiervan bevindt het overgrote deel (59.000 km²) zich in de Noordzee; dit is het zogeheten Nederlands Continentaal Plat (NCP). De resterende oppervlakte bevindt zich in de Waddenzee en de Eems-Dollard (2900 km²) en in de Delta-wateren (925 km², verdeeld over Oosterschelde, Westerschelde, Grevelingenmeer en Veerse Meer). De zeenatuur rond de Nederlandse eilanden Bonaire, St. Eustatius en Saba, die per 10 oktober 2010 bijzondere gemeenten van Nederland zijn geworden, wordt in dit rapport niet beschouwd.

Ter voorbereiding op de Natuurbalans 2008 (PBL 2008) is in 2007 gestart met het in kaart brengen van de biodiversiteit van de Nederlandse zoute wateren. De uitwerking daarvan staat in dit achtergrondrapport.

Tevens worden in dit rapport de methodiek en de invulling beschreven van de berekening van de 'Natuurkwaliteit', de maat voor biodiversiteit (Hoofdstuk 2). Voor die berekening is gebruik gemaakt van gegevens die IMARES, gedeeltelijk in opdracht van het PBL, had verzameld over de zoute wateren (hun gegevens zijn na de Natuurbalans verschenen in Meesters et al., 2008, 2009a, 2009b; Craeymeersch et al., 2008).

Verder zijn de indicatoren van het OSPAR-verdrag geëvalueerd, die de toestand van en de druk op het mariene milieu

Zeekat (*Sepia officinalis*) in de Oosterschelde

Foto 1.1



beschrijven. Het OSPAR-verdrag is een verdrag ten behoeve van de bescherming van de mariene wateren in het noord-oostelijk deel van de Atlantische Oceaan en aangrenzende zeeën, gesloten in Parijs in 1992 en vernoemd naar de voormalige Oslo en Parijs-commissies. De indicatoren zijn geëvalueerd op de mate waarin nationaal en internationaal geparticipeerd wordt in het verzamelen van de benodigde gegevens en op het behalen van de doelstellingen (Hoofdstuk 3). Ook is gekeken naar de effecten van de visserij op de Noordzee. Visserij is een belangrijke gebruiksfunctie die direct effect heeft op de biodiversiteit. De verspreiding en de intensiteit van de visserij worden uitgewerkt in Hoofdstuk 4. De achtergrondstudies bij de Natuurbalans 2008 van IMARES, SOVON, Universiteit van Utrecht en DELTARES worden kort besproken en van commentaar voorzien in Hoofdstuk 5. Tevens zijn in deze rapportage de achtergronden beschreven van de indicatoren voor Natuurkwaliteit zoute wateren (huidige situatie en trend), visserij-intensiteit op de Noordzee, overboord gegooide bijvangst scholvisserij, aandeel duurzaam beviste visbestanden Noordzee, aandeel grote vissen in de vangst en ecologisch duurzame bodemvisserij in Natura 2000-gebieden op de Noordzee, zoals weergegeven in Balans voor de Leefomgeving 2010 (PBL, 2010), Evaluatie Biodiversiteitsdoelstelling 2010 (Van Veen et al., 2010) en Compendium voor de Leefomgeving (CLO, 2010).

Natuurkwaliteit van de Nederlandse zoute wateren

2.1 Inleiding

De Noordzee herbergt een groot aantal gebruiksfuncties (Figuur 2.1), waarvan een aantal sterk in ontwikkeling zijn, zoals windenergie en zandwinning. De natuur en de biodiversiteit in de Noordzee, maar ook in de andere Nederlandse zoute wateren, staat onder druk als gevolg van de vele gebruiksfuncties. In welke mate dit het geval is wordt bepaald met de Natuurkwaliteit als maat voor de biodiversiteit. De Natuurkwaliteit is een onderdeel van de Natuurwaardegraadmeter van het PBL (Ten Brink et al., 2000, 2001). Hiermee wordt de biodiversiteit gewaardeerd. De methode is oorspronkelijk ontwikkeld bij Rijkswaterstaat als de AMOEBE-benadering voor de rijkswateren (Ten Brink en Hosper, 1989) en later verder uitgewerkt voor de Natuurverkenning (Ten Brink et al., 2002; RIVM, 2002; Van der Hoek et al., 2002; Wortelboer et al., 2010). Uitgangspunt is een natuurlijke referentie: de biodiversiteit zoals die aanwezig is in een ongestoorde situatie zonder beïnvloeding door de mens. De huidige biodiversiteit wordt uitgedrukt in de Natuurkwaliteit. Dit is de huidige toestand afgewogen ten opzicht van een natuurlijke referentie (uitgedrukt als percentage). Bij de Natuurwaarde wordt de Natuurkwaliteit nog vermenigvuldigd met de fractie resterend areaal zodat een voorraad-grootheid ontstaat. Deze laatste stap is hier niet gemaakt. Hier wordt toegelicht hoe de Natuurkwaliteit van de zoute wateren in de Natuurbalans tot stand is gekomen, zowel voor de Noordzee en de Waddenzee (Natuurbalans 2008 Hoofdstuk 4) als voor de Delta-wateren (Natuurbalans 2008 Hoofdstuk 3).

2.2 Natuurkwaliteit: definitie en methodiek van berekening

De waardering van de natuur in de zoute wateren gaat in Nederland terug tot de jaren 80 van de vorige eeuw. Ten Brink en Hosper (1989) gaven een duidelijke aanzet met de introductie van de AMOEBE (Algemene Methode voor Oecosysteembeschrijving en BEoordeling) als een evaluatie- en presentatiemethode waarmee de ecologische waarde van ecosystemen afgelezen kon worden. Dit was nodig om

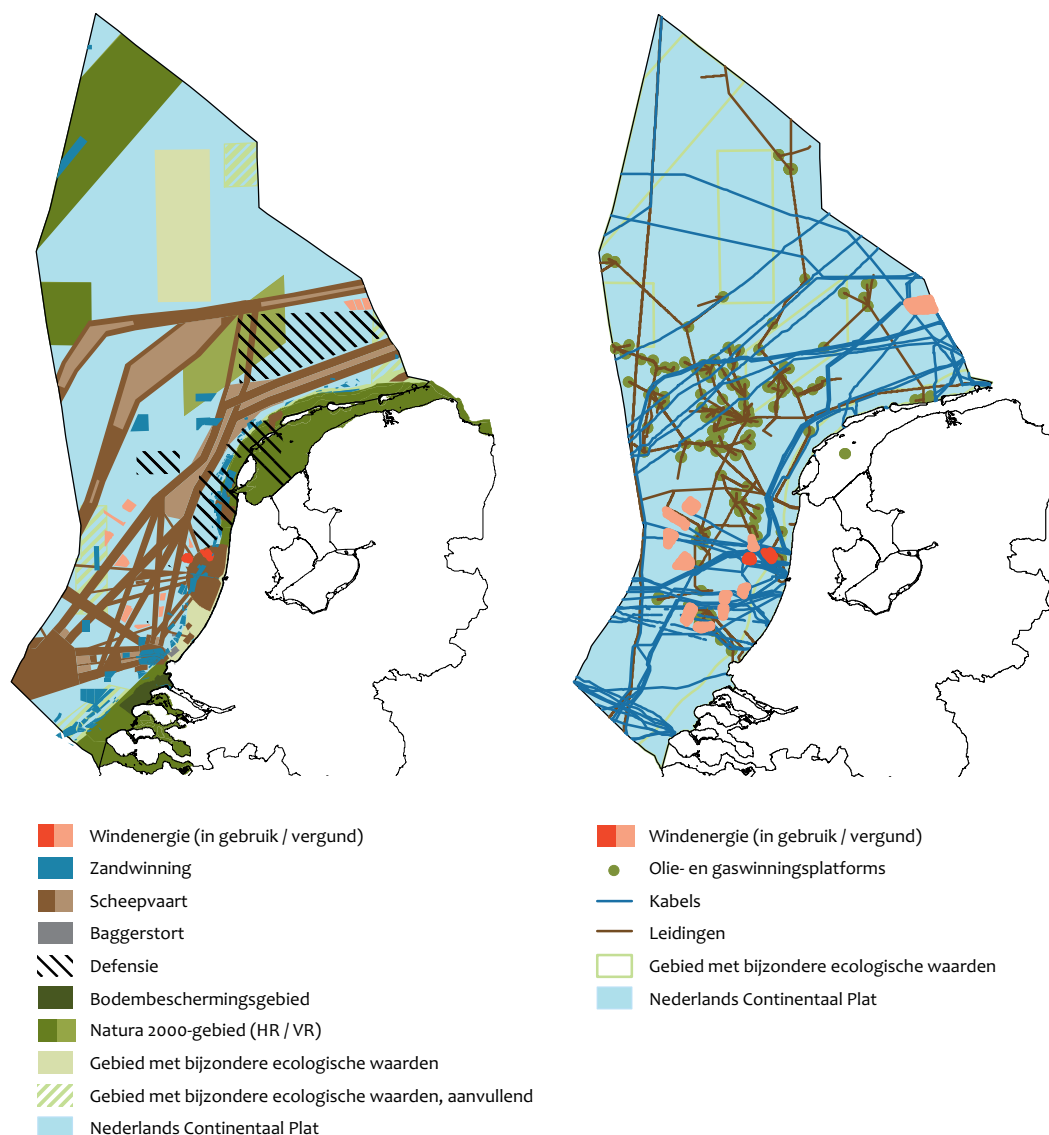
naast de gangbare economische indexen ook de ecologische toestand in de beleidsafweging mogelijk te maken. Alleen zo zou een duurzame ontwikkeling ingezet kunnen worden (Ten Brink en Colijn, 1990). De AMOEBE is een kwantitatief instrument waarin een ecosysteem gerepresenteerd wordt door een set van karakteristieke eenheden (doelvariabelen of indicatoren), zoals de omvang van habitats of de grootte van populaties van dieren en planten. De huidige toestand van een indicator wordt afgewogen ten opzichte van een referentiewaarde. Deze referentiewaarde representeert een natuurlijke toestand (een toestand zonder of met zeer weinig menselijke beïnvloeding) zoals die zich in het verleden in het betreffende gebied heeft voorgedaan of zoals die zich elders, in vergelijkbare ecosystemen, nog steeds voordoet. Het verschil tussen de huidige toestand en de referentie geeft de mate waarin het ecosysteem afwijkt van een natuurlijke situatie. Hiermee wordt aangegeven in welke mate duurzaamheid van het systeem is teruggelopen. In de referentiesituatie wordt de garantie voor duurzame ontwikkeling het hoogst geschat (Ten Brink en Colijn, 1990). Aspecten die hierbij spelen zijn:

- duurzame productie en oogst;
- duurzame soorten diversiteit;
- duurzame zelfregulering.

In meer actuele beleidstermen zijn dit duurzame visserij, behoud van biodiversiteit en klimaatadaptatie.

Door de effecten van maatregelen op de afzonderlijke doelvariabelen in kaart te brengen, konden de maatregelen geëvalueerd worden op hun effect op het ecosysteem. Hiermee konden vervolgens beleidsvarianten doorgerekend worden.

De toepassing van het concept van de AMOEBE heeft invulling gekregen in de Derde Nota Waterhuishouding. De integrale afweging is daarin echter niet geheel tot uitdrukking gekomen vanwege het op last van LNV schrappen van de beleidsanalyse en beleidsvoorstellen omtrent de visserij (De Bruijn et al., 1992). Na het verschijnen van de Derde Nota Waterhuishouding (en misschien al wel ervoor) is de AMOEBE onder vuur komen te liggen. De discussie rond de AMOEBE betrof zowel de presentatievorm als de aanwezigheid en doorwerking van onzekerheden in de uiteindelijke resultaten



(De Bruijn et al., 2002). Toch is de zee-AMOEBE, zoals door Ten Brink en Hosper (1990) gepresenteerd, later uitgewerkt tot AMOEBE's voor afzonderlijke zoute watersystemen en deelsystemen: Noordzee (kust en offshore), Waddenzee (westelijk, oostelijk en Eems-Dollard) en Delta-wateren (Oosterschelde, Westerschelde, Grevelingenmeer en Veerse Meer) (Baptist en Jagtman, 1997).

Als onderbouwing van de getallen die voor de AMOEBE's gebruikt zijn, zijn er in opdracht van Rijkswaterstaat, Dienst Getijdewateren, ecologische profielen ('ecoprofielen') opgesteld voor de afzonderlijke indicatoren. Hierin wordt een uitgebreid overzicht gegeven van de referentietoestand, de huidige toestand, de ecologische kenmerken en de kennis over ingreep-effectrelaties. Ecologische profielen zijn opgesteld voor:

- Lagere planten: *Phaeocystis*, *Dinophysis*, zeesla, darmwier en groefwier (Bijkerk, 1988a,b,c,d,e) en suikerwier (Meijer, 1988);
- Hogere planten: zee gras (*Zostera marina* en *Zostera noltii*; De Jong en De Jonge, 1989) en zoutmoerasvegetaties (Zonneveld, 1989);
- Bodemdieren: nonnetje, kokkel, strandgaper, mossel, zeeuwse oester, zeeklit en zeeanjer (Steurs en Seys, 1988), zandzagers (Sips, 1988a) en purperslak (Bureau Waardenburg, 1988);
- Vissen: haring, schol, kabeljauw, grondels, steur, rog en zeekreeft (Bergman, 1989), bot (Rijnsdorp en Vethaak, 1989) en garnaal (Boddeke, 1989);
- Vogels: noordse stormvogel, rotgans, eider, scholekster, kluut, bonte strandloper, grote stern en zeekoet (Vertegaal en Van der Salm, 1988);

- Zoogdieren: gewone zeehond, grijze zeehond, bruinvis, tuimelaar en witsnuitdolfijn (Sips, 1988a).

In het project Risico-Analyse Mariene milieu (RAM) is getracht de relaties tussen de AMOEBE-soorten en verstoringen in het milieu te kwantificeren (Schobben en Haenen, 1999; Jak et al., 2000). De verstoringen op de individuele soorten zijn hierin direct gerelateerd aan menselijk gebruik van de zee, zoals visserij, zandwinning en de lozing van toxische stoffen.

De AMOEBE van de Noordzee heeft een vervolg gekregen in het project Graadmeterontwikkeling Noordzee (GONZ; Kabuta en Duijts, 2000). In een breed-gedragen project, waar ook het RIVM bij betrokken was, is de beschrijving van de indicatoren verder ter hand genomen, zijn de beschikbare gegevens op een rij gezet en is de mogelijkheid voor inzet bij beleidsbeslissingen onderzocht.

Binnen het natuurbeleid is de systematiek van de natuurdoeltypen ontwikkeld. Bal et al. (1995, 2001) beschrijven in het Handboek Natuurdoeltypen in Nederland de verschillende typen natuur in Nederland en door welke soorten deze gekarakteriseerd wordt. De kustwateren en de Noordzee worden echter slechts summier beschreven. In het project 'Ecosysteendoelen Noordzee' (Bisseling et al., 2001) zijn de ecosysteendoelen voor het Nederlandse deel van de Noordzee verder kwalitatief uitgewerkt en is de relatie met gebruiksfuncties beschreven. Twaalf ecosysteendoelen zijn geformuleerd en wel op het gebied van grootschalige fysische processen, estuarien karakter Deltagebied, plankton, bodemfauna, visfauna, vogels, zeezoogdieren en belevingswaarde. Knelpunten werden met name gezien bij de doelen voor bodemfauna, Delta en vogels, waarbij de gebruiksfuncties visserij, scheepvaart en havens, eutrofiëring en grootschalige zandwinning de meest ernstige effecten hebben op het ecosysteem van de Noordzee (Bisseling et al., 2001). Voortbouwend hierop zijn parameters (indicatoren) voor de ecosysteendoelen geformuleerd (Boon en Wiersinga, 2002). Dit resulteerde in lijsten van doelvariabelen, deels overgenomen uit GONZ deels aangevuld met doelen uit andere beleidsvelden, zoals het Europees Gemeenschappelijk Visserijbeleid (GVB), Vogelrichtlijn, soortbeschermingsplannen en ruimtelijk beleid (indicator onbelemmerd uitzicht vanaf de kust). In de Natuurwaardekaart Noordzee (Van Berkel et al., 2002) is een geïntegreerde natuurwaardenkaart gepresenteerd met daarin ingetekend de waarde van verschillende gebieden in de Noordzee en hun score in de categorieën Fysische processen, Bodemfauna, Vissen, Vogels, Zoogdieren en Beleving. In volgorde van afnemende natuurwaarde werden onderscheiden: kustzone (scorend in alle zes de categorieën), Doggersbank en Klaverbank (4), Friese Front (3) en Oestergronden (scorend in twee categorieën).

Het RIVM heeft in de Natuurverkenning van 2002 de natuur in Nederland 'de maat genomen' door middel van de toepassing van de Natuurwaardegraadmeter (Ten Brink et al., 2002; RIVM, 2002). De basis hiervoor was vergelijkbaar met die van de AMOEBE: een natuurlijke referentie (historisch of van elders) waarmee de huidige toestand vergeleken is.

De methodiek van de berekeningen was echter verschillend, in die zin dat alleen positief indicerende soorten werden beschouwd (dus niet zoals plaagalg), dat een kwaliteit van boven de 100% voor de soorten werd afgekapt op 100% en dat de soorten in soortgroepen werden ingedeeld (Ten Brink et al., 2000, 2002; Van der Hoek et al., 2002). De berekening van de Natuurwaarde voor de terrestrische natuur is bepaald op basis van de soortgroepen planten, vlinders, reptielen, vogels en zoogdieren. Bij aquatische natuur is gekeken naar planten, macrofauna, vissen, vogels en zoogdieren. De Natuurkwaliteit voor de zoute wateren is destijds afgeleid van de AMOEBE-indicatoren, ingedeeld in bovenstaande soortgroepen, waarbij overigens de plaagalg wel zijn meegenomen (Wortelboer et al., 2010). Voor het verkennen van de effecten van de scenario's is gebruik gemaakt van een groot aantal gekwantificeerde relaties tussen het voorkomen van soorten en omgevingskenmerken (Van der Hoek et al., 2002; Wortelboer et al., 2010). De Natuurwaarde van de ecosystemen is voor de Natuurverkenning berekend door de resterende kwaliteit te vermenigvuldigen met het resterende areaal van het ecosysteem. Bij de zoute wateren is geen verandering in arealen aangenomen (uitgaande van de gegeven veranderingen als gevolg van de Deltawerken). Voor de Noordzee is bij de berekening van de landelijke Natuurwaarde alleen het areaal binnen de 12-mijlszone meegenomen (RIVM, 2002).

De Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) is voor wat betreft de beoordeling van de ecologische toestand van toepassing op de Nederlandse mariene wateren, met uitzondering van de Noordzee buiten de zone tot 1 km uit de kust. De Kaderrichtlijn Water maakt onderscheid in natuurlijke wateren (Noordzeekustzone, Waddenzee), wateren die hydrodynamisch grote veranderingen hebben ondergaan (de zogenaamde sterk-veranderde wateren: Eems-Dollard, Oosterschelde, Westerschelde, Grevelingenmeer en Veerse Meer) en kunstmatige wateren (geen zoute wateren). De Kaderrichtlijn Water gaat uit van een beoordeling van verschillende kwaliteitselementen die vergelijkbaar zijn met de voor de Natuurwaarde gehanteerde soortgroepen, namelijk fytoplankton, macrofyten (hogere planten), fytoënthos (plantaardig aangroei op de bodem), macrofauna (bodemdieren) en vissen. Voor de natuurlijke wateren wordt de huidige toestand afgewogen ten opzichte van een referentie (gelijk gesteld aan een 'zeer goede ecologische toestand'). De referentiesituatie voor de Kaderrichtlijn Water is een situatie waarin waarden van de kwaliteitselementen normaal zijn voor het type in de onverstoorde toestand en er geen of slechts zeer geringe tekenen van verstoring zijn (Van der Molen en Pot, 2007b). Uit de randvoorwaarden van de KRW volgt als uitgangspunt voor de referentie de situatie die er nu zou zijn indien er geen menselijke beïnvloeding was geweest. Dat betekent dat in de referentiesituatie (Van der Molen en Pot, 2007b):

- natuurlijke processen de vrije ruimte hebben;
- de natuurlijke habitats allen vertegenwoordigd zijn;
- door natuurlijke verspreiding soorten verdwijnen en er bij komen;

- stoffen geen belemmering vormen voor de biologische toestand.

De referentiesituatie voor de natuurlijke wateren voor de Kaderrichtlijn Water is dus goed vergelijkbaar met de natuurlijke referentie die voor de AMOEBA en de Natuurwaardegraadmeter is gebruikt. De maatlatten (berekeningsmethoden) voor de berekening van de Ecologische Kwaliteits Ratio (EKR) voor de Kaderrichtlijn Water maken gebruik van zowel de aanwezigheid van individuele soorten (macrofauna), de biomassa van soorten en soortgroepen (fytoplankton, bodemleven, vissen), het areaal van voorkomen (hogere planten), dichtheid van voorkomen (bodemleven, hogere planten) en overeenkomst in levensgemeenschap (bodemleven). In tegenstelling tot de Natuurwaardegraadmeter, waarbij in principe geldt dat een hogere aanwezigheid een hogere biodiversiteit inhoudt (meer is beter), maakt de Kaderrichtlijn water ook gebruik van negatief-indicerende indicatoren en soorten (meer is slechter, bijvoorbeeld bij chlorofyl-a) en van indicatoren waarbij zowel een lage als een hoge waarde negatief beoordeeld wordt (gemiddeld is beter, bijvoorbeeld bij biomassa aan bodemdieren).

Voor de zoute wateren die zijn aangemerkt als sterk-veranderd, gaat de Kaderrichtlijn Water uit van een ecologische potentie die een water maximaal kan behalen bij de huidige toestand van de hydrodynamiek. Over het algemeen is de maximum potentie vastgesteld als een fractie van de referentie van vergelijkbare natuurlijke wateren. Er wordt dus voor natuurlijke en sterk-veranderde wateren gebruik gemaakt van dezelfde kwaliteitselementen (indicatoren) en maatlatten (berekeningswijzen). Tenslotte maakt de Kaderrichtlijn Water voor de uiteindelijke beoordeling gebruik van het zogenaamde 'one-out-all-out'-principe: de score voor het ecosysteem als geheel is de laagste score van de afzonderlijke kwaliteitselementen.

In 2003 is door het toenmalige MNP het project Natuurwaardegraadmeter Zoute Wateren bij IMARES gestart. Doel was om naast de Natuurwaardegraadmeter voor de terrestrische natuur, zoals gepresenteerd in de Natuurverkenning 2, de natuurwaarde van de zoute wateren volwaardig mee te kunnen nemen. Het project heeft geleid tot een eerste aanzet voor een Natuurwaardegraadmeter voor de mariene wateren (Meesters et al., 2009a; zie ook Paragraaf 5.2) en een update van de ecoprofielen voor een groot aantal indicatoren (Meesters et al., 2008, 2009a, 2009b; Craeymeersch et al., 2008; zie ook Paragraaf 5.3). De rapportages van Imares zijn deels pas verschenen na de Natuurbalans 2008. De uiteindelijke uitwerking en berekening van de Natuurkwaliteit is gedaan door het PBL. Hiervoor is wel gebruik gemaakt van gegevens die IMARES, gedeeltelijk in opdracht van het PBL, had verzameld over de zoute wateren. Deze IMARES-rapportages en de voorliggende invulling van de Natuurkwaliteit voor de zoute wateren door het PBL kunnen gezien worden als de huidige stand van zaken in de ontwikkeling van kerngraadmeters voor natuur en landschap in Nederland, in dit geval het mariene landschap (Wiertz, 2005).

Voor de berekening van de Natuurkwaliteit van de zoute wateren is gebruik gemaakt van zoveel mogelijk indicatoren uit de AMOEBA-benadering en de studies van IMARES, voorzover gegevens beschikbaar waren van de huidige situatie en een referentiesituatie. Als huidige situatie is de periode 2000-2006 genomen. De indicatoren zijn aangevuld met indicatoren van de maatlatten voor de natuurlijke wateren uit de Kaderrichtlijn Water, voor bloeifrequentie van *Phaeocystis*, bodemdieren en vissen. Indien al aanwezige indicatoren ook in de Kaderrichtlijn Water gebruikt werden (bijvoorbeeld indicatoren voor chlorofyl-a, zeegras en kwelders en schorren), zijn de opgegeven schattingen voor de referentiesituaties met elkaar vergeleken. Indien de referentiewaarden verschilden, is een keuze gemaakt die bij de indicator wordt toegelicht. Voor de soorten dwergstern, eider, kanoet, scholekster, steenloper en strandplevier is in het Natura 2000-doelendocument een verbeterdoelstelling vermeld. SOVON (Aarts et al., 2008) heeft voor deze soorten nieuwe referenties berekend. Deze zijn gebruikt bij de berekening van de Natuurkwaliteit voor deze soorten.

In een enkel geval kon een indicator gebruikt worden uit het Compendium voor de Leefomgeving (CLO, 2010), omdat deze een beter beeld gaf dan een eerder voorgestelde indicator. Dit was het geval bij de roggen (zie Paragraaf 2.6.3).

De complete lijsten van de indicatoren per watersysteem zijn weergegeven in Bijlage 1.

2.2.1 Berekening Natuurkwaliteit

Bij het bepalen van de Natuurkwaliteit van de afzonderlijke soortgroepen voor de diverse systemen is per soort of indicator de waarde in de referentie-toestand en de huidige waarde bepaald. De huidige waarde gedeeld door de referentiewaarde geeft de Natuurkwaliteit. Indien de Natuurkwaliteit van de indicator boven de 100% uitkwam (in de enkele gevallen waarbij de aantallen in de huidige situatie hoger waren dan geschat in de referentiesituatie), is de Natuurkwaliteit afgekapt op 100%. Voor de negatief-indicerende indicatoren (het gehalte aan chlorofyl-a en de aantallen cellen en bloeifrequentie van de schuimalg *Phaeocystis*) is voor de Natuurkwaliteit de reciproke waarde genomen: waarde in de referentietoestand gedeeld door de waarde in de huidige toestand. Ook hierbij is zo nodig afgekapt op 100%. De indicatoren zijn gegroepeerd in de soortgroepen Fytoplankton (drijvende algen), Hogere planten, Bodemdieren (ook wel aangeduid als macrofauna of macrozoöbenthos), Vissen, Vogels en Zoogdieren. Per soortgroep is de gemiddelde Natuurkwaliteit berekend. Deze waarden zijn vervolgens wederom gemiddeld tot de Natuurkwaliteit per watersysteem. Deze getrapte benadering geeft aan dat de soortgroepen als gelijkwaardige onderdelen van het ecosysteem beschouwd worden. Dit is anders dan bij de aggregatie die wordt toegepast bij de Kaderrichtlijn Water waar het zogenaamde 'one-out-all-out'-principe wordt gehanteerd: de laagste beoordeling voor een soortgroep (kwaliteitselement) bepaalt de eindscore van

het watersysteem. Bij de Natuurkwaliteit is het dus mogelijk dat er nog een aanzienlijke biodiversiteit (Natuurkwaliteit) aanwezig is als één soortgroep volledig afwezig is of heel laag scoort.

Hieronder worden de indicatoren afzonderlijk besproken. De korte teksten bij de indicatoren zijn veelal overgenomen uit de achtergrondrapportages van IMARES en SOVON (Meesters et al., 2008, 2009a, 2009b; Aarts et al., 2008). Zo mogelijk is de ontwikkeling van de indicator in de afgelopen decennia in een figuur voor de verschillende deelsystemen weer-gegeven. In de figuren is naast de trend van de indicatoren in de hoofd- en deelsystemen, ook de natuurlijke referentie aangegeven zoals die in de berekening van de Natuurkwaliteit gebruikt is. Door de eenheid van de indicatoren (bijvoorbeeld het aantal broedparen) en de verschillende grootte van de watersystemen en de zich daarin bevindende habitats, zijn deze referenties per watersysteem verschillend. Daarom is er voor gekozen om in de deelfiguren per watersysteem de schaling van de assen zoveel mogelijk door de hoogte van de referenties (en de waarnemingen) te laten bepalen en minder nadruk te leggen op het gelijk zijn van de getallen langs de y-as voor de verschillende deelgebieden.

2.2.2 Trend-gegevens

De trendgegevens voor de vogels zijn aangeleverd door SOVON (Aarts et al., 2008). Hierbij is uitgegaan van de Natura 2000-gebiedsindeling. Het gebied Waddenzee betekent voor broedvogels dus broedend binnen de begrenzing van het Natura 2000-gebied Waddenzee. Vogels die voor hun voedsel geheel aangewezen zijn op de Waddenzee, maar binnendijks broeden (zoals een groot aantal kluten in de kustzone) zijn dus niet bij het gebied Waddenzee gerekend. De trends die worden weergegeven in de figuren zijn berekend met het programma TrendSpotter (Visser, 2002). De trends zijn bedoeld om met een eerste oogopslag te kunnen zien welke ontwikkeling de gegevens laten zien. De trendberekeningen zijn uitgevoerd door IMARES, SOVON en PBL, afhankelijk van de soortgroep. De gegevens zijn vooraf log (SOVON, PBL) of vierdemachtswortel (IMARES) getransformeerd. Indien er echte nul-waarden (geen planten/dieren) in de data voorkwamen, zijn deze vervangen door kleine getallen om log-transformatie mogelijk te maken (PBL). De trends zijn beoordeeld op het oog. Indien het nodig werd geacht (bijvoorbeeld wanneer de berekende trend teveel fluctuaties vertoonde en door alle meetpunten liep), zijn parameters voor de trendberekening aangepast (met name de inregeltijd) om een beter verloop te verkrijgen (PBL). Bij de trends zijn betrouwbaarheidsintervallen weergegeven, berekend door TrendSpotter. Deze geven een indicatie van de ruis om de trend heen. Er kan niet aan afgelezen worden of trends in de tijd significant dalen of stijgen. Hiervoor is een extra analyse nodig. In de achtergrondrapportages van IMARES en SOVON is bij de trends wel aangegeven of een trend significant is en voor welke periode dit het geval is (zie Meesters et al., 2009b; Aarts et al., 2008).

2.3 Fytoplankton

2.3.1 Inleiding

Met fytoplankton wordt de totale hoeveelheid in het water zwevende algen bedoeld. Algen leggen met behulp van licht en koolzuur, voedingsstoffen vast en produceren organisch materiaal dat als voedsel dient voor andere organismen. De algenconcentratie is indicatief voor de voedselrijkdom van een watersysteem. Algen zijn een indicator voor de mate van vermessing (eutrofiëring) van het water. In de zoute wateren is de belangrijkste groep binnen het fytoplankton de diatomeeën (kiezelwieren). Dit zijn eencellige algen met een uitwendig skelet van kiezel. Het aantal soorten diatomeeën en de vormenrijkdom zijn groot en ze worden na een bloei in het voorjaar het gehele jaar aangetroffen. In de Noordzee en de diepere delen van de getijdengebieden zijn het vooral planktonische soorten, in de ondiepere delen ook veel opgewerkte benthische (op de bodem groeiende) soorten. De voorjaarsbloei van diatomeeën wordt in de Noordzee in de meeste jaren gevolgd door een bloei van de kolonievormende flagellaat *Phaeocystis*. Daarnaast komen er in de diepere getijdengebieden in de zomer ook veel soorten dinoflagellaten voor. In ondiepere getijdenwateren is deze groep minder belangrijk; hier vormen blauwwieren en groenwieren uit het zoete water soms een aanzienlijk deel van het fytoplankton. Zie ook Van der Molen en Pot (2007b).

Indicatoren

De indicatoren die zijn gebruikt voor het fytoplankton zijn:

1. Chlorofyl-a (AMOEBE, KRW, OSPAR).
Eenheid: µg/l.
Omschrijving: hoeveelheid pigment in het water; maat voor de biomassa van vrij in het water zwevende algen die indicatief voor de voedselrijkdom van een watersysteem.
AMOEBE: 90-percentielwaarde van alle metingen in een jaar.
KRW: 90-percentielwaarde van de waarnemingen in maart tot en met september.
OSPAR: gemiddelde waarde én 90-percentiel van zomer-waarnemingen (maart tot en met september).
2. *Phaeocystis* (AMOEBE, KRW, OSPAR).
Eenheid: (divers)
Omschrijving: algensoort die zowel als eencellige als in kolonies kan voorkomen. Grote kolonies zijn slecht eetbaar voor predatoren. In hoge dichtheden kan aan het eind van een bloei schuimvorming op het strand optreden.
AMOEBE: 90-percentielwaarde van de metingen van het aantal cellen per liter.
KRW: bloeifrequentie (percentage maanden in de periode maart tot en met september met metingen waarin meer dan $1 \cdot 10^6$ cellen per liter zijn waargenomen).
OSPAR: maximum van het aantal cellen per liter over gehele jaar.

3. *Dinophysis acuminata* (AMOEBE , OSPAR)

Eenheid: aantallen per liter.

Omschrijving: algensoort (flagellaat) die onder bepaalde omstandigheden toxische stoffen kan uitscheiden. De kans op de vorming van toxische stoffen is groter onder voedselrijke omstandigheden. De toxische stoffen veroorzaken overlast bij mensen indien de algen door schelpdieren gegeten worden die vervolgens door mensen geconsumeerd worden.

AMOEBE : 90-percentielwaarde van alle metingen in een jaar.

KRW: -.

OSPAR: maximum van het aantal cellen per liter over gehele jaar.

Binnen OSPAR wordt de EcoQO Eutrofiëring toegepast. De EcoQO's zijn indicatoren die zijn voorgesteld om uit te werken. Zie verder Hoofdstuk 3: OSPAR-doelen.

GONZ (Kabuta en Duijts, 2000) gebruikt de indicatoren diversiteit aan soorten van het fytoplankton (diversiteitsindex volgens Shannon-Wiener), structuur van het fytoplankton (in feite de verhouding aan opgeloste nutriënten van stikstof en fosfor, een abiotische indicator) en de primaire productie (berekend met een model om fluctuaties door weersinvloeden en fluctuaties in de zoetwateraanvoer eruit te filteren). Voor geen van deze indicatoren zijn binnen GONZ referenties of maatlatten opgesteld.

Voor de Natuurkwaliteit is gebruik gemaakt van het gehalte aan chlorofyl-a (het 90-percentiel van de waarnemingen gedurende de zomer voor de kustwateren en zomergemiddelde voor de zoute meren) en *Phaeocystis* (het 90-percentiel van het aantal cellen gedurende het jaar en de bloeifrequentie).

2.3.2 Chlorofyl-a

De gegevens van chlorofyl-a zijn afkomstig van Rijkswaterstaat (online database waterstat.nl: RWS, 2008). Deze zijn beschikbaar in percentielwaarden voor de zomerperiode per gebied per jaar (kustwateren) en in gemiddelden voor de zomerperiode per gebied per jaar (Grevelingenmeer en Veerse Meer). Voor de Noordzee zijn de gebieden 'Noordzee-kustzone' en 'Zuidelijke Noordzee' gebruikt. De begrenzing van deze gebieden in Waterstat volgt de OSPAR-indeling. Figuur 2.2 geeft de trends weer van chlorofyl-a in de afzonderlijke watersystemen.

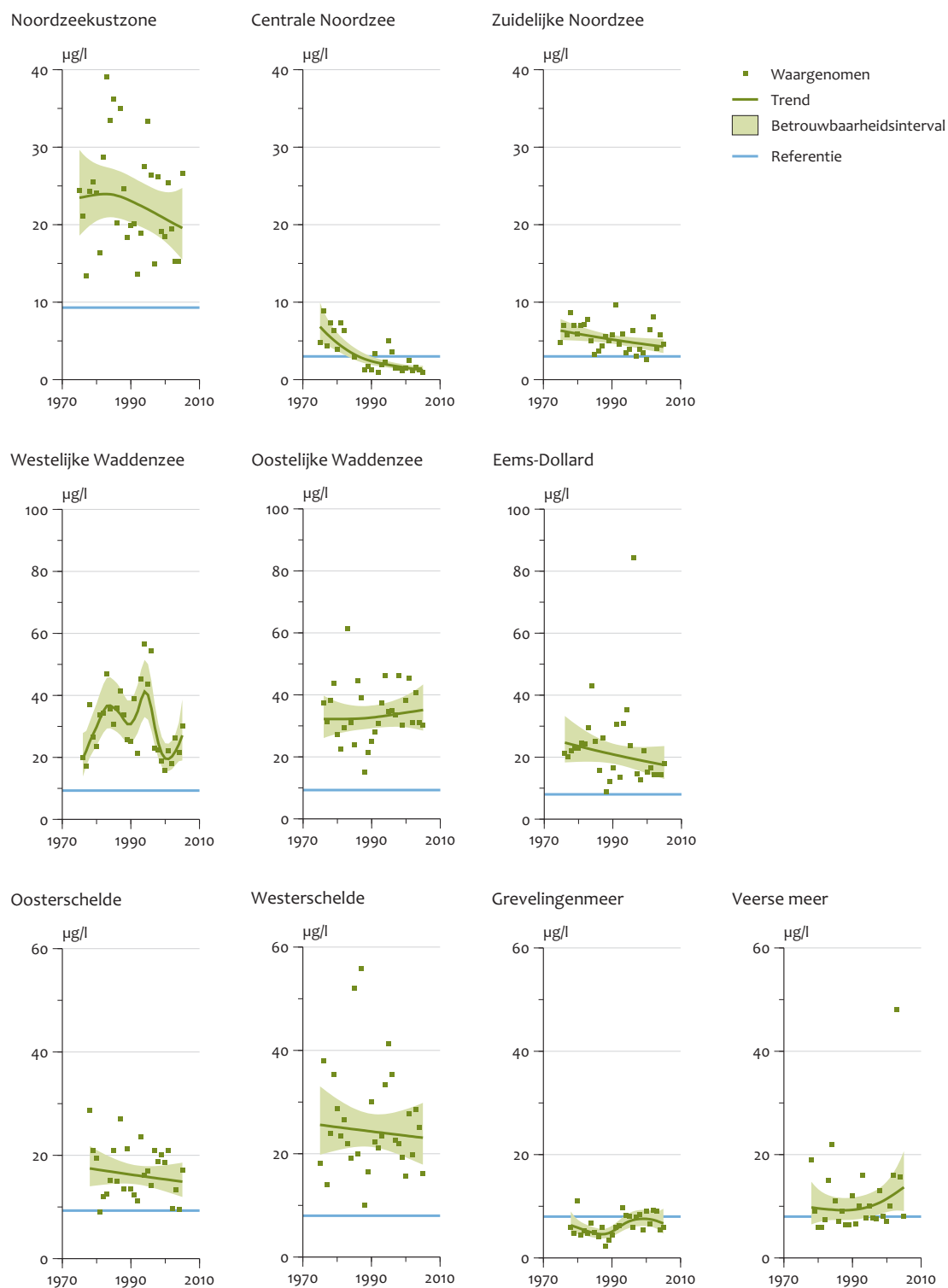
In de Noordzeekustzone (dit is de gehele kustzone inclusief de Voordelta) liggen de 90-percentielwaarden van chlorofyl-a hoger (20-40 µg/l) dan in de open zee (3-7 µg/l). In de Waddenzee lijken de concentraties in westelijke en oostelijke Waddenzee zich, na hogere concentraties in de periode 1990-1997, in recente jaren te stabiliseren op 90-percentielwaarden van circa 30 µg/l. In de Eems-Dollard liggen de recente niveaus op circa 20 µg/l. In de Delta-wateren schommelen de 90-percentielwaarden van de concentratie chlorofyl-a in Ooster- en Westerschelde rond de 20 µg/l. In het

Grevelingenmeer en het Veerse Meer liggen de gemiddelde zomerconcentraties lager, namelijk op circa 10 µg/l, met een uitschieter in het Veerse Meer in 2003. Na 2003 is in het Veerse Meer zout water uit de Oosterschelde ingelaten om de effecten van eutrofiëring in het meer te verminderen.

De referenties zijn afkomstig van de maatlatten voor de natuurlijke wateren voor de Kaderrichtlijn Water (Van der Molen en Pot, 2007b). Voor de Noordzee offshore is de waarde afgeleid van de referentie van Baptist en Jagtman (1997: 10,5 µg/l 90-percentiel van de jaarwaarden). Voor de door hen gegeven jaren is afgeleid dat dit overeenkomt met een 90-percentielwaarde voor de zomer van 3,54 µg/l.

De gebiedsindeling op de Noordzee verschilt tussen Kaderrichtlijn Water, Natura 2000 en OSPAR (zie Figuur 2.1 en Figuur 3.9). Hoewel de Kaderrichtlijn Water voor de biologische kwaliteitselementen uitgaat van een strook tot 1 zeemijl uit de kust, worden meestal gegevens gebruikt uit een bredere kuststrook. Dat is ook hier gebeurd door uit te gaan van de OSPAR-indeling van de gegevens in Waterstat. Met de waarnemingen van individuele meetpunten uit Waterbase (Rijkswaterstaat, www.waterbase.nl) kan een betere berekening gemaakt worden voor de verschillende gebieden. Dat is hier voor de berekening van de Natuurkwaliteit niet gebeurd.

Voor het toetsen ten opzichte van de norm bij chlorofyl-a wordt een 90-percentielwaarde berekend. Zoals elke statistische grootheid is ook de 90-percentielwaarde een schatting met een bijbehorende betrouwbaarheid. Deze betrouwbaarheid is met name afhankelijk van de variatie in de chlorofyl-a-concentratie en van het aantal meetwaarden waarmee de 90-percentielwaarde bepaald wordt. Kort gezegd: hoe kleiner het aantal metingen per jaar hoe groter de kans dat pieken in het chlorofyl-a-gehalte gemist worden en hoe onbetrouwbaarder de 90-percentielwaarde. In Bijlage 2 is dit uitgewerkt voor chlorofyl-a en het meetstation Noordwijk 10 km uit de kust. Uit de analyse blijkt dat door geen rekening te houden met de (on)betrouwbaarheid van de 90-percentielwaarden, het geringe aantal waarnemingen veroorzaakt dat de 90-percentielwaarden structureel onderschat worden. Geschat is dat de conventionele berekeningsmethode gemiddeld 10% te laag uitvalt voor het meetstation Noordwijk 10 km uit de kust. Voor dit station geeft dit maar in enkele jaren een andere conclusie wanneer de percentielwaarden vergeleken worden met de norm. In andere gebieden, met meetpunten waar minder vaak per jaar wordt gemeten (bijvoorbeeld de meetpunten in het gebied Noordzee offshore), zijn de verschillen aanzienlijk groter, waardoor de onderschatting navenant groter is. In deze gebieden worden de metingen structureel aanzienlijk te laag ingeschat. Wanneer in deze gebieden ook rekening gehouden wordt met de (on)betrouwbaarheid van de 90-percentielwaarden, zal de vergelijking met de norm veel ongunstiger uitvallen dan nu wordt gerapporteerd door Rijkswaterstaat. Zie Bijlage 2 voor de vergelijking van de resultaten van beide methoden.



Data: Rijkswaterstaat; bewerking: PBL

Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode.
Eenheid: chlorofyl-a: µg/l, 90-percentiel zomerwaarnemingen; Natuurkwaliteit: percentage.

Gebied			Periode			Bron
			1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Noordzee (NCP)	Kwaliteit		15	13	14	Gemiddelde van deelgebieden
Noordzeekustzone	Referentie	9,3				KRW
	Waargenomen		37	57	45	PBL ¹
	Kwaliteit		25	16	21	
Noordzee offshore	Referentie	3				OSPAR
	Waargenomen		59	33	45	PBL ¹
	Kwaliteit		5	9	7	
Waddenzee	Kwaliteit		25	21	18	Gemiddelde van deelgebieden
Westelijke Waddenzee	Referentie	9,3				KRW
	Waargenomen		37	44	52	PBL ¹
	Kwaliteit		25	21	18	
Oostelijke Waddenzee	Referentie	9,3				KRW
	Waargenomen		32	40	39	PBL ¹
	Kwaliteit		29	23	24	
Eems-Dollard	Referentie	8				KRW
	Waargenomen		37	43	63	PBL ¹
	Kwaliteit		22	19	13	
Delta-wateren	Kwaliteit		27	23	42	Gemiddelde van deelgebieden
Oosterschelde	Referentie	9,3				KRW
	Waargenomen		36	23	17	PBL ¹
	Kwaliteit		26	40	55	
Westerschelde	Referentie	8				KRW
	Waargenomen		42	96	25	PBL ¹
	Kwaliteit		19	8	32	
Grevelingenmeer	Referentie	8				KRW
	Waargenomen		15	22	14	PBL ¹
	Kwaliteit		53	36	57	
Veerse Meer	Referentie	8				KRW
	Waargenomen		78	94	35	PBL ¹
	Kwaliteit		10	9	23	

¹ Data: Rijkswaterstaat. Berekening: PBL. Zie tekst en Bijlage 2.

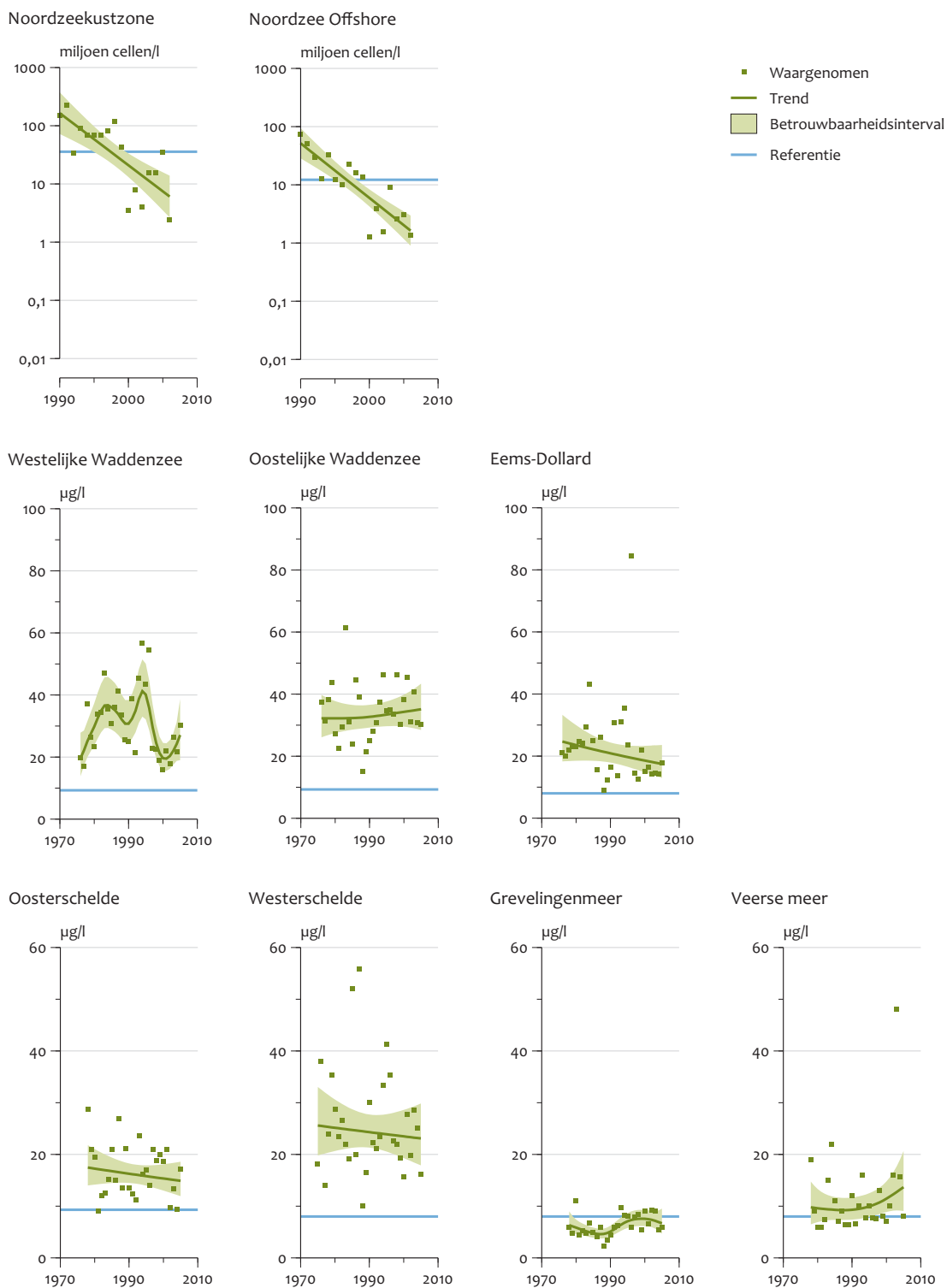
2.3.3 *Phaeocystis*

Phaeocystis is een eencellige alg, een flagellaat. In bloeiperiodes kan deze alg echter kolonies vormen, waarbij meerdere cellen door een gelei-achtige massa omgeven worden. Als een bloei van *Phaeocystis* dicht bij de kust voorkomt, dan gaan de omslaande golven in de branding voor de gelei-achtige massa fungeren als een mixer voor eiwit: de gelei-achtige massa wordt opgeklopt tot schuim. Het schuim spoelt vervolgens aan op het strand waar het dikke lagen kan vormen (zie Foto 2.1). Voor de recreatie kan dit zowel afstotend als aantrekkelijk werken. In ieder geval is het een teken van eutrofiëring van het kustwater en daarom opgenomen als (negatief-indicerende) indicator voor de Natuurkwaliteit, de Kaderrichtlijn Water en OSPAR. De aantallen cellen van *Phaeocystis* laten alleen in de Noordzee een dalende trend zien (Figuur 2.3), in de overige gebieden zijn geen duidelijke trends waar te nemen. In de bloeifrequentie van *Phaeocystis* is in geen van de gebieden een duidelijk trend waarneembaar (Figuur 2.4). Voor zowel de indicator bloeifrequentie als voor de indicator 90-percentielwaarde van het waargenomen maximum aantal cellen geldt dezelfde discussie als bij het chlorofyl-a: de betrouwbaarheid van de resultaten van de monitoring zijn

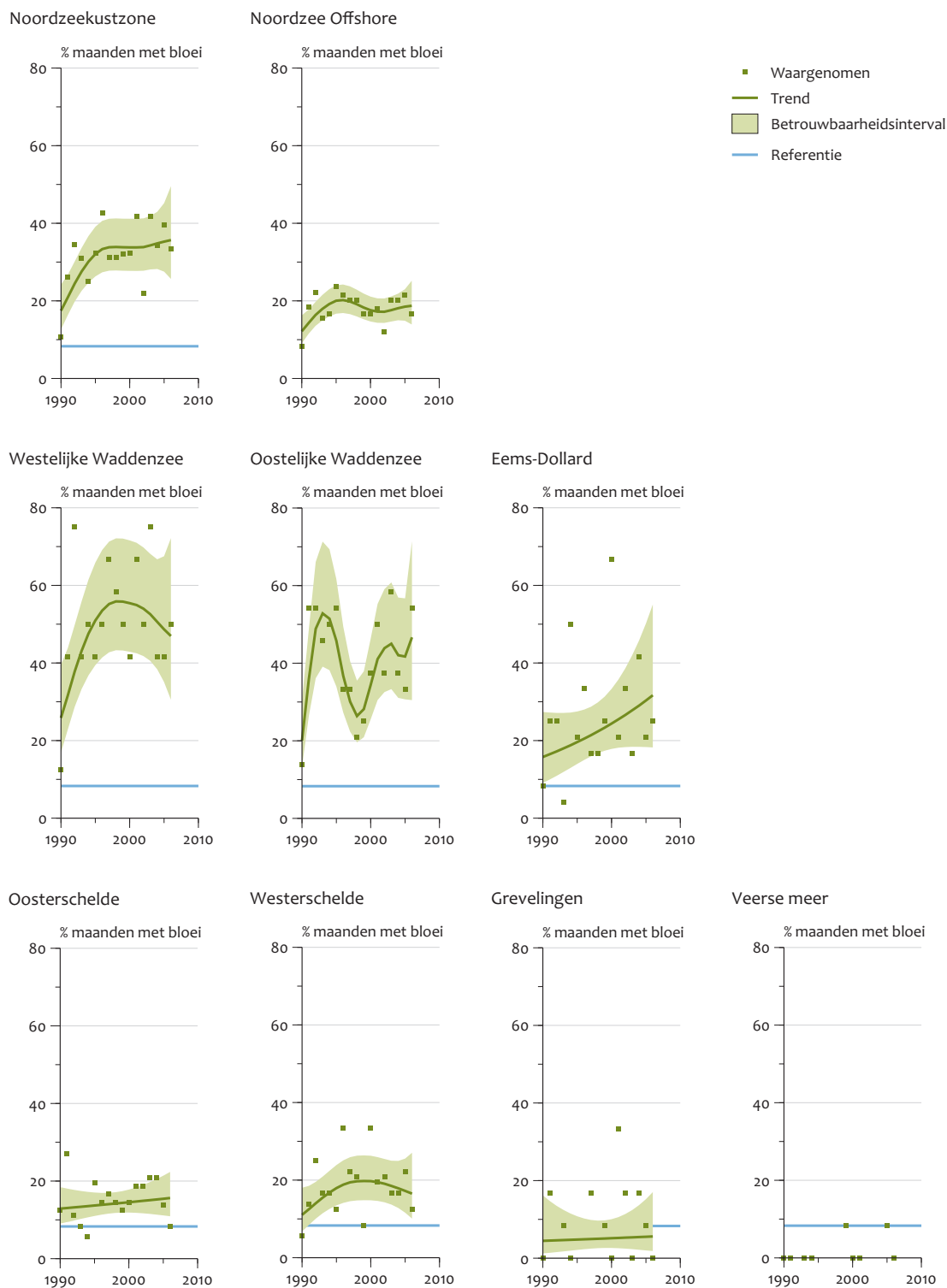
direct afhankelijk van de frequentie waarmee de metingen worden uitgevoerd (zie ook Paragraaf 2.3.2). Voor het schatten van de bloeifrequentie van *Phaeocystis* volgens de methodiek van de Kaderrichtlijn Water is belangrijk hoe het maximum aantal cellen in een bepaalde maand geschat wordt. De toetsresultaten voor de Kaderrichtlijn Water vallen ongunstiger (soms veel ongunstiger) uit als wel rekening wordt gehouden met de grote onbetrouwbaarheid van een 90-percentielwaarde bij een gering aantal metingen (zie Bijlage 3).

Als toetswaarde voor het jaar-90-percentielwaarde voor een gebied is per locatie per jaar de bovengrens van het 95%-betrouwbaarheidsinterval voor de 90-percentielwaarde berekend. Dit is (per locatie) gemiddeld over de afzonderlijke jaren binnen de perioden. De 90-percentielwaarde per gebied per periode is het maximum van de per locatie berekende 90-percentielen in de betreffende periode. De Natuurkwaliteit voor de indicator aantal cellen *Phaeocystis* is per gebied dus het minimum van de Natuurkwaliteit van de afzonderlijke meetpunten in het gebied.

Baptist en Jagtman (1997) geven een getal voor het aantal cellen van *Phaeocystis* in 1988. De metingen van *Phaeocystis*



Data: Rijkswaterstaat; bewerking: PBL



Data: Rijkswaterstaat; bewerking: PBL



vóór 1990 zijn echter spaarzaam (Ten Brink en Colijn, 1990). Deze metingen konden voor deze studie niet achterhaald worden. In de database van Rijkswaterstaat zijn van *Phaeocystis* geen metingen aanwezig van vóór 1990 (Bron: Rijkswaterstaat). Voor de periode 1984-1989 kon bovenstaande analyse met betrouwbaarheidsintervallen daarom niet gemaakt worden. Daarom zijn voor deze periode simpelweg de getallen van Baptist en Jagtman (1997) overgenomen. Voor de periode 1994-1999 zijn in Tabel 2.2 zowel de getallen uit Baptist en Jagtman als die uit bovenstaande PBL-analyse opgenomen. Voor deze periode liggen de getallen uit Baptist en Jagtman en die uit de PBL-analyse soms ver uit elkaar. Dit is bijvoorbeeld het geval voor de Oosterschelde (kwaliteit respectievelijk 100% en 6%). Dit verschil is terug te voeren op het geringe aantal metingen. Voor het jaar 1995 rapporteren Baptist en Jagtman voor de Oosterschelde een 90-percentielwaarde van $7,2 \cdot 10^6$ cellen. Volgens de gegevens van Rijkswaterstaat is alleen in de Hammen op 10 mei 1995 een hoger aantal cellen gemeten (namelijk $11,1 \cdot 10^6$ cellen). Als er van de 5 metingen in dit jaar al een 90-percentielwaarde berekend kan worden, dan ligt deze tussen de 6 en $7 \cdot 10^6$ cellen (verschillende methoden voor het berekenen van het 90-percentiel geven bij deze lage aantallen waarnemingen grote verschillen in de resultaten). Dit is dus wel in de orde van grootte van

de getallen van Baptist en Jagtman. De jaren 1997-1999 laten voor De Hammen maximale aantallen cellen per jaar van 59, 15 en $23 \cdot 10^6$ cellen zien (90-percentielwaarden respectievelijk 50, 13 en $17 \cdot 10^6$ cellen). Met het geringe aantal metingen per jaar (respectievelijk 6, 2 en 3) geeft dit een onderschatting van de 90-percentielwaarden en een grote mate van onbetrouwbaarheid van de berekende 90-percentielen (zie Bijlage 3). Voor andere meetpunten en gebieden geldt een soortgelijke oorzaak van het verschil. De verschillen tussen Baptist en Jagtman en de PBL-methode is dus te verklaren uit het verschil in jaren (één jaar met een relatief laag aantal cellen versus 6 jaren met daarin ook waarnemingen van hoge aantallen cellen) en het relatief lage aantal metingen per jaar waardoor er grote betrouwbaarheidsintervallen ontstaan (waarbij in de PBL-analyse voor de toetsing de bovengrens is aangehouden). Alleen voor het Grevelingenmeer vermelden Baptist en Jagtman voor 1995 een hoger getal dan berekend met de PBL-methode voor de periode 1994-1999. Volgens de database van Rijkswaterstaat is in deze periode maar op één punt gemeten (Dreischor) en alleen in 1997 meerdere keren per jaar (5 keer; 90-percentielwaarde: $1,1 \cdot 10^6$ cellen, bovengrens betrouwbaarheidsinterval: $2,2 \cdot 10^6$ cellen). Baptist en Jagtman (1997) zijn voor de periode 1994-1999 uitgegaan van de enige meting in 1993: $4,9 \cdot 10^6$ cellen.

Phaeocystis aantal cellen; 90-percentielwaarde van de metingen per jaar

Tabel 2.2

Gebruikte referentie, waargenomen waarde (bovengrens van 95%-betrouwbaarheidsinterval van de 90-percentielwaarde) en berekende Natuurkwaliteit per periode. Eenheid: Phaeocystis: 10⁶ cellen; Natuurkwaliteit: percentage. Voor de periode 1994-1999 zijn twee getallen voor de Natuurkwaliteit vermeld; het eerste is berekend met de cijfers uit Baptist en Jagtman (1997), het tweede is het resultaat van de analyse van de betrouwbaarheidsintervallen van de metingen. Zie verder de tekst.

Gebied			Periode			Bron
			1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Noordzee (NCP)	Kwaliteit		62	62; 39	80	Gemiddelde van deelgebieden
Noordzeekustzone	Referentie	35,8				Baptist en Jagtman (1997) ¹
	Waargenomen		65	64; 118	36	Baptist en Jagtman (1997); PBL ²
	Kwaliteit		55	56; 30	99	
Noordzee offshore	Referentie	12,2				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		18	18; 26	20	Baptist en Jagtman (1997); PBL ²
	Kwaliteit		68	68; 47	61	
Waddenzee	Kwaliteit		40	44; 20	30	Gemiddelde van deelgebieden
Westelijke Waddenzee	Referentie	16,2				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		41	40; 34	19	Baptist en Jagtman (1997); PBL ²
	Kwaliteit		40	41; 48	85	
Oostelijke Waddenzee	Referentie	3,0				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		7,5	7,3; 63	56	Baptist en Jagtman (1997); PBL ²
	Kwaliteit		40	41; 5	5	
Eems-Dollard	Referentie	2,5				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		6,3	6,1; 44	185	Baptist en Jagtman (1997); PBL ²
	Kwaliteit		40	49; 6	1	
Delta-wateren	Kwaliteit		100	100; 46	50	Gemiddelde van deelgebieden
Oosterschelde	Referentie	7,2				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		7,1	7,2; 118	29	Baptist en Jagtman (1997); PBL ²
	Kwaliteit		100	100; 6	25	
Westerschelde	Referentie	6,4				KRW
	Waargenomen		6,4	6,4; 22	9,9	Baptist en Jagtman (1997); PBL ²
	Kwaliteit		100	100; 29	65	
Grevelingenmeer	Referentie	4,9				KRW
	Waargenomen		4,9	4,9; 2,2	3,5	Baptist en Jagtman (1997); PBL ²
	Kwaliteit		100	100; 100	100	
Veerse Meer	Referentie	0,1				KRW
	Waargenomen		0,1	0,1; 0,2	0,9	Baptist en Jagtman (1997); PBL ²
	Kwaliteit		100	100; 50	11	

¹ Hier zijn de getallen uit Baptist en Jagtman (1997) voor de Voordelta gebruikt omdat dit gebied de hoogste percentielwaarden binnen het gebied Noordzeekustzone bevat.

² Data: Rijkswaterstaat. Berekening: PBL. Zie tekst en Bijlage 3.

Gebruikte referentie, waargenomen waarde (berekende bovengrens van 95%-betrouwbaarheidsinterval van 90-percentielwaarde) en berekende Natuurkwaliteit per periode. Eenheid: Phaeocystis: aantal cellen; Natuurkwaliteit: percentage.

Gebied			Periode			Bron
			1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Noordzeekustzone	Referentie	8,3				KRW
	Waargenomen			32	35	PBL ¹
	Kwaliteit			26	24	
Waddenzee	Kwaliteit			23	20	Gemiddelde van deelgebieden
Westelijke Waddenzee	Referentie	8,3				KRW
	Waargenomen			53	52	PBL ¹
	Kwaliteit			16	16	
Oostelijke Waddenzee	Referentie	8,3				KRW
	Waargenomen			36	44	PBL ¹
	Kwaliteit			23	19	
Eems-Dollard	Referentie	8,3				KRW
	Waargenomen			27	32	PBL ¹
	Kwaliteit			31	26	
Delta-wateren	Kwaliteit			76	67	Gemiddelde van deelgebieden
Oosterschelde	Referentie	8,3				KRW
	Waargenomen			14	17	PBL ¹
	Kwaliteit			59	49	
Westerschelde	Referentie	8,3				KRW
	Waargenomen			19	20	PBL ¹
	Kwaliteit			44	42	
Grevelingenmeer	Referentie	8,3				KRW
	Waargenomen			8,3	10,7	PBL ¹
	Kwaliteit			100	78	
Veerse Meer	Referentie	8,3				KRW
	Waargenomen			4	2	PBL ¹
	Kwaliteit			100	100	

¹ Data: Rijkswaterstaat. Berekening: PBL. Zie tekst en Bijlage 3.

Gemiddelde van de Natuurkwaliteit voor *Phaeocystis* aantal cellen en voor *Phaeocystis* bloeifrequentie. Eenheid: percentage.

Gebied		Periode		
		1984-1989	1994-1999	2000-2006
Noordzee (NCP) ¹	<i>Phaeocystis</i> totaal		38	62
Noordzeekustzone	<i>Phaeocystis</i> ; aantal cellen		30	99
	<i>Phaeocystis</i> ; bloeifrequentie		26	24
	<i>Phaeocystis</i> totaal		28	62
Noordzee offshore	<i>Phaeocystis</i> ; aantal cellen		47	61
	<i>Phaeocystis</i> ; bloeifrequentie		-	-
	<i>Phaeocystis</i> totaal		47	61
Waddenzee ¹	<i>Phaeocystis</i> totaal		22	26
Westelijke Waddenzee	<i>Phaeocystis</i> ; aantal cellen		48	85
	<i>Phaeocystis</i> ; bloeifrequentie		16	16
	<i>Phaeocystis</i> totaal		32	51
Oostelijke Waddenzee	<i>Phaeocystis</i> ; aantal cellen		5	5
	<i>Phaeocystis</i> ; bloeifrequentie		23	19
	<i>Phaeocystis</i> totaal		14	12
Eems-Dollard	<i>Phaeocystis</i> ; aantal cellen		6	1
	<i>Phaeocystis</i> ; bloeifrequentie		31	26
	<i>Phaeocystis</i> totaal		19	14
Delta-wateren ¹	<i>Phaeocystis</i> totaal		61	59
Oosterschelde	<i>Phaeocystis</i> ; aantal cellen		6	25
	<i>Phaeocystis</i> ; bloeifrequentie		60	50
	<i>Phaeocystis</i> totaal		33	37
Westerschelde	<i>Phaeocystis</i> ; aantal cellen		29	65
	<i>Phaeocystis</i> ; bloeifrequentie		44	41
	<i>Phaeocystis</i> totaal		37	53
Grevelingenmeer	<i>Phaeocystis</i> ; aantal cellen		100	100
	<i>Phaeocystis</i> ; bloeifrequentie		100	77
	<i>Phaeocystis</i> totaal		100	89
Veerse Meer	<i>Phaeocystis</i> ; aantal cellen		50	11
	<i>Phaeocystis</i> ; bloeifrequentie		100	100
	<i>Phaeocystis</i> totaal		75	56

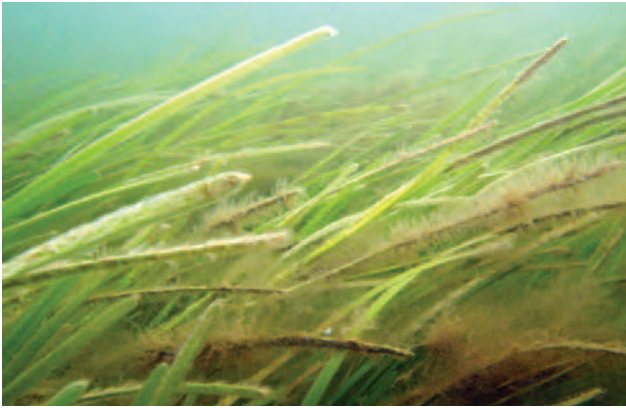
¹ Gemiddelde van deelgebieden

Eenheid: percentage.

Gebied		Periode		
		1984-1989	1994-1999	2000-2006
Noordzee	Chlorofyl-a	15	13	14
	<i>Phaeocystis</i> totaal		38	62
	Gemiddeld	15	26	38
Noordzeekustzone	Chlorofyl-a	25	16	21
	<i>Phaeocystis</i> totaal		28	62
	Gemiddeld	25	22	42
Noordzee offshore	Chlorofyl-a	5	9	7
	<i>Phaeocystis</i> totaal		47	61
	Gemiddeld	5	28	34
Waddenzee	Chlorofyl-a	25	21	18
	<i>Phaeocystis</i> totaal		22	26
	Gemiddeld	25	22	22
Westelijke Waddenzee	Chlorofyl-a	25	21	18
	<i>Phaeocystis</i> totaal		32	51
	Gemiddeld	25	27	35
Oostelijke Waddenzee	Chlorofyl-a	29	23	24
	<i>Phaeocystis</i> totaal		14	12
	Gemiddeld	29	19	18
Eems-Dollard	Chlorofyl-a	21	19	13
	<i>Phaeocystis</i> totaal		19	14
	Gemiddeld	21	19	14
Delta-wateren	Chlorofyl-a	26	22	40
	<i>Phaeocystis</i> totaal		61	59
	Gemiddeld	26	42	50
Oosterschelde	Chlorofyl-a	22	35	46
	<i>Phaeocystis</i> totaal		33	37
	Gemiddeld	22	34	42
Westerschelde	Chlorofyl-a	19	8	32
	<i>Phaeocystis</i> totaal		37	53
	Gemiddeld	19	23	43
Grevelingenmeer	Chlorofyl-a	54	36	59
	<i>Phaeocystis</i> totaal		100	89
	Gemiddeld	54	68	74
Veerse Meer	Chlorofyl-a	10	9	23
	<i>Phaeocystis</i> totaal		75	56
	Gemiddeld	10	42	40

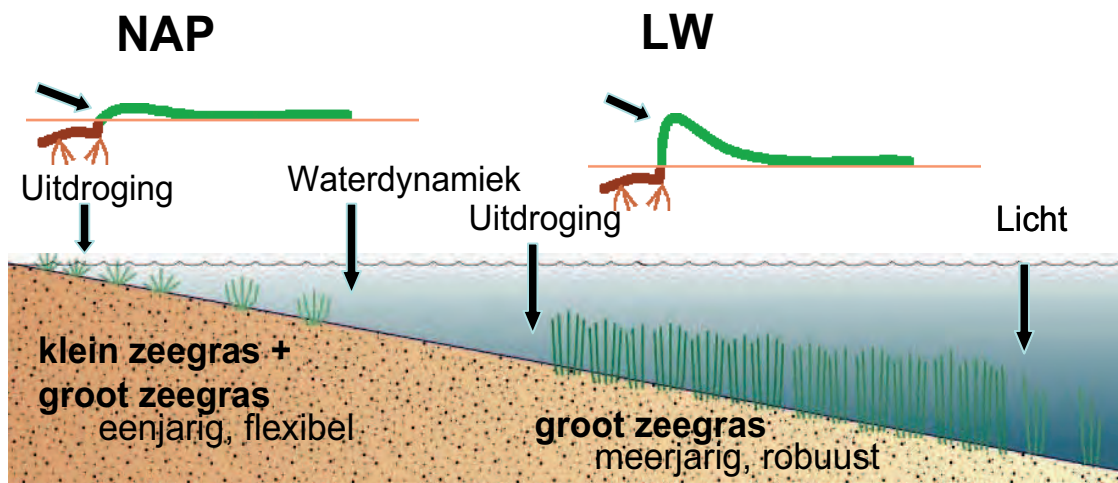
2.3.4 Natuurkwaliteit Fytoplankton

Voor de Natuurkwaliteit van het fytoplankton is het gemiddelde berekend van de indicatoren voor chlorofyl-a en *Phaeocystis* totaal (Tabel 2.5). Van de periode 1984-1989 is alleen chlorofyl-a bekend (*Phaeocystis* is vóór 1990 niet gemeten).



Zonatie van klein zeegras en groot zeegras in de Waddenzee

Figuur 2.5



Bron: Van Katwijk (pers.comm.)

2.4 Hogere planten

2.4.1 Inleiding

Hogere planten vormen in de ondiepe kustzeeën en de intergetijdegebieden aspectbepalende elementen van het ecosysteem. Zij vormen daarmee belangrijke biotopen voor bijvoorbeeld vissen, bodemdieren en vogels. Zeegrasvelden komen beneden gemiddeld laagwater en in de getijdenzone voor. Kwelders en schorren bevinden zich in de getijdenzone en boven gemiddeld hoogwater.

Daarnaast bevindt zich op het Balgzand (westelijke Waddenzee) ook snavelruppia (*Ruppia maritima*), een soort van de Rode Lijst (Van Katwijk et al., 2005). Dit is een soort die kenmerkend is voor sterke fluctuaties in het zoutgehalte. Deze soort wordt hier verder niet meegenomen.

2.4.2 Zeegras

Zeegrasvelden zijn zowel een voedselbron voor ongewervelden, vissen en vogels als een schuilplaats voor ongewervelden en vissen. Verschillende soorten ongewervelden zijn specifiek gebonden aan zeegrasvelden. Zeegrasvelden hebben aan de ene kant helder water nodig om onder water (sublitoraal) te kunnen groeien (zoals vroeger veel in de Waddenzee en Zuiderzee het geval was), maar hebben aan de andere kant zelf ook invloed op de helderheid van het water doordat ze de waterstroming beïnvloeden en zwevend materiaal invangen. Wellicht is dit laatste een belangrijke (ontbrekende) factor bij het uitblijven van herstel van het sublitorale zeegras in de Waddenzee. De indicator zeegras betreft in feite twee soorten: groot zeegras (*Zostera marina*) en klein zeegras (*Zostera noltii*). Groot zeegras bestaat uit twee typen: een in het intergetijdegebied (rond NAP) groeiend, eenjarig type en een sublitoraal (onderwater) groeiend, meerjarig en robuust type (Figuur 2.5). Het laatste type is al rond 1930 verdwenen in de gehele Waddenzee. Klein zeegras groeit in het intergetijdegebied, meestal iets hoger dan groot zeegras.

Mogelijk een van de laatste drie plantjes van groot zeegras op deze groeiplaats



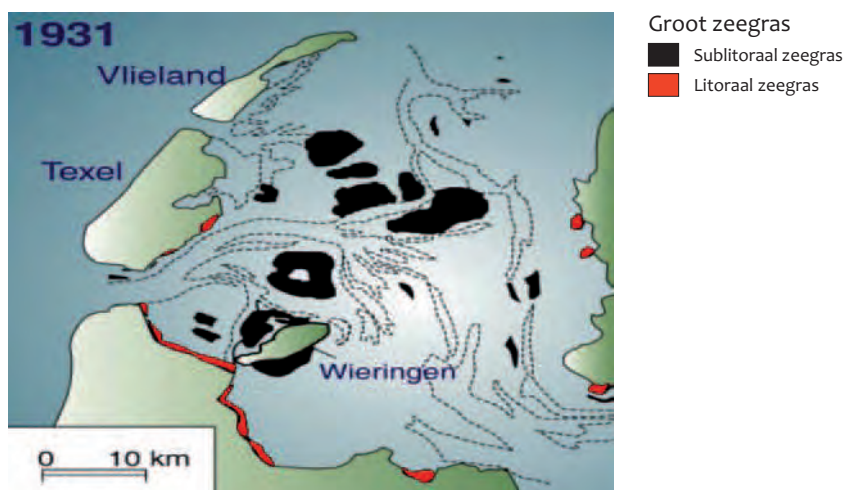
Het areaal zeegrasvelden is een maat voor de omvang van het voorkomen van zeegras. De bedekking binnen de zeegrasvelden is een maat voor de gezondheid van de velden. Een bedreiging voor het zeegras is de uitgebreide ontwikkeling en ophoping van macroalgen in de Waddenzee (Bos en Van Katwijk, 2005, 2007). De relatie met eutrofiëring ligt hierin dat eutrofiëring tegelijkertijd de groei van macroalgen stimuleert en dat hoge nutriënten-concentraties remmend werken op de groei van zeegras (Bos en Van Katwijk, 2005; Van Katwijk et al., 2009). Het slechts op beperkte schaal voorkomen van hopen zeewier op zachte substraten is overigens voor de Kaderrichtlijn Water een van de voorgestelde indicatoren voor de waterplanten in kustgebieden (Van der Molen en Pot, 2007b, hoewel deze indicator in de definitieve

versie ontbreekt: Van der Molen en Pot, 2007a). Door het spuien van IJsselmeerwater kan het zoutgehalte op de groeiplaatsen van zeegras op het Balgzand sterk dalen. Hoewel dit het kiemen van het zaad van zeegras stimuleert, kan het schadelijk zijn voor jonge planten. Aanpassing van het spui-beheer (geleidelijker en gespreid in de ruimte via meerdere zoet-zoutovergangen) zou deze schadelijke effecten kunnen voorkomen (De Jong et al., 2005; Doeglas et al., 2006; Van der Heide, 2009). De laatste jaren vinden experimenten met het uitplanten van gekweekte zeegrasplanten in de Waddenzee plaats, maar met wisselend succes (onder andere Van Katwijk et al., 2005). In de Oosterschelde heeft zelfs een verhuizing van een groeiplaats van klein zeegras plaatsgevonden als mitigatie bij dijkwerkzaamheden (Giesen et al., 2008).



Verspreiding van groot zeegras in de westelijke Waddenzee in 1931

Figuur 2.6

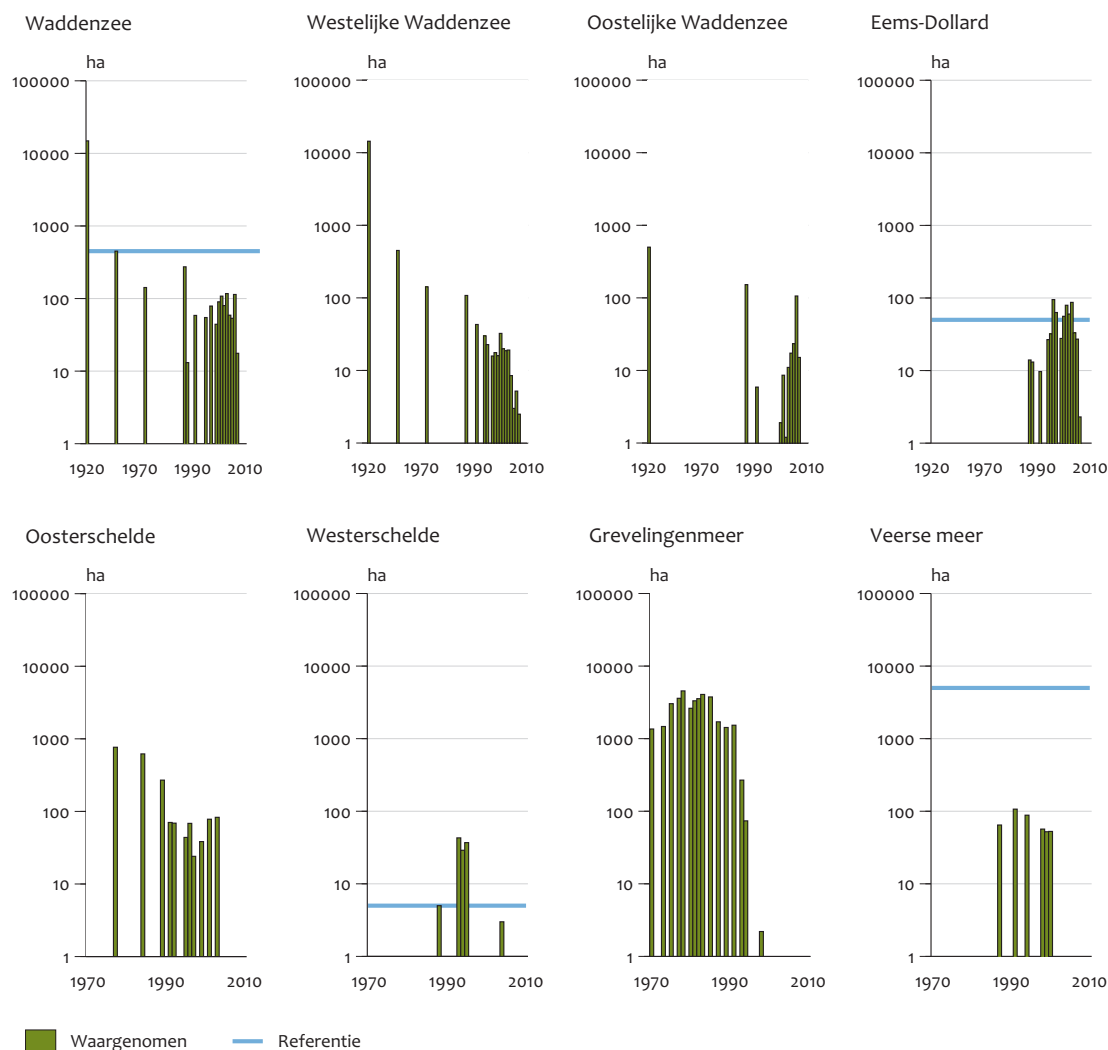


Bron: Van Katwijk in Doeglas et al. (2006).

Areaal zeegrasvelden

De indicator is het areaal aan velden zeegras, waarbij de bedekking van het zeegras minimaal 5% van de oppervlakte moet zijn. Deze definitie en de referentiewaarden zijn overgenomen uit Baptist en Jagtman (1997). Binnen de Kaderrichtlijn Water is zeegras een indicator voor het kwaliteitselement Hogere planten voor de KRW-watertypen 'Grote, brakke tot zoute wateren' (M32, Grevelingenmeer en Veerse Meer), 'Estuarium met matig getijverschil' (O2, Eems-Dollard en Westerschelde) en 'Beschut kustwater' (K2, Waddenzee en Oosterschelde). Ook hierbij moet de bedekking minimaal 5% zijn om een zeegrasveld genoemd te kunnen worden. Als referentie voor de Kaderrichtlijn Water is aangenomen dat 12% van het waterlichaam bedekt moet zijn met zeegrasvelden waarbij of groot zeegras 60% bedekking of klein zeegras 30% bedekking moet hebben, en beide soorten moeten voorkomen. Deze aanname betekent voor de Nederlandse Waddenzee dat er in de referentiesituatie zeegrasvelden over een oppervlakte van meer dan 28.000 ha zouden moeten

voorkomen. Dit getal wijkt sterk af van de referentie van 450 ha van Baptist en Jagtman (1997). Het is onduidelijk hoe voor de KRW-maatlatten dit percentage van het waterlichaam is afgeleid. De kanskaart voor zeegras in de Waddenzee (De Jong et al., 2005) geeft voor Waddenzee en Eems-Dollard een oppervlakte van 1926 ha waar de tegenwoordige omstandigheden geschikt zijn voor de groei van Zeegras, hiervan is 179 ha aangemerkt als zeer geschikt. In de achtergronddocumentatie van de KRW-maatlatten (Van den Berg, 2004) staan deze oppervlaktes ook genoemd, en werd er een referentie uit afgeleid van 250 ha voor Waddenzee en 100 ha voor Eems-Dollard (en 1000 ha voor Oosterschelde en 3 ha voor Westerschelde). Verder vermeldt Van den Berg (2004) dat er in de periode 1870-1920 van het breedbladig groot zeegras (de robuuste vorm van het groot zeegras; zie Figuur 2.5) 10.000-15.000 ha voorkwam op de overgang van Zuiderzee naar Waddenzee. Deze getallen zijn afkomstig uit Den Hartog en Polderman (1975) en Polderman en Den Hartog (1975; zie ook Figuur 2.6). In Van der Molen en Pot (2007b) wordt 5-10% van



Data: diverse bronnen (zie tekst); bewerking: PBL.

de oppervlakte Waddenzee genoemd, waarbij als referentie 10% wordt gebruikt (bij een oppervlakte van de Waddenzee van ruim 234.000 ha komt dit neer op ruim 23.000 ha). In Van der Molen en Pot (2007a) is dit, met gebruikmaking van de identieke tekst uit Van der Molen en Pot (2007b), verhoogd tot 12% (28.000 ha). Wat hiervoor de aanleiding is, wordt niet vermeld. Wel lijkt het erop dat een verschillen in interpretatie van wat er potentieel in de huidige Waddenzee aan zeegras zou kunnen groeien, aanleiding is tot deze grote verschillen in de referenties. Bij de KRW wordt er vanuit gegaan dat wat vroeger in Zuiderzee en Waddenzee heeft gegroeid ook in de huidige Waddenzee een plek zou moeten kunnen vinden. Het systeem is echter dermate veranderd dat de potentiële groeiplaatsen in de huidige Waddenzee veel geringer zijn (zie De Jong et al., 2005). Met name voor de groei van het zogenaamd robuust groot zeegras, dat voorheen over grote oppervlaktes in de ondiepe, sublitorale delen van met name de westelijke Waddenzee/Zuiderzee voorkwam, maar nu geheel verdwenen is, wordt aangenomen dat het zonder

ingrijpende maatregelen geen mogelijkheden heeft in de huidige Nederlandse Waddenzee (De Jong, 2008). Dit raakt het probleem van het schatten van natuurlijke referenties voor watersystemen die niet of allang niet meer natuurlijk zijn (zie ook discussie in Paragraaf 2.11). Voor de Natuurkwaliteit wordt niet de hoge referentie van de KRW, maar de referentieschattingen van Baptist en Jagtman (1997) aangehouden. De schattingen van het historische en het huidige areaal aan zeegrasvelden (Figuur 2.7) is samengesteld uit De Jong en De Jonge (1989), Erftemeijer (2005), Zeegras.nl (2008), Baptist en Jagtman (1997) en Van der Molen en Pot (2007a). De referentie van de Waddenzee als geheel komt overeen met het areaal in 1950: 450 ha (Baptist en Jagtman, 1997), waarvan 100 ha in de westelijke Waddenzee, 300 ha in de oostelijke Waddenzee en 50 ha in de Eems-Dollard. Voor de periode 1984-1989 zijn voor de Waddenzee de gegevens van 1991 gebruikt; dit is het eerste jaar dat er gegevens voor zowel het areaal als voor de kwaliteit van de zeegrasvelden beschikbaar zijn.

Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode. Eenheid: Areaal: ha; Natuurkwaliteit: percentage.

Gebied			Periode			Bron
			1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Waddenzee	Kwaliteit		22	39	40	Gemiddelde van deelgebieden
Westelijke Waddenzee	Referentie	100				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		43	18	15	Zeegras.nl
	Kwaliteit		43	18	15	
Oostelijke Waddenzee	Referentie	300				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		6	0	24	Zeegras.nl
	Kwaliteit		2	0	8	
Eems-Dollard	Referentie	50				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		10	49	49	Zeegras.nl
	Kwaliteit		20	98	98	
Delta-wateren	Kwaliteit		51	30	18	Gemiddelde van deelgebieden
Oosterschelde	Referentie	1.000				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		445	44	81	Baptist en Jagtman (1997), Zeegras.nl
	Kwaliteit		45	4	8	
Westerschelde	Referentie	5				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		5	33	3	Baptist en Jagtman (1997), Zeegras.nl
	Kwaliteit		100	100	60	
Grevelingenmeer	Referentie	5.000				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		2.298	25	0	Baptist en Jagtman (1997), Zeegras.nl
	Kwaliteit		46	1	0	
Veerse Meer	Referentie	500				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		65	66	13	Baptist en Jagtman (1997), Zeegras.nl
	Kwaliteit		13	13	3	

Bedekkingspercentage zeegrasvelden

Als maat voor de kwaliteit van de vegetatie in de zeegrasvelden geldt het bedekkingspercentage. Dit is berekend met de gegevens van Zeegras.nl (2008) voor de bedekkingsklassen boven 5% (analoog aan het areaal zeegrasvelden). Voor groot zeegras wordt voor de referentie een bedekkingspercentage van 60% gebruikt, voor klein zeegras voor de referentie een percentage van 30% (cf. Kaderrichtlijn Water; Van der Molen en Pot, 2007a). Indien beide soorten voorkomen, dan is voor beide soorten de kwaliteit bepaald en is deze vervolgens areaalgewogen gemiddeld.

Natuurkwaliteit Zeegras totaal

De afzonderlijke waarden voor Natuurkwaliteit oppervlakte zeegrasvelden en Natuurkwaliteit bedekkingspercentage zijn vermenigvuldigd tot de Natuurkwaliteit Zeegras totaal. Hiermee is de indicator Zeegras totaal een voorraadgrootheid voor het voorkomen van zeegras en een benadering van het aantal planten van zeegras (in bijvoorbeeld de Waddenzee). Dit is vergelijkbaar met de indicatoren voor vogelsoorten waarbij het aantal broedparen van een vogelsoort (in bijvoorbeeld de Waddenzee) beschouwd wordt.

Bedekkingspercentage zeegrasvelden

Tabel 2.7

Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode. Eenheid: bedekking: percentage;
Natuurkwaliteit: percentage.

Gebied			Periode			Bron
			1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Westelijke Waddenzee (klein + groot zeegras)	Referentie	30/60				KRW
	Waargenomen		55	53	46	Zeegras.nl
	Kwaliteit		91	87	95	
Oostelijke Waddenzee (klein + groot zeegras)	Referentie	30 ¹				KRW
	Waargenomen		16	4	26	Zeegras.nl
	Kwaliteit		54	14	81	
Eems-Dollard (groot zeegras)	Referentie	60				KRW
	Waargenomen		13	21	14	Zeegras.nl
	Kwaliteit		21	36	24	
Oosterschelde (klein + groot zeegras) ²	Referentie	30/60				KRW
	Waargenomen		33	44	35	Zeegras.nl
	Kwaliteit		70	92	90	
Westerschelde (klein zeegras)	Referentie	30				KRW
	Waargenomen		10	10	10	PBL ³
	Kwaliteit		33	33	33	
Grevelingenmeer (groot zeegras)	Referentie	60				KRW
	Waargenomen		54	25	0	Zeegras.nl
	Kwaliteit		90	42	0	
Veerse Meer (groot zeegras)	Referentie	60				KRW
	Waargenomen		44	24	6	Zeegras.nl
	Kwaliteit		73	40	10	

¹ Alleen klein zeegras waargenomen.

² Roggenplaat en Galgeplaat beoordeeld op groot zeegras; overige gebieden (met <10% groot zeegras) alleen op klein zeegras.

³ Mededeling Dick de Jong: "Bedekking in de Sloehaven is in de loop van de jaren vergelijkbaar en varieert ruwweg van <5% tot max 20%." Bedekking 10% is aangehouden voor alle perioden.

Natuurkwaliteit Zeegras totaal

Tabel 2.8

Eenheid: percentage.

Gebied		Periode		
		1984-1989	1994-1999	2000-2006
Waddenzee ¹	Zeegras totaal	15	17	15
Westelijke Waddenzee	Oppervlakte	43	18	15
	Bedekkingspercentage	91	87	95
	Zeegras totaal	39	16	14
Oostelijke Waddenzee	Oppervlakte	2	0	8
	Bedekkingspercentage	54	14	81
	Zeegras totaal	1	0	6
Eems-Dollard	Oppervlakte	20	98	98
	Bedekkingspercentage	21	36	24
	Zeegras totaal	4	35	24
Delta-wateren ¹	Zeegras totaal	29	11	7
Oosterschelde	Oppervlakte	45	4	8
	Bedekkingspercentage	70	92	90
	Zeegras totaal	32	4	7
Westerschelde	Oppervlakte	100	100	60
	Bedekkingspercentage	33	33	33
	Zeegras totaal	33	33	20
Grevelingenmeer	Oppervlakte	46	1	0
	Bedekkingspercentage	90	42	0
	Zeegras totaal	41	0	0
Veerse Meer	Oppervlakte	13	13	3
	Bedekkingspercentage	73	40	10
	Zeegras totaal	9	5	0

¹ Gemiddelde van deelgebieden.

2.4.3 Kwelders en schorren

Overgangen van zout naar zoet en van nat naar droog zijn bij uitstek plaatsen waar zich een hoge en specifieke biodiversiteit kan ontwikkelen. De invloed van het getij geeft hier nog een extra dimensie aan door een overgang van vaak overstromend naar incidenteel overstromend gebied te creëren. Kwelders en schorren vormen dit soort belangrijke gebieden aan de rand van de ondiepe en wat meer beschut gelegen kustwateren.

Kwelders en schorren zijn plaatsen in intergetijdegebieden waar een belangrijk deel van de primaire productie plaatsvindt, zowel door de hogere planten op de hogere delen als door diatomeeën en macroalgen op de lagere delen (Foto 2.5 en 2.6). De verschillen in hoogte en frequentie van overstromen geven aanleiding tot een zonering op de kwelder (Figuur 2.8), terwijl de verschillen in vegetatie ook weer de opslibbing beïnvloeden en daarmee de zonering versterken. Kenmerkend voor een kwelder/schor in goede toestand is de aanwezigheid van zowel hoge kwelder, lage kwelder als zones met pioniervegetatie. Door natuurlijke ontwikkelingen (opslibbing en ophoging) kunnen deze pionierzones na verloop van tijd verdwijnen. Ze vormen echter wel een belangrijk onderdeel van de kwelders en schorren.

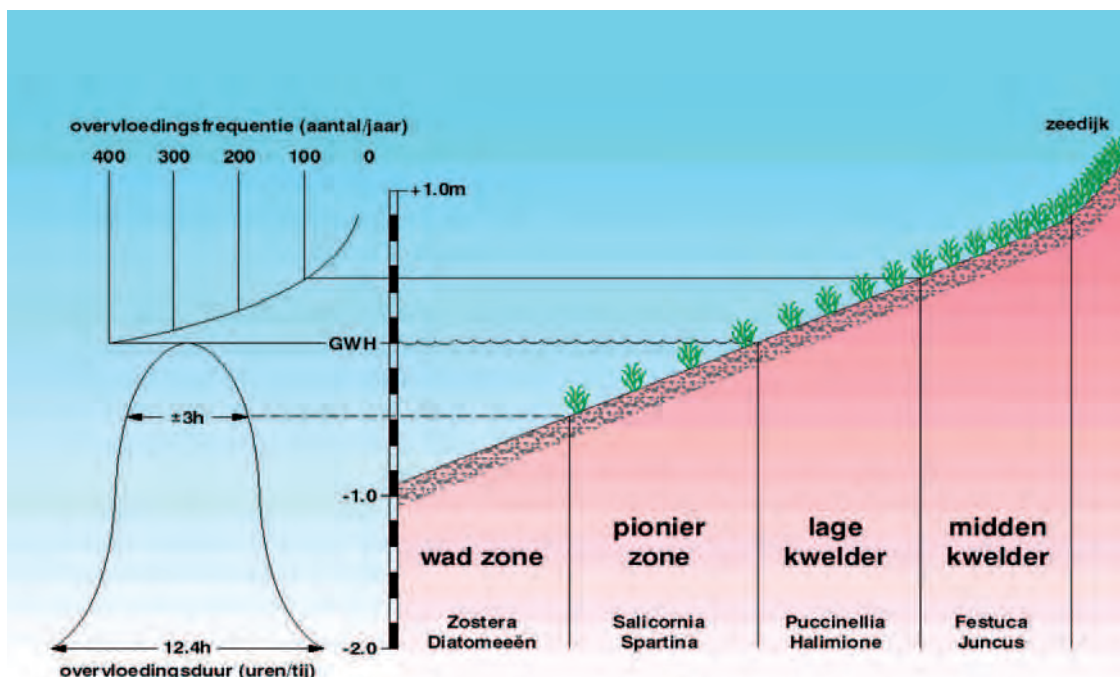
Kwelders en schorren zijn zowel het resultaat van natuurlijke processen als het bezinken van slibdeeltjes in het water tijdens hoogwater als van menselijk handelen ten behoeve van de landaanwinning. Grote delen van Nederland begonnen als aanslibbende kwelder of schor om vervolgens ingedijkt

en ontgonnen te worden. Dit is al vele eeuwen aan de gang. Dit werd ook door menselijk handelen gestimuleerd. Een levend bewijs hiervan zijn de kwelderwerken langs de Friese en Groninger waddenkust (Foto 2.7). Echter, met de aanleg van de Deltawerken zijn op grote schaal intergetijdegebieden, waaronder ook kwelders en schorren, afgesneden van de zee (Zuiderzee, Lauwerszee, Grevelingenmeer, Haringvliet). De overgebleven gebieden moeten een nieuw evenwicht zien te vinden bij de nieuwe dynamiek: er moet zich een nieuw evenwicht instellen tussen getijdestromen, volume van een bekken en oppervlakte, ligging en hoogte van de intergetijdegebieden. In de Waddenzee (na de aanleg van de Afsluitdijk) en in de Oosterschelde (na de aanleg van de stormvloedkering en de compartimenteringsdammen) vinden deze aanpassingen nog steeds plaats, waarbij de intergetijdegebieden eroderen en het geërodeerde materiaal terecht komt in de nu relatief diepe stroomgeulen. Dit wordt aangeduid met de term Zandhonger. Zie ook de bijdragen van Kuijper (2008a,b) in Paragraaf 5.12. Tegenwoordig vindt ook een gedeeltelijke omkering van dit proces plaats: op verschillende plaatsen wordt het estuarien ecosysteem versterkt door het teruggeven van voorheen ingepolderde gebieden. Hier is sprake van langs de Westerschelde en langs de Friese en Groninger Waddenkust (zie It Fryske Gea, 2007; Dijkema et al., 2007).

Als indicator voor de Natuurkwaliteit wordt zowel het areaal aan kwelders/schorren als de aanwezigheid van de verschillende ontwikkelingsstadia gebruikt.

Zonering van kwelders in relatie tot overstromingsduur en -frequentie

Figuur 2.8



Bron: Dijkema et al. (2005).

Pionierstadium van de vegetatie van kwelders en schorren

Foto 2.5

Een vegetatie van de hogere plant zeekraal (*Salicornia europaea*), de macroalgen zeesla en roodwier en een laag diatomeeën op het slikkige zand. Krabbenkreek, Oosterschelde.



Middenstadium van de vegetatie van kwelders en schorren

Foto 2.6

Een vegetatie van onder andere lamsoor (*Limonium vulgare*) en zulte of zeeaster (*Aster tripolium*). Krabbenkreek, Oosterschelde.



Zich ontwikkelende kwelders in de zogenaamde kwelderwerken langs de Friese Waddenkust

Foto 2.7



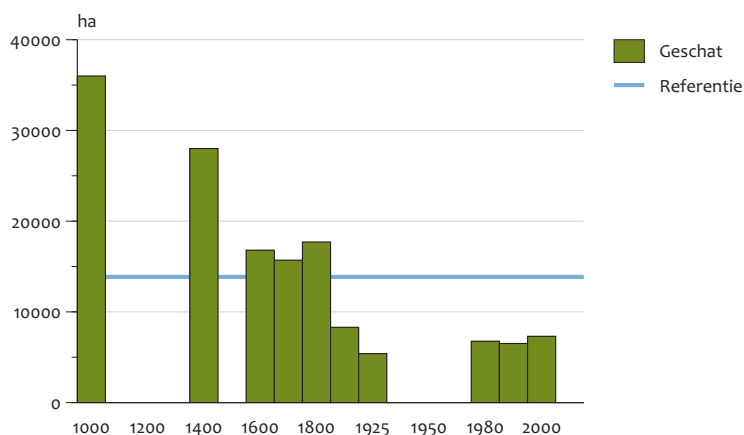
Areaal kwelder/schor

In vroeger tijden (in een natuurlijker, minder door de mens beïnvloede situatie) bevonden zich aanzienlijke arealen kwelders en schorren langs de randen van de kustwateren. Door inpolderingen (zie ook Paragraaf 2.4.3) zijn de kustlijnen rechtgetrokken waardoor de specifieke plaatsen waar kwelders en schorren zich konden ontwikkelen, op relatief rustige en beschutte plaatsen, zijn verdwenen. In de huidige Waddenzee is dus zeker geen plaats meer voor de 30.000 ha die wellicht eens in de Waddenzee/Zuiderzee voorkwam (Figuur 2.9) en die voor de referentiesituatie voor de Kaderrichtlijn Water aangehouden wordt (Van der Molen en Pot, 2007a; De Jong, 2008; Dijkema et al., 2005). Voor de Natuurkwaliteit wordt de huidige situatie als uitgangspunt genomen, zonder uit te gaan van ontpolderingen op grote schaal. Dit is een vergelijkbaar

uitgangspunt als wat is toegepast door Baptist en Jagtman (1997) en de expertgroep kwelders voor de Kaderrichtlijn Water (Dijkema et al., 2005, 2007; Dijkema, 2008). Op basis hiervan komt het areaal aan kwelders voor de Waddenzee in de referentiesituatie op 13.850 ha (Dijkema, 2008). Dijkema et al. (2007) geven schattingen voor zowel het areaal als de verdeling over de ontwikkelingsstadia van de kwelders en schorren voor de periode omstreeks 1980, omstreeks 1990 en omstreeks 2000, omdat de monitoring van delen van de kwelders en schorren over verschillende jaren verspreid plaatsvindt. De cijfers van de periode omstreeks 1980 zijn gebruikt voor de Natuurkwaliteit 1984-1989, die van omstreeks 1990 voor de periode 1994-1999, en die van omstreeks 2000 voor de periode 2000-2006.

Oppervlakte kwelders in de Waddenzee

Figuur 2.9



Areaal Kwelder/schor

Tabel 2.9

Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode. Eenheid: areaal: ha; Natuurkwaliteit: percentage.

Gebied			Periode			Bron
			1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Noordzee-kustzone	Referentie	750				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		464	772	544	Dijkema et al. (2005)
	Kwaliteit		62	100	73	
Waddenzee	Kwaliteit		49	47	50	Gemiddelde van deelgebieden
Westelijke Waddenzee	Referentie	3.500 ¹				Dijkema, 2008 ¹
	Waargenomen		224	223	372	Dijkema et al. (2005)
	Kwaliteit		6	6	11	
Oostelijke Waddenzee	Referentie	9.350				Dijkema et al., 2007
	Waargenomen		5.744	5.540	6.197	Dijkema et al. (2005)
	Kwaliteit		61	59	66	
Eems-Dollard	Referentie	1.000				Dijkema et al., 2007
	Waargenomen		796	755	741	Dijkema et al. (2005)
	Kwaliteit		80	76	74	
Delta-wateren	Kwaliteit		88	83	77	Gemiddelde van deelgebieden
Oosterschelde	Referentie	650 ²				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		1.218 ³	589	508	Dijkema et al. (2005)
	Kwaliteit		100	91	78	
Westerschelde	Referentie	3.100				Dijkema et al., 2007
	Waargenomen		2.381	2.376	2.395	Dijkema et al. (2005)
	Kwaliteit		75	75	75	

¹ Dijkema (2008) gaf als haalbare referentie 3.500 ha voor de westelijke Waddenzee. Deze gegevens zijn later van www.waddenzee.nl verwijderd. Dijkema et al. (2005) houden voor de Kaderrichtlijn Water een referentie van 1000 ha aan.

² Referentie uitgaande van de aanwezigheid van de stormvloedkering en de compartimenteringsdammen.

³ Situatie van vóór de aanleg van de stormvloedkering en de compartimenteringsdammen.

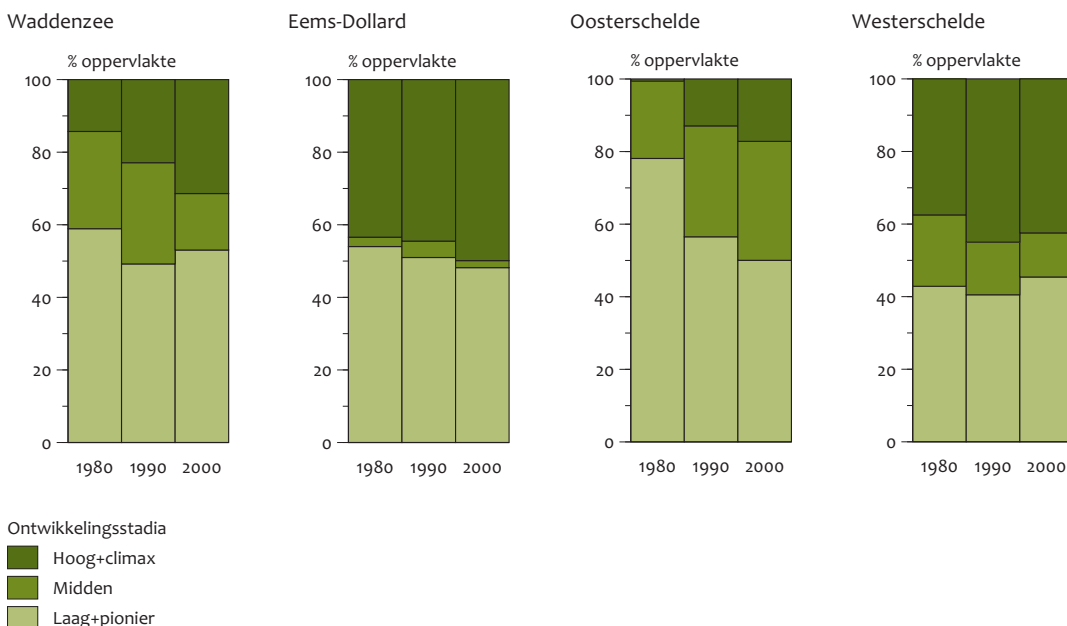
Ontwikkelingsstadia van schor/kwelder

Een 'gezonde' kwelder bestaat uit diverse stadia van kweldervorming: van een laaggelegen pionierstadium met een spaarzame bedekking (meestal < 5%) met planten als zeekraal (*Salicornia europaea*, Foto 2.5), via middenstadia met onder andere lamsoor (*Limnium vulgare*), zulte of zeeaster (*Aster tripolium*) en spiesmelde (*Atriplex prostrata*; Foto 2.6) tot een hooggelegen dichtbegroeide vegetatie met planten als zeekweek (*Elytrigia atherica*) en riet (*Phragmites australis*). Het evenredig voorkomen (qua oppervlakte) van de verschil-

lende stadia geldt als een hoge kwaliteit voor de Kaderrichtlijn Water (Van der Molen en Pot, 2007a; Dijkema et al., 2005). Veroudering van kwelders en schorren is te zien aan het verdwijnen van de pioniervegetaties en de vegetaties die kenmerkend zijn voor de lager gelegen delen en het toenemen van climax-vegetaties en de vegetaties die kenmerkend zijn voor de hoger gelegen delen. Op de Nederlandse kwelders komen de verschillende ontwikkelingsstadia niet evenredig voor en is in de periode 1980-2000 veroudering van de kweldervegetatie opgetreden (Figuur 2.10).

Ontwikkelingsstadia van de vegetatie van kwelders en schorren

Figuur 2.10



Data: Dijkema et al. (2005); bewerking: PBL.

Ontwikkelingsstadia kwelder/schor

Tabel 2.10

Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode.

Eenheid: ontwikkelingsstadia: index; Natuurkwaliteit: percentage.

Gebied			Periode			Bron
			1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Noordzee- kustzone ¹	Referentie	5,67				Dijkema et al. (2005)
	Waargenomen		2,67	2,67	3,67	Dijkema et al. (2005)
	Kwaliteit		47	47	65	
Westelijke Waddenzee ²	Referentie	5,5				Dijkema et al. (2005)
	Waargenomen		5	4	4	Dijkema et al. (2005)
	Kwaliteit		91	73	73	
Oostelijke Waddenzee ³	Referentie	5,33				Dijkema et al. (2005)
	Waargenomen		3	3,67	4	Dijkema et al. (2005)
	Kwaliteit		56	69	75	
Eems-Dollard	Referentie	7				Dijkema et al. (2005)
	Waargenomen		3	3	4	Dijkema et al. (2005)
	Kwaliteit		43	43	57	
Oosterschelde	Referentie	5				Dijkema et al. (2005)
	Waargenomen		4	3	4	Dijkema et al. (2005)
	Kwaliteit		80	60	80	
Westerschelde	Referentie	5				Dijkema et al. (2005)
	Waargenomen		3	2	2	Dijkema et al. (2005)
	Kwaliteit		60	40	40	

¹ Samengesteld uit gebieden Texel-Noordzee (Slufter), Haringvliet-monding en Westerschelde-monding.

² Samengesteld uit de gebieden Waddenzee-west eiland, Waddenzee-west kwelder en Waddenzee-west Noord-Holland.

³ Samengesteld uit de gebieden Waddenzee-oost eiland en Waddenzee-oost kwelder.-

Eenheid: percentage.

Gebied		Periode		
		1984-1989	1994-1999	2000-2006
Noordzeekustzone	Oppervlakte	62	100	73
	Ontwikkelingsstadia	47	47	65
	Kwelder/schor totaal	29	47	47
Waddenzee ¹	Kwelder/schor totaal	24	26	33
Westelijke Waddenzee	Oppervlakte	6	6	11
	Ontwikkelingsstadia	91	73	73
	Kwelder/schor totaal	5	4	8
Oostelijke Waddenzee	Oppervlakte	61	59	66
	Ontwikkelingsstadia	56	69	75
	Kwelder/schor totaal	34	41	50
Eems-Dollard	Oppervlakte	80	76	74
	Ontwikkelingsstadia	43	43	57
	Kwelder/schor totaal	34	33	42
Delta-wateren ¹	Kwelder/schor totaal	63	43	46
Oosterschelde	Oppervlakte	100	91	78
	Ontwikkelingsstadia	80	60	80
	Kwelder/schor totaal	80	55	62
Westerschelde	Oppervlakte	75	75	75
	Ontwikkelingsstadia	60	40	40
	Kwelder/schor totaal	45	30	30

¹ Gemiddelde van deelgebieden.*Natuurkwaliteit Kwelders en schorren totaal*

De afzonderlijke waarden voor Natuurkwaliteit oppervlakte kwelder/schor en Natuurkwaliteit ontwikkelingsstadia kwelder/schor zijn vermenigvuldigd tot de Natuurkwaliteit kwelder/schor totaal. Hiermee is de Natuurkwaliteit Kwelder/schor totaal een voorraadgrootheid voor het voorkomen en de kwaliteit van kwelders en schorren. Dit is vergelijkbaar met de indicator voor zeegras (zie Paragraaf 2.4.2).

Eenheid: percentage.

Gebied		Periode		
		1984-1989	1994-1999	2000-2006
Noordzeekustzone¹	Kwelders/schorren	29	47	47
Waddenzee	Zeegras	15	17	15
	Kwelders/schorren	24	26	33
	Gemiddeld	20	22	24
Westelijke Waddenzee	Zeegras	39	16	14
	Kwelders/schorren	5	4	8
	Gemiddeld	22	10	11
Oostelijke Waddenzee	Zeegras	1	0	6
	Kwelders/schorren	34	41	50
	Gemiddeld	18	21	28
Eems-Dollard	Zeegras	4	35	24
	Kwelders/schorren	34	33	42
	Gemiddeld	19	34	33
Delta-wateren	Zeegras	29	11	7
	Kwelders/schorren	63	43	46
	Gemiddeld	46	27	27
Oosterschelde	Zeegras	32	4	7
	Kwelders/schorren	80	55	62
	Gemiddeld	56	30	35
Westerschelde	Zeegras	33	33	20
	Kwelders/schorren	45	30	30
	Gemiddeld	39	32	25
Grevelingenmeer	Zeegras	41	0	0
Veerse Meer	Zeegras	9	5	0

¹ Het areaal aan kwelders en schorren wat in het gebied van de Noordzeekustzone valt is erg klein en atypisch, en is daarmee niet als representatief voor de kustzone te beschouwen. De Natuurkwaliteit van de soortgroep Hogere planten is daarom verder niet meegenomen in de bepaling van de Natuurkwaliteit van de Noordzee.

2.4.4 Natuurkwaliteit Hogere planten

De Natuurkwaliteit Hogere planten is het gemiddelde van de Natuurkwaliteit zeegras totaal en Natuurkwaliteit kwelders/schorren totaal.

2.5 Bodemdieren

2.5.1 Inleiding

Op en in de bodem van de zee leven ontelbaar veel organismen met een veelheid aan groeivormen, uit een veelheid van taxonomische groepen. Ontelbaar geldt hier in meerdere opzichten. Aan de ene kant is de Noordzee zo groot dat het tellen van deze, voor een groot deel kleine organismen ondoenlijk is. Bemonstering van een significant deel van de Noordzee wordt daarmee een activiteit van vele jaren. Tegelijkertijd treden er ook jaarlijkse en langjarige veranderingen op. Ontelbaar is soms ook het aantal dieren dat per m² in het sediment voorkomt.

De groep van bodemdieren waar het hier om gaat wordt ook wel aangeduid met de term *macrozoöbenthos*: het zijn de dieren (zoö) die op en in de bodem leven (*benthos*) en die met het blote oog waarneembaar zijn (*macro*). In de praktijk betekent dit dat er relatief kleine monsters genomen worden van de zeebodem (orde-grootte: 0,01 m²) en dat er geteld wordt wat op een zeef met een maaswijdte van 0,5 mm blijft liggen. Niet alle bodemdieren zijn echter klein: zeesterren (*Asterias rubens*), slangsterren (*Ophiura spec.*), kreeften (diverse genera) en noordkrompen (*Arctica islandica*) kunnen redelijke afmetingen bereiken (soms enkele tientallen centimeters). Voor deze dieren is een andere bemonsteringsmethode nodig om ze goed te kunnen waarnemen, doordat ze bijvoorbeeld te groot zijn en niet in de bemonsteringsapparatuur passen, doordat ze voorkomen in te kleine dichtheden om met de kleine monsternamen representatief te kunnen bemonsteren of doordat ze de bemonsteringsapparatuur zien aankomen en ervoor vluchten.

Zoals uit het bovenstaande blijkt, is bemonstering op de open zee niet gemakkelijk. Niet al het bodemleven is echter zo moeilijk te bemonsteren. Zo zijn de mosselbanken op de droogvallende platen in de Waddenzee lopend op te meten. En anders kunnen er bij laagwater vanuit de lucht foto's genomen worden die naderhand geïnterpreteerd kunnen worden.

De bodemdieren zijn een onmisbare schakel in het ecosysteem van de zee. Ze zijn van groot belang bij:

- het doorgeven van de primaire productie naar hogere trofische niveaus. De primaire productie vormt de energieleverancier van het mariene ecosysteem (biomassa wordt gevormd onder invloed van licht). Algen zijn echter te klein voor vissen en vogels om te eten. Bodemdieren kunnen de algen uit het water filtreren en zo de energie beschikbaar maken voor bodemdieren-etende vogels en vissen.

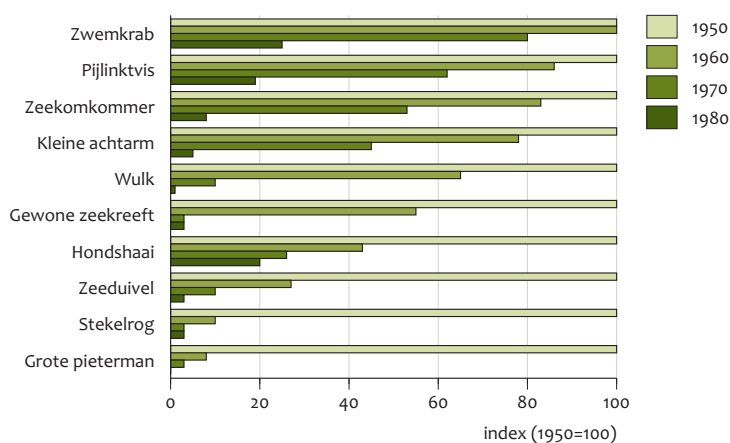
Ook dood organisch materiaal is een bron van voedsel voor bodemdieren, waarmee een link met de bacteriële voedselketen gemaakt wordt.

- het invangen van fijn zwevend materiaal en dit omzetten naar grover sedimenteerend materiaal. Hierdoor veranderen ze hun directe omgeving: het licht kan verder in het water doordringen en plaatselijk treedt extra sedimentatie op. Andere dieren kunnen hier vervolgens weer van profiteren en dit proces versterken. Op deze manier kunnen nieuwe structuren ontstaan op en in de zeebodem. Voorbeelden van deze zogenaamde 'ecobouwers' zijn kalkkokerwormen in de kustzone en mossel- en oesterbanken in zowel de ondiepe als de droogvallende delen van de kustwateren. Sommige bodemdieren spelen ook een rol bij het transport van stoffen van en naar het sediment doordat ze bijvoorbeeld gangen graven in de bodem (bijvoorbeeld wadpieren, kreeftjes) en zo eerder begraven materiaal weer naar de oppervlakte brengen of de uitwisseling van opgeloste stoffen tussen sediment en bovenstaand water vergroten.

De bodemdieren in zee vertegenwoordigen een grote biodiversiteit: zowel het aantal soortgroepen, het aantal soorten als het aantal levensvormen is groot. Over een lange periode is in de Noordzee een achteruitgang van bodemdieren geconstateerd (Figuur 2.11). Een factor die hierbij een grote rol speelt is de visserij (Lindeboom en De Groot, 1998; Bergman et al., 1998, 2005). De bodemvisserij met boomkor en borden-tuig woelt de bovenste laag van het sediment om (tot circa 8 cm diepte). Bodemdieren die op het sediment leven zijn hier gevoelig voor (beschadigingen na teruggooien dan wel hoge directe sterfte). Bepaalde soorten, met name de gangen-gravende mineerkreeftjes, zitten veelal dieper in de bodem en zijn relatief ongevoelig voor bodemvisserij (Figuur 2.12).

Als indicatoren voor de biodiversiteit van de bodemdieren zijn voor de verschillende gebieden gebruikt:

- noordkromp (*Arctica islandica*): open zee;
- nonnetje (*Macoma balthica*): kustwateren;
- purperslak (*Nucilla lapillus*): kustwateren;
- rode draadworm (*Heteromastus filiformis*): kustwateren;
- gewone garnaal (*Crangon crangon*): kustwateren;
- mosselbanken (*Mytilus edulis*): kustwateren;
- kokkelbanken (*Cerastoderma edulis*): kustwateren;
- macrofauna aantal soorten (KRW): kustwateren;
- macrofauna biomassa (KRW): kustwateren;
- macrofauna dichtheid (KRW): kustwateren;
- macrofauna similariteit (KRW): kustwateren.



Data: Lindeboom en De Groot (1998).



Aanwezigheid van broekster (*Amphora filiformis*, bovenin het sediment) en mineerkreeftjes *Upogebia deltaura* (links) en *Callianassa subterranea* (rechts) in het sediment van de Noordzee. Door hun gravende levenswijze zijn mineerkreeftjes grotendeels ongevoelig voor de bodemvisserij. Schaal: 15 x 15 x 15 cm.

Bron: Bergman et al. (2005).

2.5.2 Noordkromp (*Arctica islandica*)

De noordkromp is een schelpdier dat in de bodem van de open zee leeft (Foto 2.8). Half ingegraven in de bodem filtert het zijn voedsel uit het bovenstaande water. De noordkromp is een dier dat zeer lang leeft. In het Nederlandse deel van de Noordzee zijn dieren gevonden met een leeftijd van ongeveer 170 jaar. In de Atlantische Oceaan in de buurt van IJsland is een noordkromp gevonden met een leeftijd van 430 jaar. De leeftijd kan afgelezen worden aan de hand van de groeiringen in de schelpen (Foto 2.9). Ook op hoge leeftijd zijn de noordkrompen niet erg groot: maximaal circa 12 cm doorsnede, in de Noordzee maximaal circa 9 cm (Witbaard, 2007). Net als veel schelpdieren produceren de noordkrompen hun geslachtscellen in grote aantallen en spuiten vele dieren deze tegelijkertijd in de waterkolom. Na bevruchting leven de larven een periode planktonisch (zwevend in het water). Na zo'n 1 tot 2 maanden met de stroming mee te zijn gevoerd, zakken ze uit naar de bodem, waar ze op en in de bovenste laag van de bodem leven. Oudere noordkrompen leven ingegraven in de bodem, waarbij de bovenste rand zich net ter hoogte van de grens met het bovenstaande water bevindt. Vanwege deze levenswijze en de hoge ouderdom die ze kunnen bereiken, is de noordkromp gevoelig voor de effecten van bodemvisserij waarbij wekkerkettingen door het bovenste deel van de bodem getrokken worden. Hierdoor worden de schelpen van de noordkrompen beschadigd wat een verhoogde sterfte veroorzaakt (Witbaard, 2007). Dit heeft een negatief effect op de populatie (Bergman et al., 1998). De aantallen noordkrompen die in de rapportages vermeld worden voor de zeebodem, betreffen slechts een deel van alle noordkrompen die daar aanwezig zijn. Over het algemeen worden alleen de dieren van meer dan 2 cm weergegeven. De aantallen dieren op het Nederlands Continentaal Plat (NCP) die in deze categorie vallen, zijn dan nog steeds erg groot: ordegrootte 100 miljoen dieren (geschat op basis van de verspreidingskaart in Lindeboom et al., 2008). Noordkrompen worden volwassen (geslachtsrijp) vanaf ongeveer 6 jaar en 4 cm grootte (Witbaard, 2007). Vanwege het feit dat de bevruchting in het open water plaatsvindt, zijn hoge dichtheden van volwassen dieren wel een voorwaarde voor een succesvolle

voortplanting. Witbaard (2007) noemt een dichtheid van 1 m⁻² aan volwassen dieren waarbij in recente studies succesvolle broedval is aangetoond. De dichtheden op het NCP zijn veel lager (Figuur 2.13), waardoor het nog maar de vraag is of succesvolle voortplanting op het NCP momenteel nog wel mogelijk is. Op de Oestergronden en het Friese Front worden slechts incidenteel jonge dieren aangetroffen (Witbaard, 2007).

De noordkromp staat op de zogenaamde 'OSPAR list of threatened and/or declining species and habitats', maar is geen habitatrichtlijnsoort. De soort heeft daarmee niet de hoogste beschermingsstatus gekregen.

De noordkromp komt alleen in de noordelijke helft van het NCP voor (Figuur 2.13). Daar variëren de dichtheden van 0 tot meer dan 0,75 dieren per m².

Meesters et al. (2008) geven als indicatie voor een optimaal habitat een gemiddelde dichtheid van 10-286 dieren per m². Witbaard (2007) noemt een dichtheid van 0,1 tot 0,35 dieren per m² als mogelijkheid (streefbeeld) voor het Friese Front en de Oestergronden.

Omdat er geen betrouwbare schattingen (of zelfs maar benaderingen) zijn van de dichtheden in een referentiesituatie voor het hele NCP, kon de dichtheid van de noordkromp niet als indicator voor de Natuurkwaliteit op het NCP meegenomen worden.

Op basis van de beschadigingen van de schelpen van nog levende noordkrompen is een indicator ontwikkeld die de mate van aantasting van de populatie door de bodemvisserij met wekkerkettingen aangeeft (Witbaard, 1997; Baptist en Jagtman, 1997). Uit dit onderzoek bleek dat van de in de jaren 90 levende noordkrompen er circa 10% in de periode 1960-1970 een beschadiging had opgelopen, en circa 30% van de dieren een beschadiging had uit de periode na 1985. Dit onderzoek is na 2000 niet meer voortgezet.

Het gevolg van de slechts fragmentarisch aanwezige kennis is dat de noordkromp, toch een kenmerkende soort van de verder van de kust gelegen delen van de Noordzee en indicatief voor de toegenomen menselijke druk op het ecosysteem, niet kon worden meegenomen in de berekening van de Natuurkwaliteit.

Noordkromp (*Arctica islandica*)

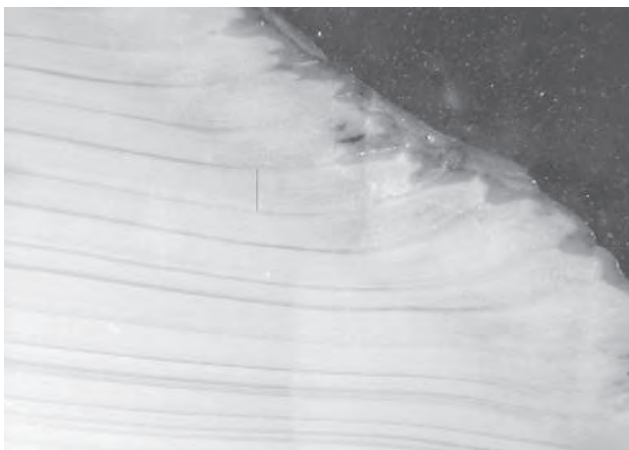
Foto 2.8



Doorsnede van schelp van de noordkromp met groeiringen

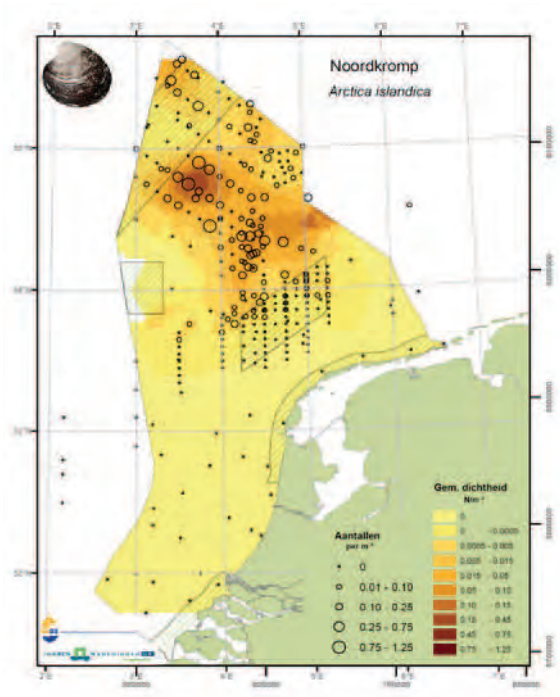
Foto 2.9

Verticaal loopt een breuklijn in de schelp als gevolg van een eerdere beschadiging



Verspreiding van de noordkromp (*Arctica islandica*) op het NCP, 2003-2007

Figuur 2.13



Bron: Lindeboom et al. (2008)

Noordkromp

Tabel 2.13

Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode.

Gebied			Periode			Bron
			1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Noordzee offshore	Referentie	-				Onvoldoende gegevens
	Waargenomen		-	-	-	Onvoldoende gegevens
	Kwaliteit		-	-	-	

2.5.3 Nonnetje (*Macoma balthica*)

Het nonnetje is een schelpdier dat in zacht substraat in de kustwateren voorkomt (Foto 2.10). Ze leven ingegraven in het zand of slik op zo'n 5 cm diepte. Voor hun voedsel speuren ze met hun zuigbuis (siphon) de oppervlakte van de bodem af naar algen (Figuur 2.14, links). Ze kunnen in grote aantallen in het wad en ondergedoken zandplaten voorkomen en zijn daarom een belangrijke voedselbron voor vissen en allerlei soorten vogels (zoals kanoet, scholekster, rosse grutto, bonte strandloper, eider en zwarte zee-eend; zie ook bij de Natuurkwaliteit van de vogels). Voor een deel worden daarbij alleen de siphonen gegeten (door bijvoorbeeld platvissen) voor een deel worden de schelpen zelf opgespoord, waarbij de kanoet gebruikmaakt van drukperceptie (Figuur 2.14, rechts). Nonnetjes zijn gevoelig voor eutrofiëring en habitat-verstoring, bijvoorbeeld door kokkelvisserij en andere vormen van bodemvisserij.

De gegevens van het nonnetje zijn afkomstig uit verschillende bronnen die onderzoek presenteren dat op verschillende plaatsen in de Waddenzee is uitgevoerd, en waarbij

blijkt dat de ruimtelijke verschillen en de verschillen tussen auteurs groot zijn (Figuur 2.15; Data: Baptist en Jagtman, 1997; Craeymeersch, in prep.; Dekker en Waasdorp 2002, 2003, 2005, 2006, 2007; Drent en Luttikhuisen, 2000; Essink en Beukema, 1986; Kraan et al., 2007; Piersma et al., 2001; Van Gils, 2004; Rijkswaterstaat waterstat.nl). Het is lastig een representatief beeld te krijgen voor de gehele westelijke of oostelijke Waddenzee. Ook is door de tijd heen is op verschillende plaatsen onderzoek gedaan en is soms niet precies beschreven welke aannames zijn gedaan. De lage aantallen in de lange tijdreeksen van de IMARES-bemonsteringen (Craeymeersch, in prep.) komen waarschijnlijk doordat kleine schelpen gemist worden (Craeymeersch, mond. meded.), terwijl bij Van Gils alle grootteklassen zijn meegenomen (Van Gils, 2004). De standaardmeetpunten Balgzand, Piet Scheveplaat en Heringsplaat worden al heel lang bemonsterd, maar beslaan maar een paar meetpunten waarvan afgevraagd kan worden hoe representatief ze zijn voor de totale gebieden. In deze studie zijn alle gegevens meegenomen als beste benadering van de werkelijkheid, en wel door per jaar een gemiddelde te berekenen.

Nonnetje met uitgestoken zuigbuis (siphon)

Foto 2.10

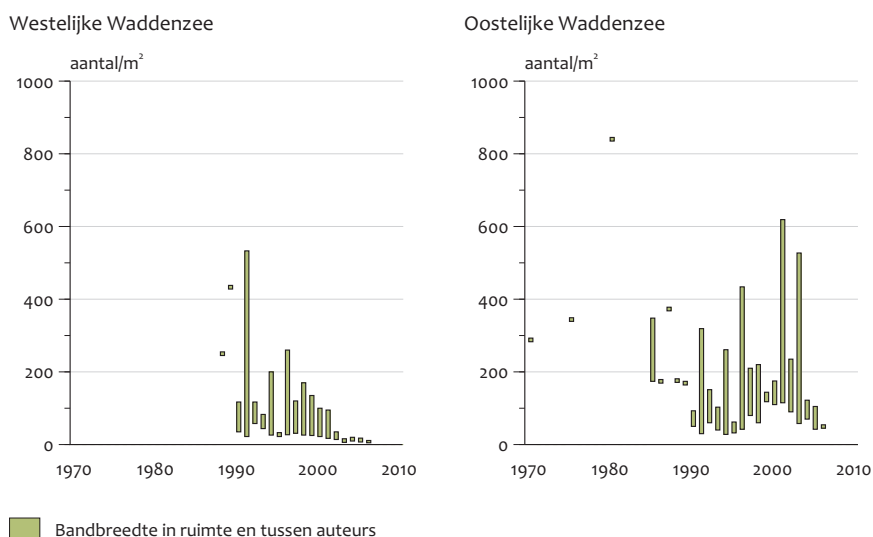


Nonnetje met siphon en methode van voedselzoeken van kanoet

Figuur 2.14



Bron: Natuurinformatie.nl.



Data: diverse bronnen (zie tekst). Bewerking: PBL

Nonnetje (*Macoma balthica*)

Tabel 2.14

Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode.
Eenheid: dichtheid: aantallen per m²; Natuurkwaliteit: percentage.

Gebied		Periode			Bron
		1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Noordzeekustzone	Referentie	16			Baptist en Jagtman (1997) ¹
	Waargenomen	38	81	56	
	Kwaliteit	100	100	100	
Waddenzee	Kwaliteit	84	75	46	Gemiddelde van deelgebieden
Westelijke Waddenzee	Referentie	100			
	Waargenomen	239	97	23	
	Kwaliteit	100	97	23	Baptist en Jagtman (1997) ²
Oostelijke Waddenzee	Referentie	400			
	Waargenomen	209	140	141	
	Kwaliteit	52	34	30	Baptist en Jagtman (1997) ²
Eems-Dollard	Referentie	140			
	Waargenomen	213	223	179	
	Kwaliteit	100	94	86	Gemiddelde van deelgebieden
Delta-wateren	Kwaliteit	27	52	52	
Oosterschelde	Referentie	25			Baptist en Jagtman (1997) ³
	Waargenomen	5	10	19	
	Kwaliteit	21	40	58	
Westerschelde	Referentie	300			Baptist en Jagtman (1997) ³
	Waargenomen	98	385	152	
	Kwaliteit	33	64	45	

¹ Bronnen Noordzee: Baptist en Jagtman (1997); Craeymeersch en Hummel (2004); Craeymeersch et al. (2006); Craeymeersch et al. (in prep); Daan en Mulder (2005); Van der Valk en Kriesch (2001).

² Bronnen Waddenzee en Eems-Dollard: Baptist en Jagtman (1997); Craeymeersch et al. (in prep); Dekker et al. (2002, 2003); Dekker en Waasdorp (2005, 2006, 2007); Drent en Luttikhuisen (2000); Essink en Beukema (1986); Kamermans et al. (2004); Kraan et al. (2007); Piersma et al. (2001); Rijkswaterstaat waterstat.nl; Van Gils (2004).

³ Bronnen Delta-wateren: Baptist en Jagtman (1997); Craeymeersch et al. (in prep); Kamermans et al. (2004); Sijstermans et al. (2001, 2005); Ysebaert et al. (1991, 1993); Ysebaert en Herman (2002).

Gewone garnaal (*Crangon crangon*)

Tabel 2.15

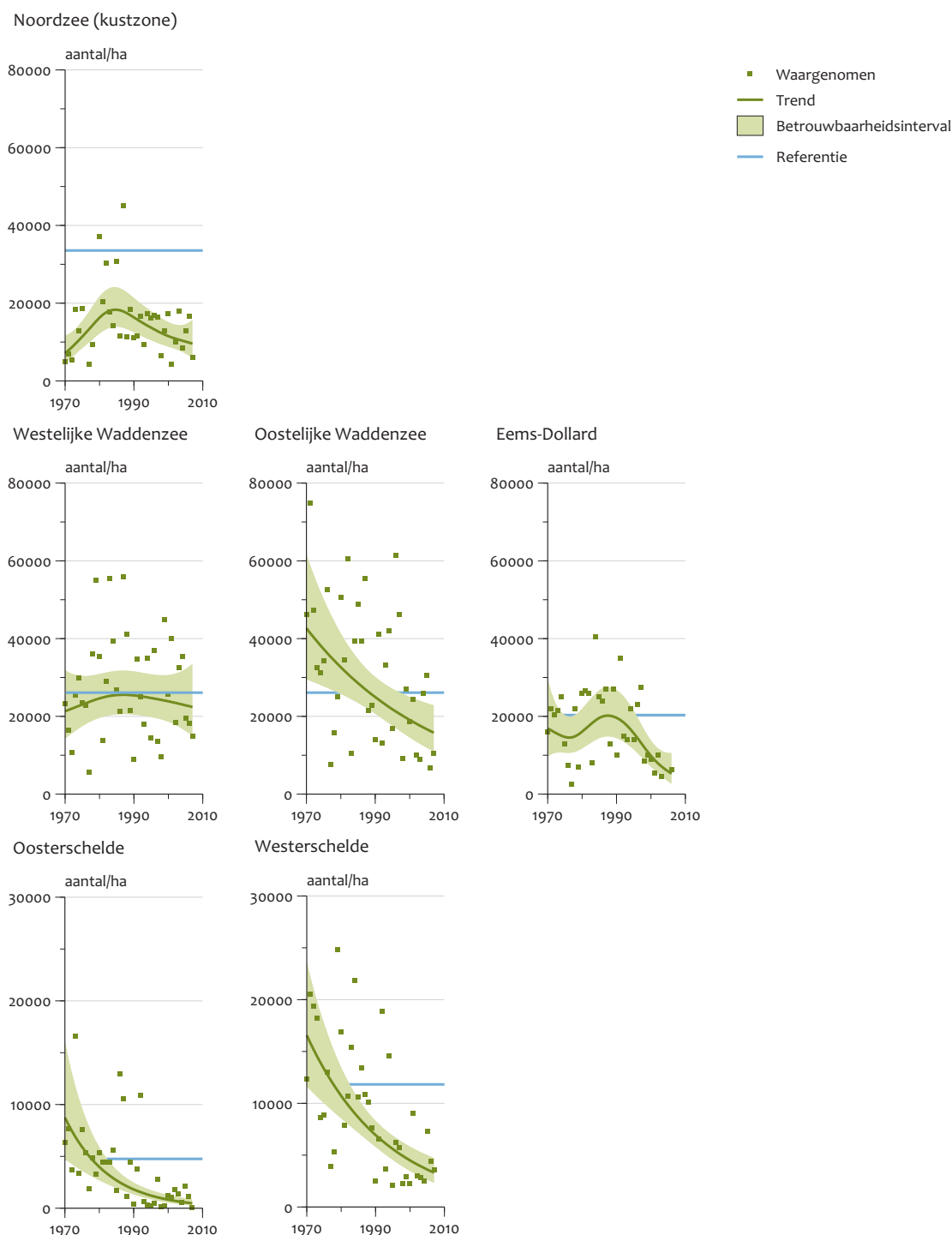
Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode.
Eenheid: Dichtheid: aantal dieren per ha; Natuurkwaliteit: percentage.

Gebied			Periode			Bron
			1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Noordzeekustzone	Referentie	33.552				Periode 1980-1982
	Waargenomen		23.098	15.730	12.323	IMARES
	Kwaliteit		57	47	37	
Waddenzee	Kwaliteit		88	72	51	Gemiddelde van deelgebieden
Westelijke Waddenzee	Referentie	26.105				Periode 1980-1982
	Waargenomen		34.312	25.736	25.600	IMARES
	Kwaliteit		94	74	84	
Oostelijke Waddenzee	Referentie	48.565				Periode 1980-1982
	Waargenomen		37.902	33.755	16.981	IMARES
	Kwaliteit		76	65	35	
Eems-Dollard	Referentie	20.339				Periode 1980-1982
	Waargenomen		26.083	17.500	7.075	IMARES
	Kwaliteit		94	77	35	
Delta-wateren	Kwaliteit		83	30	31	Gemiddelde van deelgebieden
Oosterschelde	Referentie	4.756				Periode 1980-1982
	Waargenomen		6.085	710	1.169	IMARES
	Kwaliteit		76	15	25	
Westerschelde	Referentie	11.826				Periode 1980-1982
	Waargenomen		12.423	5.638	4.370	IMARES
	Kwaliteit		89	44	37	

2.5.4 Gewone garnaal (*Crangon crangon*)

De soort 'gewone garnaal' (*Crangon crangon*) is een soort die op de bodem leeft in kustwateren en de ondiepere delen van de Noordzee. De garnaal voedt zich met zo'n beetje alles wat hij daar tegenkomt. Dat kan aas zijn, maar ook larven van bijvoorbeeld platvissen of zeer jonge mosseltjes. De garnaal is zelf ook weer voedsel voor vogels en vissen. De gewone garnaal geldt als een indicator voor de kraamkamerfunctie van de kustwateren. De garnaal wordt bevestigd, waarbij relatief veel andere bodemdieren en vissen bijgevangen worden. De intensiteit van de garnalenvisserij in de kustzone is grotendeels onbekend. Klinge et al. (2004) stellen de gewone garnaal voor als indicator voor de Kaderrichtlijn Water, maar er is nog geen maatlat voor ontwikkeld.

Baptist en Jagtman (1997) gebruiken referenties van langjarige metingen in de eenheid duizendtallen per standaardtrek, waarbij de periode 1980-1982 als referentieperiode genomen is. Voor de Noordzeekustzone noemen ze 17.800 garnalen per standaardtrek voor de periode De huidige meetwaarden worden niet meer per standaardtrek maar per ha geregistreerd. Van der Valk en Kriesch (2001) geven dichtheden van maximaal 185,9 dieren per 100 m² (dit is 18.590 dieren per ha) in de kustzone in 1997. Door IMARES zijn de gemiddelde vangstdichtheden per gebied voor de verschillende jaren in de periode 1970-2007 aangeleverd (Figuur 2.16). Als referentieperiode is 1980-1982 aangehouden.



Data: IMARES.

2.5.5 Rode draadworm (*Heteromastus filiformis*)

De rode draadworm (*Heteromastus filiformis*) is gebruikt in de AMOEBE's van de zoute wateren (Baptist en Jagtman, 1997). De veronderstelde relatie met eutrofiëring is echter onduidelijk. Verder is alleen van het Balgzand een langlopende meetserie beschikbaar. Van der Valk en Kriesch (2001) raden binnen het project GONZ af om de rode draadworm als indicator te continueren vanwege de moeilijke interpreteerbaarheid van de gevonden dichtheden en schommelingen daarin. Deze indicator is daarom niet in de Natuurkwaliteit opgenomen.

2.5.6 Purperslak (*Nucilla lapillus*)

De purperslak (*Nucilla lapillus*) is een roofslak van harde substraten (dijkvoeten, strekdammen, stortstenen) in de intergetijdezone en is in de AMOEBE's opgenomen. De purperslak is gevoelig voor verontreiniging van het water met hormoonverstorende stoffen zoals tributyltin (TBT). Omdat in de Natuurkwaliteit momenteel kunstmatig hard substraat en de flora en fauna daarvan niet als onderdeel van het natuurlijke ecosysteem wordt beschouwd (ook niet in de Oosterschelde) is de purperslak hier niet meegenomen. Zie ook de discussie in Paragraaf 2.11.



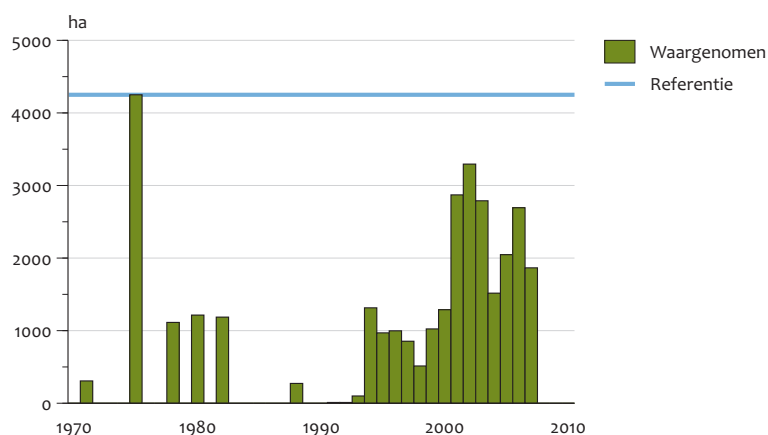
2.5.7 Mosselbanken (*Mytilus edulis*)

Mosselbanken zijn plekken waar veel mossels (*Mytilus edulis*) bij en op elkaar op het droogvallende wad leven. De mosselen filteren het water dat over de bank spoelt, en zetten pseudo-faeces af. Hierdoor ontstaat een apart biotoop waardoor ook andere organismen zich hier kunnen gaan vestigen. De ophoging van het wad gaat sneller op plaatsen met mosselbanken. Als zodanig zijn mossels dus ecosysteembouwers: ze veranderen hun omgeving en scheppen zo mogelijkheden voor andere organismen. Mosselbanken kunnen vele jaren achtereen op dezelfde plaatsen in stand blijven (Dankers et al., 2003). Jong mosselbroed wordt door de mosselvisserij gebruikt om uit te zaaien op de mosselkweekpercelen (voornamelijk in de Waddenzee). Dit jonge mosselbroed (ook wel mosselzaad genoemd) wordt opgevisst vanaf onderwatergelegen mosselbanken (sublittorale mosselbanken). Nadat in 1998 minder dan 200 ha mosselbanken in de Waddenzee aanwezig was, door stormen en bevissing, werd besloten een deel van de mosselbanken uit te sluiten van de mosselzaadvisserij. Alleen op zogenaamde instabiele banken mocht nog gevisst worden. Jarenlang is vanuit de mosselsector aangevoerd dat de stabiliteit van een mosselbank voorafgaand aan een stormseizoen ingeschat kan worden. Zogenaamde instabiele banken zouden in de winter wegslaan en daarom voor de winter opgevisst kunnen worden. Hier is veel discussie over ontstaan, bijvoorbeeld over de rol van deze mosselen als voedselvoorraden voor eiders in de winter. Winters zonder stormen (en zonder weggeslagen mosselbanken) droegen ook niet bij aan de duidelijkheid van het concept 'instabiele mosselbank'. Tegenwoordig worden mosselbanken op droogvallende platen (de zogenaamde litorale mosselbanken) niet meer bevisst. Om de natuurschade door het opvissen van mosselbroed te verminderen is, op initiatief van de Waddenvereniging, in een convenant tussen mosselvisserij, natuurbeschermingsorganisaties en LNV afgesproken om in de komende jaren steeds meer mosselzaad kunstmatig in te vangen (in mosselzaadinvanginstallaties) en steeds minder wilde, sublitorale (onderwatergelegen) mosselbanken te

bevissen. Op termijn zou dan ook de biodiversiteit van de sublitorale mosselbanken zich kunnen herstellen. Potentieel zijn de sublitorale mosselbanken namelijk zeer soortenrijke groeiplaatsen voor allerlei organismen die profiteren van het natuurlijke harde substraat dat de mosselbanken bieden.

Voor de Natuurkwaliteit is alleen de oppervlakte aan droogvallende mosselbanken meegenomen. Van de soortensamenstelling van de mosselbanken is nog onvoldoende bekend hoe deze er onder natuurlijke omstandigheden uit zou kunnen zien. Ditzelfde geldt ook voor de sublitorale mosselbanken. Voor de oppervlakte mosselbank in een referentiesituatie zijn uiteenlopende schattingen gedaan. Vanwege de grote veranderingen in hydrodynamiek van bijvoorbeeld de Waddenzee (in verband met de aanleg van de Afsluitdijk en het verdwijnen van de Zuiderzee) is van een geheel natuurlijke referentie al geen sprake. Verschillende uitgangspunten leiden tot verschillende schattingen voor de oppervlakte aan natuurlijke mosselbanken. Globaal zijn hier de referentiewaarden voor de KRW overgenomen, wat een referentieperiode inhoudt van in de jaren 70 voor de Waddenzee, begin jaren 80 voor de Oosterschelde, onbekend voor de Westerschelde, onbekend voor Eems-Dollard (maar vergelijkbaar met maximum over de laatste 10 jaar) (zie ook Ysebaert, 2007).

De KRW hanteert voor de mosselbanken in de Waddenzee in de referentiesituatie een oppervlakte van 4.200 ha (voor de Waddenzee exclusief de Eems-Dollard). Dit is beduidend meer dan de 2.500 ha die door Baptist en Jagtman (1997) gehanteerd wordt, maar wordt wel realistisch geacht (Ysebaert, 2007). Doordat door de mosselvisserij jaarlijks voor miljoenen kilo's mosselen is opgevisst, is niet te zeggen welk areaal er van nature in de Waddenzee kan voorkomen (Dankers et al., 2003). Maximaal is er in de periode 1971-1982 ongeveer 5.600 ha mosselbanken waargenomen (Dankers et al., 2003). De schatting van 4.200 ha voor de KRW is waarschijnlijk inclusief circa 200 ha voor de Eems-Dollard (Ysebaert, 2007), daarom is hier een referentieareaal van 4.000 ha voor de oostelijke en westelijke Waddenzee samen aangehouden. De verdeling



Data: diverse bronnen (zie tekst). Bewerking: PBL

over westelijke en oostelijke Waddenzee is gelijk gehouden aan die in Baptist en Jagtman (1997), wat leidt tot 800 ha in de westelijke Waddenzee en 3.200 ha in de oostelijke Waddenzee. Figuur 2.17 geeft het verloop van de oppervlakte aan mosselbanken in de Waddenzee (inclusief de Eems-Dollard; data: Baptist en Jagtman, 1997; Dankers et al., 2003; Meesters et al., 2009b).

Voor de Eems-Dollard is de referentiewaarde van 5 ha van Baptist en Jagtman (1997) erg laag. Ysebaert (2007) constateert dat litorale mosselbanken thuis horen in de Eems-Dollard en dat een referentie van 200-300 ha realistisch is. De KRW-referentie gaat uit van een percentage van de gebiedsoppervlakte maar komt bij de gegeven oppervlakte uit op 250 ha (Van der Molen en Pot, 2007a), wat overeenkomt met de aanbeveling van Ysebaert. Mosselbanken in het gebied Hond-Paap in de Eems worden in sommige studies aan de Waddenzee toegerekend (Ysebaert, 2007). De mosselbanken in de Eems komen allemaal voor in het watertype Estuarium (O2) van de KRW. Een oppervlakte van 250 ha mosselbanken in de Eems-Dollard is als referentie voor de Natuurkwaliteit aangehouden.

De oppervlaktes van mosselbanken in de Oosterschelde zijn minder goed bekend. In de Oosterschelde waren voor de bouw van de Oosterscheldedekering mossels op wilde

mosselbanken aanwezig. Daarnaast waren er mossels uitgezaaid op de mosselpercelen (mossels uit bijvoorbeeld de Waddenzee), in afwachting van de afvoer voor consumptie. Baptist en Jagtman (1997) noemen geen getal voor 1984 en 0 ha voor 1994 (voor dit jaar zou volgens hen de oppervlakte aan mosselbanken voor heel Nederland 0 ha zijn, wat niet overeenkomt met cijfers uit onder andere de Waddenzee, zie ook Figuur 2.17). Ysebaert (2007) noemt 400 ha aan mosselbanken op kweekpercelen in 1985 en 1988 en 70 ha mosselbroed op zowel wilde mosselbanken als kweekpercelen in 1994 als gevolg van een incidentele mosselzaadval. Dit laatste is ook het geval in 2001 (35 ha). Hieruit kan in ieder geval geconcludeerd worden dat de oppervlaktes aan wilde mosselbanken in de Oosterschelde zeer klein zijn en alleen optreden na het incidenteel optreden van broedval. De oppervlaktes mosselbanken in de Oosterschelde zijn daarom voor de laatste perioden op 0 ha gesteld.

De oppervlaktes mosselbanken worden zowel in het voorjaar als in het najaar opgenomen. Hier is, indien mogelijk, het gemiddelde van beide opnames gebruikt. De verdeling over de deelgebieden oostelijke en westelijke Waddenzee en Eems-Dollard is gedaan met behulp van het kaartmateriaal uit Steenbergen et al. (2005).

Overzicht referenties mosselbanken

Tabel 2.16

Eenheid: ha.

Water	KRW-type	Referentie	Bron	EKR-score KRW
Waddenzee	K2 (beschutte kust); excl. Eems-Dollard	2.505	Baptist en Jagtman (1997)	0,55
		1,8% van oppervlakte Waddenzee in 1930 (234.500 ha): 4.200 ha (aangetroffen in 1975)	Van der Molen en Pot (2007a), Ysebaert (2007)	
		4.250	Deze studie (inclusief Eems-Dollard)	
Westelijke Waddenzee		500	Baptist en Jagtman (1997)	
		800	Deze studie	
Oostelijke Waddenzee		2.000	Baptist en Jagtman (1997)	
		3.200	Deze studie	
Eems-Dollard	O2 (estuarium)	5	Baptist en Jagtman (1997)	0,68
		1,4% van oppervlakte Eems-Dollard in 1950 (17.600 ha): 250 ha	Van der Molen en Pot (2007a)	
Oosterschelde	K2 (beschutte kust)	1,1% van oppervlakte Oosterschelde in 1983 (45.200 ha): 500 ha	Van der Molen en Pot (2007a)	0,00
		500	Baptist en Jagtman (1997), Ysebaert (2007)	
Westerschelde	O2 (estuarium)	0,55% van oppervlakte Westerschelde in 1900 (36.600 ha): 200 ha	Van der Molen en Pot (2007a)	0,00
		200	Baptist en Jagtman (1997), Ysebaert (2007)	

Mosselbanken

Tabel 2.17

Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode.

Eenheid: Oppervlakte: ha; Natuurkwaliteit: percentage.

Gebied			Periode			Bron
			1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Waddenzee	Kwaliteit		3	25	55	Gemiddelde van deelgebieden
Westelijke Waddenzee	Referentie	800				zie tekst
	Waargenomen		0	393	210	Baptist en Jagtman (2007); Steenbergen et al. (2006); Meesters et al. (2009b)
Oostelijke Waddenzee	Kwaliteit		0	49	26	
	Referentie	3.200				zie tekst
	Waargenomen		273	743	2.017	Baptist en Jagtman (2007); Steenbergen et al. (2006); Meesters et al. (2009b)
Eems-Dollard	Kwaliteit		9	23	63	
	Referentie	250				KRW
	Waargenomen		0	4	194	Baptist en Jagtman (1997), Ysebaert (2007)
Delta-wateren Oosterschelde	Kwaliteit		0	2	76	
	Kwaliteit		-	1	0	Gemiddelde van deelgebieden
	Referentie	500				KRW, Baptist en Jagtman (2007)
Westerschelde	Waargenomen		-	0	0	zie tekst
	Kwaliteit		-	0	0	
	Referentie	250				KRW, Baptist en Jagtman (2007)
	Waargenomen		5	2	0	Schatting op basis van Ysebaert (2007)
	Kwaliteit		2	1	0	

2.5.8 Kokkelbanken (*Cerastoderma edulis*)

Kokkels (*Cerastoderma edulis*) zijn schelpdieren die ingegraven in het zand leven, waarbij ze hun voedsel uit het water filteren (Foto 2.13). Kokkels zijn de afgelopen jaren uitgebreid in het nieuws geweest vanwege de belangrijke rol die zij spelen voor de voedselvoorziening van vogels in de Waddenzee en Oosterschelde, onder andere scholekster en eider. De kokkels komen verspreid voor in de Waddenzee, maar het meest interessant voor de vogels zijn de plaatsen waar ze in grote dichteden voorkomen. Ze vormen niet zoals mossels permanente banken die boven het sediment uitsteken. Toch wordt de term kokkelbank gebruikt, en wel voor plaatsen waar meer dan 50 kokkels per m² aanwezig zijn. In de Waddenzee werden vóór 2005 met schepen en korren op mechanische wijze kokkels opgevisst. Dit gebeurde in enkele weken in het voorjaar, soms met twintig schepen tegelijkertijd. Het ging toen vooral om de plaatsen waar de kokkels in de hoogste dichtheden aanwezig waren. Na het stoppen van de mechanische kokkelvisserij mag (sinds 2006) op het wad alleen nog handmatig naar kokkels gevist worden. Deze vorm van visserij gebeurt met een soort hark die met de hand door het sediment getrokken wordt waardoor de grotere kokkels als het ware uit de bodem geharkt

worden (zie Foto 2.14). Het aantal vergunningen voor deze handkokkelvisserij werd uitgebreid. Het totaal aan vergunningen is nu beperkt, evenals de toegestane totale hoeveelheid op te vissen kokkels. De schaal waarop deze visserij nu plaatsvindt is vergelijkbaar met de mechanische kokkelvisserij qua kilo's opgeviste kokkels, maar vindt over een veel grotere oppervlakte plaats gedurende een groter deel van het jaar (1 juli tot 1 september). Schepen en lampen worden ingezet om zowel overdag als 's nachts te kunnen vissen. Ook de handkokkelvisserij richt zich op de plaatsen waar de kokkeldichtheden het hoogst zijn, net als de vogels in de Waddenzee. Er treedt dus wel concurrentie op, in welke mate precies is niet bekend, aangezien de gegevens over de opgeviste hoeveelheden van de handkokkelvisserij niet openbaar zijn. De provincie Friesland heeft inmiddels in de Waddenzee een zone langs de eilanden afgesloten voor de handkokkelvisserij om het ongestoord kunnen foerageren van de vogels te kunnen garanderen.

Van de hoeveelheden kokkels en oppervlakten aan kokkelbanken zijn van vóór 1990 geen betrouwbare gegevens bekend, vooral omdat er in die periode alleen gegevens

Kokkels

Foto 2.13



Handkokkelvisserij in de Waddenzee

Foto 2.14

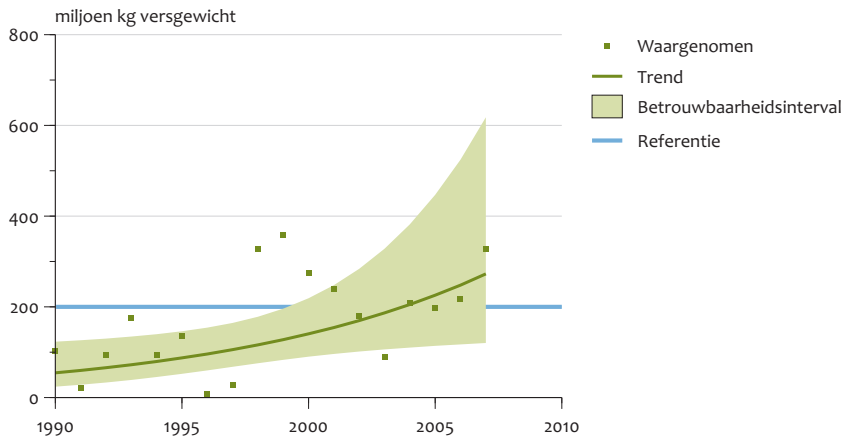
De volle manden worden in rubberbootjes gestort die weer overgeladen worden op het schip dat in de buurt voor anker ligt.



Handkokkelaar en zeehond in de Waddenzee

Foto 2.15





Data: Meesters et al. (2009b)

beschikbaar zijn van het Balgzand en gebleken is dat deze niet representatief zijn voor de gehele Waddenzee (Kamermans et al., 2004). In de Waddenzee bevinden de kokkels zich vooral in het oostelijk deel van de Waddenzee: gemiddeld 77% in de oostelijke Waddenzee, 22% in de westelijke Waddenzee en 1% in de Eems-Dollard (data van het versgewicht aan kokkels over de periode 1990-2007; Meesters et al., 2009b).

Referenties voor de kokkelbanken worden gegeven door Baptist en Jagtman (1997) in aantal ha voor de verschillende (deel)gebieden, waarbij iets een kokkelbank is als er meer dan 50 dieren per m² aanwezig zijn. Bij de vergelijking van deze referentiewaarden met meetgegevens is het van belang dat de definitie gelijk is, bijvoorbeeld vanaf welke schelpgrootte een dier meetelt. Dit blijkt niet uit de publicatie van Baptist en Jagtman, noch wordt er een historische meetreeks gegeven waaraan dit te toetsen is. Als referentie voor de Waddenzee (inclusief Eems-Dollard) wordt genoemd 12.500 ha kokkelbank (overigens met een onder- en bovengrens van respectievelijk 6.250 ha en 18.750 ha). Als 3-jarig gemiddelde meetwaarde voor 1994 geven ze 8.800 ha. Voor de Delta-wateren is dit respectievelijk 8.500 ha en 4.400 ha. Langjarige historische meetreeksen worden wel genoemd in Meesters et al. (2009b) maar hierbij gaat het om de biomassa aan kokkels. Meesters et al. geven voor het voorjaar van de jaren 1993, 1994 en 1995 biomassa's versgewicht van respectievelijk 175, 93 en 135 miljoen kg (gemiddeld 134 miljoen kg) voor de Waddenzee, respectievelijk 32, 32 en 28 miljoen kg (gemiddeld 31 miljoen kg) voor de Oosterschelde en respectievelijk 10, 6 en 6 miljoen kg (gemiddeld 7 miljoen kg) voor de Westerschelde.

Hieruit blijkt dat oppervlakte en biomassa in Waddenzee en Delta-wateren niet gelijk op gaan: vergelijk 8.800 ha en 4.400 ha (de helft van het aantal ha in de Delta-wateren ten opzichte van de Waddenzee) en 134 en 38 miljoen kg (iets meer dan een kwart van de biomassa in de Delta-wateren ten opzichte van de Waddenzee). Kamermans et al. (2003) geven voor de periode 1993-1995 een oppervlakte kokkelbanken in de Waddenzee van gemiddeld 16.700 ha. Dit is bijna tweemaal zoveel als de 8.800 ha die door Baptist en Jagtman (1997) voor deze periode gegeven wordt. Concluderend bestaat er onzekerheid over de interpretatie van de referentiewaarden uit Baptist en Jagtman. Voor de berekening van de Natuurkwaliteit is gekozen om de verhouding tussen de gegevens in Baptist en Jagtman (1997) te gebruiken voor de omrekening van de gegevens uit Meesters et al. (2009b; Figuur 2.18) naar een referentiewaarde in termen van biomassa. De vergelijking met de referentie kan dan in termen van biomassa gebeuren, waarbij het nog steeds om kokkelbanken gaat, namelijk de plaatsen waar meer dan 50 kokkels per m² aanwezig zijn. Voor de Waddenzee is de referentie op $200 \cdot 10^6$ kg versgewicht aan kokkels berekend: 12.500 ha kokkelbank in de referentie van Baptist en Jagtman (1997) gedeeld door 8.800 ha kokkelbank aanwezig in de periode 1993-1995 volgens Baptist en Jagtman (1997) en vermenigvuldigd met gemiddeld 134 miljoen kg versgewicht aan kokkels in dezelfde periode volgens Meesters et al. (2009b). Voor de Delta-wateren is de referentie $75 \cdot 10^6$ kg versgewicht aan kokkels. Bij het verdelen van deze referentiegetallen over de deelgebieden is de verhouding in de referentiegetallen uit Baptist en Jagtman (1997) aangehouden.

Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode.
Eenheid: Biomassa: 10⁶ kg versgewicht; Natuurkwaliteit: percentage.

Gebied			Periode			Bron
			1984-1989 ¹	1994-1999	2000-2006	
Waddenzee	Kwaliteit		42	54	52	Gemiddelde van deelgebieden
Westelijke Waddenzee	Referentie	95				²
	Waargenomen		37	52	46	³
	Kwaliteit		39	55	48	
Oostelijke Waddenzee	Referentie	80				²
	Waargenomen		66	102	167	³
	Kwaliteit		83	100	100	
Eems-Dollard	Referentie	25				²
	Waargenomen		1	2	2	^{3,4}
	Kwaliteit		4	6	8	
Delta-wateren	Kwaliteit		56	32	41	Gemiddelde van deelgebieden
Oosterschelde	Referentie	50				²
	Waargenomen		44	20	29	⁵
	Kwaliteit		88	40	58	
Westerschelde	Referentie	25				²
	Waargenomen		6 ⁶	6	6	⁵
	Kwaliteit		24	24	24	

¹ Waarden voor periode 1984-1989 afkomstig uit 1990.

² Berekend uit data van Baptist en Jagtman (2007) en Meesters et al. (2009b); zie tekst.

³ Kamermans et al., 2004; Ens en Kats (2004), Kesteloo et al. (2005, 2006, 2007).

⁴ Kokkelbiomassa in Eems-Dollard gemiddeld 1% van totale Waddenzee; zie tekst.

⁵ Meesters et al. (2009b); Kesteloo et al. (2005, 2006, 2007).

⁶ Waarde van 1994-1999 gebruikt.

2.5.9 Macrofauna-indicator Kaderrichtlijn Water Kust- en overgangswateren

Inleiding

De macrofauna-indicator voor de overgangs- en kustwateren en zoute meren voor de Kaderrichtlijn Water verschilt structureel van die van de KRW-maatlatten van de macrofauna-indicator van de zoete wateren. De KRW-maatlat voor de macrofauna voor de zoute wateren is opgebouwd uit drie aspecten:

1. P/B ratio; verhouding tussen de primaire productie en de biomassa van de macrofauna;
2. Oppervlakte aan morfologische eenheden (intergetijdegebied, mosselbank, ondiep water, diep water);
3. Een op gemeenschapsniveau gedefinieerde indicator die zelf weer is opgebouwd uit 4 onderdelen:
 - a. aantal soorten per m²
 - b. dichtheid aan dieren per m²
 - c. totale biomassa aan macrofauna per m²
 - d. similariteit (overeenkomst) in soortensamenstelling met referentie.

De P/B ratio is een kenmerk van het ecosysteem wat aangeeft of er genoeg primaire productie in het ecosysteem plaatsvindt om de aanwezige biomassa aan macrofauna (met name de schelpdieren) te ondersteunen. Dit aspect gaat ver buiten de hier gebruikte definitie van biodiversiteit van macrofauna en is daarom niet in de berekening van de Natuurkwaliteit meegenomen.

De oppervlakte aan morfologische eenheden betreft de morfologie van het watersysteem en de verdeling over water en droogvallende gebieden. Hoewel dit wel gerelateerd aan de potentie voor de aanwezigheid van macrofauna, is dit niet een specifieke maat voor de biodiversiteit van macrofauna. Het kenmerk aan areaal mosselbank is in de Natuurkwaliteit apart opgenomen (Paragraaf 2.5.7) evenals het areaal kokkelbank (Paragraaf 2.5.8) bij de soortgroep Macrofauna. Het areaal kwelders en schorren is opgenomen bij de soortgroep Hogere planten (Paragraaf 2.4.3).

De KRW-deelmaatlatten voor dichtheid en biomassa gaan uit van een optimum ('meer' is niet altijd 'beter'). Dit verschilt van de methodiek van de Natuurkwaliteit waarbij over het algemeen de dichtheid van afzonderlijke soorten gehanteerd wordt. Voor de Natuurkwaliteit is hier gekozen de KRW-maatlatten voor dichtheid en biomassa over te nemen. Samen met het aantal soorten en de similariteit (de andere KRW-deelmaatlatten) geeft deze maatlat een goed beeld van de biodiversiteit van de macrofauna. Onder suboptimale omstandigheden met zeer hoge dichtheden aan dieren en zeer veel biomassa wordt de Natuurkwaliteit berekend door

de referentiewaarde te delen door de actuele waarde. Dit is analoog aan de manier waarop de deelmaatlatten voor dichtheid en biomassa zijn gedefinieerd binnen de KRW-maatlat.

Bij het opstellen van de referenties en maatlatten voor de Kaderrichtlijn Water zijn binnen ecosystemen meerdere habitats onderscheiden, waarvoor afzonderlijke analyses zijn gemaakt (Van Hoey et al., 2007). De maatlatten zijn dermate verschillend van de manier waarop vóór de Kaderrichtlijn Water onderzoek naar macrofauna werd gedaan, dat geschikte historische meetgegevens voor veel systemen ontbreken. Hierdoor zijn de referenties gebaseerd op veelal recente perioden (bijvoorbeeld voor de Eems-Dollard: 1996-2003; voor het Grevelingenmeer: 1990-1994) en is de huidige toestand voor veel habitats binnen de kustwatersystemen niet te schatten. Zo is de habitat 'brak, middenlitoraal met lage dynamiek' het enige habitat binnen de Eems-Dollard waarvoor de kwaliteit is bepaald, hoewel het slechts een van de veertien habitats is die in de Eems-Dollard onderscheiden wordt, en dit slechts 18% van de oppervlakte van de Eems-Dollard beslaat. Binnen de rapportage van de referenties en maatlatten van de KRW (Van der Molen en Pot, 2007a) is ervoor gekozen de resultaten van één habitat te gebruiken (Oosterschelde, Westerschelde, Waddenzee), of is ervoor gekozen om maatlatten van verschillende watertypen te integreren: voor de kustzones K1 (open, polyhalien) en K3 (open euhalien; zie Ysebaert, 2007).

Voor de berekening van de Natuurkwaliteit zijn de gegevens van de afzonderlijke habitats gebruikt. Omdat de afzonderlijke habitats ieder voor zich een belangrijk aspect van de biodiversiteit van het systeem vormen, zijn voor het berekenen van de Natuurkwaliteit per watersysteem de resultaten van de habitats (ongewogen) gemiddeld.

Macrofauna aantal soorten

Voor het aantal soorten geldt: hoe hoger het aantal soorten, hoe hoger de Natuurkwaliteit.

Bodemdieren dichtheid

Een dichtheid zowel onder als boven de referentiewaarde wordt negatief beoordeeld.

Bodemdieren biomassa

Een biomassa zowel onder als boven de referentiewaarde wordt negatief beoordeeld.

Bodemdieren similariteit

Hoe meer de soortensamenstelling op die van de referentie lijkt, hoe hoger de similariteit, en daarmee de kwaliteit.

Bodemdieren aantal soorten

Tabel 2.19

Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode.
Eenheid: aantal soorten per m2; Natuurkwaliteit: percentage.

Gebied			Periode			Bron
			1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Noordzeekustzone	Kwaliteit				64	Gemiddelde van deelgebieden
Hollandse kust (K1)	Referentie	115				KRW ^{1,2}
	Waargenomen				93	KRW ^{1,3}
	Kwaliteit				81	
Waddenkust (K3)	Referentie	115				KRW ^{1,2}
	Waargenomen				53	KRW ^{1,3}
	Kwaliteit				46	
Waddenzee	Kwaliteit				86	Gemiddelde van deelgebieden
Waddenzee, westelijk en oostelijk deel	Kwaliteit				88	Gemiddelde van habitats
Waddenzee, brak sublitoraal	Referentie	43				KRW ⁴
	Waargenomen				31	KRW ⁴
	Kwaliteit				72	
Waddenzee, laag-litoraal zand	Referentie	33				KRW ⁴
	Waargenomen				26	KRW ⁴
	Kwaliteit				79	
Waddenzee, midden-litoraal slikkig zand	Referentie	37				KRW ^{1,4}
	Waargenomen				44	KRW ⁴
	Kwaliteit				100	
Waddenzee, hoog-litoraal slik	Referentie	27				KRW ⁴
	Waargenomen				35	KRW ⁴
	Kwaliteit				100	
Eems-Dollard, brak middenlitoraal, Id ⁵	Referentie	21				KRW ^{4,7}
	Waargenomen		12 ⁶		17	KRW ^{4,7}
	Kwaliteit		57		81	
Delta-wateren	Kwaliteit				79	Gemiddelde van deelgebieden
Oosterschelde	Kwaliteit				84	Gemiddelde van habitats
Oosterschelde sub-litoraal geul	Referentie	120				KRW ⁴
	Waargenomen				103	KRW ⁴
	Kwaliteit				86	
Oosterschelde, sub-litoraal ondiep	Referentie	131				KRW ⁴
	Waargenomen				114	KRW ⁴
	Kwaliteit				87	
Oosterschelde, middenlitoraal	Referentie	67				KRW ^{1,4}
	Waargenomen				53	KRW ⁴
	Kwaliteit				79	
Westerschelde	Kwaliteit				77	Gemiddelde van habitats
Westerschelde, brak sublitoraal, hd ⁵	Referentie	44				KRW ⁴
	Waargenomen				21	KRW ⁴
	Kwaliteit				48	
Westerschelde, marien sublitoraal, hd ⁵	Referentie	86				KRW ⁴
	Waargenomen				65	KRW ⁴
	Kwaliteit				76	
Westerschelde, marien middenlitoraal, zandig	Referentie	57				KRW ⁴
	Waargenomen				58	KRW ⁴
	Kwaliteit				100	
Westerschelde, marien middenlitoraal, slikkig	Referentie	61				KRW ^{1,4}
	Waargenomen				49	KRW ⁴
	Kwaliteit				80	
Westerschelde, marien litoraal	Referentie	63				KRW ⁴
	Waargenomen				52	KRW ⁴
	Kwaliteit				83	
Grevelingenmeer	Kwaliteit				91	Gemiddelde van habitats
Grevelingenmeer, < 2 m diepte	Referentie	64				KRW ⁴
	Waargenomen				53	KRW ⁴
	Kwaliteit				83	

Gebied			Periode			Bron
			1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Grevelingenmeer, 2-6 m diepte	Referentie	80				KRW ^{1,4,8}
	Waargenomen				72	KRW ⁴
	Kwaliteit				90	
Grevelingenmeer, > 6 m diepte	Referentie	67				KRW ⁴
	Waargenomen				66	KRW ⁴
	Kwaliteit				99	
Veerse Meer	Kwaliteit				65	Gemiddelde van habitats
Veerse Meer, < 2 m diepte	Referentie	52				KRW ⁴
	Waargenomen				44	KRW ⁴
	Kwaliteit				85	
Veerse Meer, 2-8 m diepte	Referentie	59				KRW ^{4,8}
	Waargenomen				46	KRW ⁴
	Kwaliteit				78	
Veerse Meer, > 8 m diepte	Referentie	40				KRW ⁴
	Waargenomen				13	KRW ⁴
	Kwaliteit				33	

Opmerkingen bij Tabel 2.16-2.22:

¹ KRW: Van der Molen en Pot (2007a).

² De KRW-referenties voor de Zeeuwse kust en Noordelijke Delta-kust zijn afzonderlijk opgesteld door Van Hoey et al. (2007). Zij zijn gecombineerd tot één referentie voor de gehele Noordzeekustzone (zowel type K1 als K3) door Ysebaert (2007). De uitwerking van Ysebaert (2007) is overgenomen in Van der Molen en Pot (2007a).

³ Vanwege beperkte beschikbaarheid van meetgegevens in periode 2002-2004 is voor de KRW alleen de toestand bepaald van de Hollandse Kust (type K1) en de Waddenkust (type K3) (Van der Molen en Pot, 2007a).

⁴ Van Hoey et al. (2007)

⁵ hd: zone met hoge dynamiek; ld: zone met lage dynamiek.

⁶ Data uit 1979 in Van Hoey et al. (2007).

⁷ Van der Molen en Pot (2007a) vermelden voor de estuaria (KRW-type O2: Westerschelde en Eems-Dollard), een maatlat die overeenkomt met de maatlat uit Van Hoey et al. (2007) voor de Westerschelde (zout, laagdynamisch, middenlitoraal, slibrijk habitat). Voor de brakke variant van dit habitat in de Eems-Dollard beschrijven Van Hoey et al. (2007) een maatlat die toegevoegd is op het soortenarmere, brakke milieu in de Eems-Dollard. Hier zijn de gegevens uit Van Hoey et al. (2007) gebruikt voor de Eems-Dollard.

⁸ Van der Molen en Pot (2007a) vermelden voor de zoute meren (KRW-type M32) en het habitat met een diepte van 2-6 m, een maatlat die overeenkomt met de maatlat uit Van Hoey et al. (2007) voor het Grevelingenmeer (diepte 2-6 m). Voor het Veerse Meer (diepte 2-8 m) geven Van Hoey et al. (2007) een andere maatlat. Hier zijn de gegevens uit Van Hoey et al. (2007) gebruikt voor alle habitats binnen het Grevelingenmeer en het Veerse Meer.

Bodemdieren dichtheid

Tabel 2.20

Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode.

Eenheid: dichtheid: aantal per m²; Natuurkwaliteit: percentage. Zie ook opmerkingen bij Tabel 2.19.

			Periode			Bron
Gebied			1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Noordzeekustzone	Kwaliteit				44	Gemiddelde van deelgebieden
Hollandse kust (K1)	Referentie	4.746				KRW ^{1,2}
	Waargenomen				1.482	KRW ^{1,3}
	Kwaliteit				31	
Waddenkust (K3)	Referentie	4.746				KRW ^{1,2}
	Waargenomen				2.667	KRW ^{1,3}
	Kwaliteit				56	
Waddenzee	Kwaliteit				86	Gemiddelde van deelgebieden
Waddenzee, westelijk en oostelijk deel	Kwaliteit				81	Gemiddelde van habitats
Waddenzee, brak sublitoraal	Referentie	49.288				KRW ⁴
	Waargenomen				40.479	KRW ⁴
	Kwaliteit				82	
Waddenzee, laag-litoraal zand	Referentie	291				KRW ⁴
	Waargenomen				368	KRW ⁴
	Kwaliteit				79	
Waddenzee, midden-litoraal slikkig zand	Referentie	2.793				KRW ^{1,4}
	Waargenomen				2.776	KRW ⁴
	Kwaliteit				99	
Waddenzee, hoog-litoraal slik	Referentie	2.855				KRW ⁴
	Waargenomen				4.546	KRW ⁴
	Kwaliteit				63	
Eems-Dollard, brak middenlitoraal, Id ⁵	Referentie	10.283				KRW ^{4,7}
	Waargenomen		2.213 ⁶		10.846	KRW ^{4,7}
	Kwaliteit		22		95	
Delta-wateren	Kwaliteit				63	Gemiddelde van deelgebieden
Oosterschelde	Kwaliteit				77	Gemiddelde van habitats
Oosterschelde sub-litoraal geul	Referentie	3.267				KRW ⁴
	Waargenomen				3.601	KRW ⁴
	Kwaliteit				91	
Oosterschelde, sub-litoraal ondiep	Referentie	2.950				KRW ⁴
	Waargenomen				2.812	KRW ⁴
	Kwaliteit				95	
Oosterschelde, middenlitoraal	Referentie	7.675				KRW ^{1,4}
	Waargenomen				16.874	KRW ⁴
	Kwaliteit				45	
Westerschelde	Kwaliteit				67	Gemiddelde van habitats
Westerschelde, brak sublitoraal, hd ⁵	Referentie	540				KRW ⁴
	Waargenomen				491	KRW ⁴
	Kwaliteit				91	
Westerschelde, marien sublitoraal, hd ⁵	Referentie	1.358				KRW ⁴
	Waargenomen				742	KRW ⁴
	Kwaliteit				55	
Westerschelde, marien middenlitoraal, zandig	Referentie	8.889				KRW ⁴
	Waargenomen				17.654	KRW ⁴
	Kwaliteit				50	
Westerschelde, marien middenlitoraal, slikkig	Referentie	22.153				KRW ^{1,4}
	Waargenomen				24.775	KRW ⁴
	Kwaliteit				89	
Westerschelde, marien litoraal	Referentie	2.658				KRW ⁴
	Waargenomen				5.141	KRW ⁴
	Kwaliteit				52	
Grevelingenmeer	Kwaliteit				75	Gemiddelde van habitats
Grevelingenmeer, < 2 m diepte	Referentie	2.456				KRW ⁴
	Waargenomen				3.343	KRW ⁴
	Kwaliteit				73	

Gebied			Periode			Bron
			1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Grevelingenmeer, 2-6 m diepte	Referentie	9.111				KRW ^{1,4,8}
	Waargenomen				5.661	KRW ⁴
	Kwaliteit				62	
Grevelingenmeer, > 6 m diepte	Referentie	5.122				KRW ⁴
	Waargenomen				5.638	KRW ⁴
	Kwaliteit				91	
Veerse Meer	Kwaliteit				31	Gemiddelde van habitats
Veerse Meer, < 2 m diepte	Referentie	20.189				KRW ⁴
	Waargenomen				6.545	KRW ⁴
	Kwaliteit				32	
Veerse Meer, 2-8 m diepte	Referentie	18.739				KRW ^{4,8}
	Waargenomen				10.427	KRW ⁴
	Kwaliteit				56	
Veerse Meer, > 8 m diepte	Referentie	6.024				KRW ⁴
	Waargenomen				327	KRW ⁴
	Kwaliteit				5	

Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode.
 Eenheid: biomassa: gAFDW.m⁻²; Natuurkwaliteit: percentage. Zie ook opmerkingen bij Tabel 2.19.

Gebied			Periode			Bron
			1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Noordzeekustzone	Kwaliteit				19	Gemiddelde van deelgebieden
Hollandse kust (K1)	Referentie	23				KRW ^{1,2}
	Waargenomen				86	KRW ^{1,3}
	Kwaliteit				27	
Waddenkust (K3)	Referentie	23				KRW ^{1,2}
	Waargenomen				212	KRW ^{1,3}
	Kwaliteit				11	
Waddenzee	Kwaliteit				77	Gemiddelde van deelgebieden
Waddenzee, westelijk en oostelijk deel	Kwaliteit				54	Gemiddelde van habitats
Waddenzee, brak sublitoraal	Referentie	34				KRW ⁴
	Waargenomen				86	KRW ⁴
	Kwaliteit				40	
Waddenzee, laag-litoraal zand	Referentie	11				KRW ⁴
	Waargenomen				14	KRW ⁴
	Kwaliteit				79	
Waddenzee, midden-litoraal slikkig zand	Referentie	33				KRW ^{1,4}
	Waargenomen				49	KRW ⁴
	Kwaliteit				67	
Waddenzee, hoog-litoraal slik	Referentie	12				KRW ⁴
	Waargenomen				42	KRW ⁴
	Kwaliteit				29	
Eems-Dollard, brak middenlitoraal, Id ⁵	Referentie	9				KRW ^{4,7}
	Waargenomen		7 ⁶		9	KRW ⁴
	Kwaliteit		78		100	
Delta-wateren	Kwaliteit				59	Gemiddelde van deelgebieden
Oosterschelde	Kwaliteit				85	Gemiddelde van habitats
Oosterschelde sub-litoraal geul	Referentie	25				KRW ⁴
	Waargenomen				31	KRW ⁴
	Kwaliteit				81	
Oosterschelde, sub-litoraal ondiep	Referentie	34				KRW ⁴
	Waargenomen				39	KRW ⁴
	Kwaliteit				87	
Oosterschelde, middenlitoraal	Referentie	26				KRW ^{1,4}
	Waargenomen				23	KRW ⁴
	Kwaliteit				88	
Westerschelde	Kwaliteit				42	Gemiddelde van habitats
Westerschelde, brak sublitoraal, hd ⁵	Referentie	1				KRW ⁴
	Waargenomen				3	KRW ⁴
	Kwaliteit				33	
Westerschelde, marien sublitoraal, hd ⁵	Referentie	1				KRW ⁴
	Waargenomen				9	KRW ⁴
	Kwaliteit				11	
Westerschelde, marien middenlitoraal, zandig	Referentie	11				KRW ⁴
	Waargenomen				23	KRW ⁴
	Kwaliteit				48	
Westerschelde, marien middenlitoraal, slikkig	Referentie	34				KRW ^{1,4}
	Waargenomen				47	KRW ⁴
	Kwaliteit				72	
Westerschelde, marien litoraal	Referentie	4				KRW ⁴
	Waargenomen				9	KRW ⁴
	Kwaliteit				44	
Grevelingenmeer	Kwaliteit				66	Gemiddelde van habitats
Grevelingenmeer, < 2 m diepte	Referentie	30				KRW ⁴
	Waargenomen				17	KRW ⁴
	Kwaliteit				57	

Gebied			Periode			Bron
			1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Grevelingenmeer, 2-6 m diepte	Referentie	98				KRW ^{1,4,8}
	Waargenomen				61	KRW ⁴
	Kwaliteit				62	
Grevelingenmeer, > 6 m diepte	Referentie	61				KRW ⁴
	Waargenomen				49	KRW ⁴
	Kwaliteit				80	
Veerse Meer	Kwaliteit				42	Gemiddelde van habitats
Veerse Meer, < 2 m diepte	Referentie	72				KRW ⁴
	Waargenomen				63	KRW ⁴
	Kwaliteit				88	
Veerse Meer, 2-8 m diepte	Referentie	65				KRW ^{4,8}
	Waargenomen				25	KRW ⁴
	Kwaliteit				38	
Veerse Meer, > 8 m diepte	Referentie	10				KRW ⁴
	Waargenomen				0	KRW ⁴
	Kwaliteit				0	

Bodemdieren similariteit

Tabel 2.22

Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode.
Eenheid: similariteit: -; Natuurkwaliteit: percentage. Zie ook opmerkingen bij Tabel 2.19.

Gebied			Periode			Bron
			1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Noordzeekustzone	Kwaliteit				48	Gemiddelde van deelgebieden
Hollandse kust (K1)	Referentie	1				KRW ^{1,2}
	Waargenomen				0,42	KRW ^{1,3}
	Kwaliteit				42	
Waddenkust (K3)	Referentie	1				KRW ^{1,2}
	Waargenomen				0,53	KRW ^{1,3}
	Kwaliteit				53	
Waddenzee	Kwaliteit				75	Gemiddelde van deelgebieden
Waddenzee, westelijk en oostelijk deel	Kwaliteit				67	Gemiddelde van habitats
Waddenzee, brak sublitoraal	Referentie	1				KRW ⁴
	Waargenomen				0,73	KRW ⁴
	Kwaliteit				73	
Waddenzee, laag-litoraal zand	Referentie	1				KRW ⁴
	Waargenomen				0,58	KRW ⁴
	Kwaliteit				58	
Waddenzee, midden-litoraal slikkig zand	Referentie	1				KRW ^{1,4}
	Waargenomen				0,68	KRW ⁴
	Kwaliteit				68	
Waddenzee, hoog-litoraal slik	Referentie	1				KRW ⁴
	Waargenomen				0,67	KRW ⁴
	Kwaliteit				67	
Eems-Dollard, brak middenlitoraal, Id ⁵	Referentie	1				KRW ^{4,7}
	Waargenomen		0,63 ⁶		0,90	KRW ⁴
	Kwaliteit		63		90	
Delta-wateren	Kwaliteit				66	Gemiddelde van deelgebieden
Oosterschelde	Kwaliteit				75	Gemiddelde van habitats
Oosterschelde sub-litoraal geul	Referentie	1				KRW ⁴
	Waargenomen				0,74	KRW ⁴
	Kwaliteit				74	
Oosterschelde, sub-litoraal ondiep	Referentie	1				KRW ⁴
	Waargenomen				0,77	KRW ⁴
	Kwaliteit				77	
Oosterschelde, middenlitoraal	Referentie	1				KRW ^{1,4}
	Waargenomen				0,73	KRW ⁴
	Kwaliteit				73	
Westerschelde	Kwaliteit				69	Gemiddelde van habitats
Westerschelde, brak sublitoraal, hd ⁵	Referentie	1				KRW ⁴
	Waargenomen				0,45	KRW ⁴
	Kwaliteit				45	
Westerschelde, marien sublitoraal, hd ⁵	Referentie	1				KRW ⁴
	Waargenomen				0,64	KRW ⁴
	Kwaliteit				64	
Westerschelde, marien middenlitoraal, zandig	Referentie	1				KRW ⁴
	Waargenomen				0,78	KRW ⁴
	Kwaliteit				78	
Westerschelde, marien middenlitoraal, slikkig	Referentie	1				KRW ^{1,4}
	Waargenomen				0,78	KRW ⁴
	Kwaliteit				78	
Westerschelde, marien litoraal	Referentie	1				KRW ⁴
	Waargenomen				0,78	KRW ⁴
	Kwaliteit				78	
Grevelingenmeer	Kwaliteit				65	Gemiddelde van habitats
Grevelingenmeer, < 2 m diepte	Referentie	1				KRW ⁴
	Waargenomen				0,67	KRW ⁴
	Kwaliteit				67	

Gebied			Periode			Bron
			1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Grevelingenmeer, 2-6 m diepte	Referentie	1				KRW ^{1,4,8}
	Waargenomen				0,64	KRW ⁴
	Kwaliteit				64	
Grevelingenmeer, > 6 m diepte	Referentie	1				KRW ⁴
	Waargenomen				0,63	KRW ⁴
	Kwaliteit				63	
Veerse Meer	Kwaliteit				54	Gemiddelde van habitats
Veerse Meer, < 2 m diepte	Referentie	1				KRW ⁴
	Waargenomen				0,64	KRW ⁴
	Kwaliteit				64	
Veerse Meer, 2-8 m diepte	Referentie	1				KRW ^{4,8}
	Waargenomen				0,62	KRW ⁴
	Kwaliteit				62	
Veerse Meer, > 8 m diepte	Referentie	1				KRW ⁴
	Waargenomen				0,36	KRW ⁴
	Kwaliteit				36	

Natuurkwaliteit Bodemdieren totaal

Tabel 2.23

Eenheid: percentage.

Gebied	Soort	Periode		
		1984-1989	1994-1999	2000-2006
Noordzee	Noordkromp	-	-	-
	Nonnetje	100	100	100
	Gewone garnaal	57	47	37
	Aantal soorten			64
	Dichtheid			44
	Biomassa			19
	Similariteit			48
	Gemiddeld	79	74	52
Noordzeekustzone	Nonnetje	100	100	100
	Gewone garnaal	57	47	37
	Aantal soorten			64
	Dichtheid			44
	Biomassa			19
	Similariteit			48
	Gemiddeld	79	74	52
Noordzee offshore	Noordkromp	-	-	-
	Gemiddeld	-	-	-
Waddenzee	Nonnetje	84	75	46
	Gewone garnaal	88	72	51
	Mosselbanken	3	25	55
	Kokkelbanken	42	54	52
	Aantal soorten			86
	Dichtheid			86
	Biomassa			77
	Similariteit			75
	Gemiddeld	54	57	66
Westelijke Waddenzee	Nonnetje	100	97	23
	Gewone garnaal	94	74	84
	Mosselbanken	0	49	26
	Kokkelbanken	39	55	48
	Aantal soorten			88
	Dichtheid			81
	Biomassa			54
	Similariteit			67
	Gemiddeld	58	69	59
Oostelijke Waddenzee	Nonnetje	52	34	30
	Gewone garnaal	76	65	35
	Mosselbanken	9	23	63
	Kokkelbanken	83	100	100
	Aantal soorten			88
	Dichtheid			81
	Biomassa			54
	Similariteit			67
	Gemiddeld	55	56	65
Eems-Dollard	Nonnetje	100	94	86
	Gewone garnaal	94	77	35
	Mosselbanken	0	2	76
	Kokkelbanken	4	6	8
	Aantal soorten	57		81
	Dichtheid	22		95
	Biomassa	78		100
	Similariteit	63		90
	Gemiddeld	52	45	71

Gebied	Soort	Periode		
		1984-1989	1994-1999	2000-2006
Delta-wateren	Nonnetje	27	52	52
	Gewone garnaal	83	30	31
	Mosselbanken		1	0
	Kokkelbanken	56	32	41
	Aantal soorten			79
	Dichtheid			63
	Biomassa			59
	Similariteit			66
	Gemiddeld	55	29	49
Oosterschelde	Nonnetje	21	40	58
	Gewone garnaal	76	15	25
	Mosselbanken		0	0
	Kokkelbanken	88	40	58
	Aantal soorten			84
	Dichtheid			77
	Biomassa			85
	Similariteit			75
	Gemiddeld	62	24	58
Westerschelde	Nonnetje	33	64	45
	Gewone garnaal	89	44	37
	Mosselbanken		1	0
	Kokkelbanken	24	24	24
	Aantal soorten			77
	Dichtheid			67
	Biomassa			42
	Similariteit			69
	Gemiddeld	37	33	45
Grevelingenmeer	Aantal soorten			91
	Dichtheid			75
	Biomassa			66
	Similariteit			65
	Gemiddeld	-	-	74
Veerse Meer	Aantal soorten			65
	Dichtheid			31
	Biomassa			42
	Similariteit			54
	Gemiddeld	-	-	48



2.6 Vissen

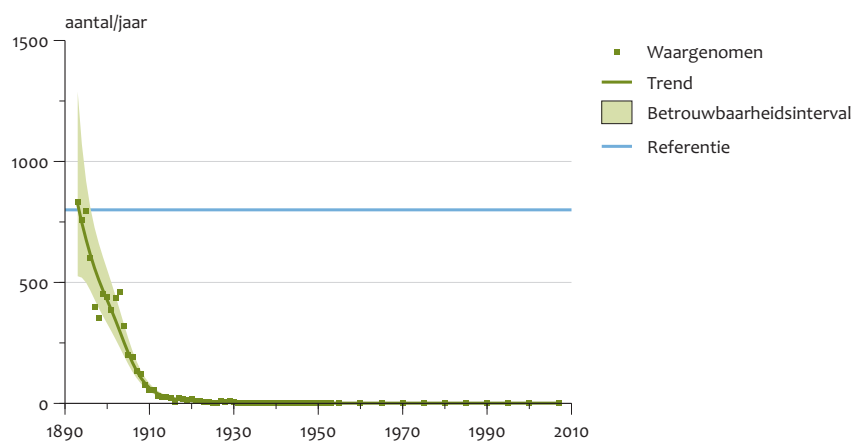
2.6.1 Inleiding

Door Meesters et al. (2009b) zijn de trends van de vissen die met diverse meetprogramma's in de Noordzee, de Waddenzee en de Delta-wateren bemonsterd worden, op een rijtje gezet. De gegevens zijn aangevuld met gegevens van ICES (International Council for the Exploration of the Sea; ICES, 2008a,b) en het Compendium voor de Leefomgeving (CLO, 2010). In dit hoofdstuk wordt de Natuurkwaliteit voor de vissen en de getallen die hiervoor gebruikt zijn beschreven.

2.6.2 Atlantische steur (*Acipenser sturio*)

De Atlantische steur is een tot 3 m grote beenvis die karakteristiek is voor rivierdelta's (Foto 2.16). In de Noordzee en de Nederlandse rivieren is de steur reeds een halve eeuw geleden uitgestorven en wordt sinds het midden van de vorige eeuw niet meer aangeland (Figuur 2.19). Er zijn nog slechts twee bekende paaigebieden: in de

Gironde in Frankrijk en in de Rioni in Georgië (Van Emmerik, 2004). De soort heeft een groot leefgebied: van de in de Gironde gemerkte en weer teruggevangen dieren, is 10% in de Noordzee teruggevangen (Van Winden et al., 1999). De steur is een wettelijk beschermde mariene vissoort op grond van de Habitatrichtlijn (zie ook Van Leeuwen et al., 2008). Tegenwoordig wordt de Atlantische steur af en toe nog wel eens op open zee gevangen, echter niet of zeer zelden in de standaard onderzoeksprogramma's, waardoor er geen trend of indexwaarde te berekenen is. In Duitsland vindt herintroductie van de steur in de Oder en de Elbe plaats. In Nederlandse wateren worden tegenwoordig alleen nog ontsnapte Oost-Europese steuren aangetroffen. In Nederland worden als (voormalige) leef- en voortplantingsgebieden genoemd: Noordzee (tot 50 m diepte), Eems-Dollard, Biesbosch (Oude Maas, Nieuwe Merwede, Hollandsch Diep), Waal, Rijn, IJssel bij Kampen, Oosterschelde, Schelde en Westerschelde en de Maas tot aan Luik (Redeke, 1941; Kool-Blokland, 1996; Van Winden et al., 1999; SIC, 2001; Meiningen et al., 2003; Van de Graaf, 2004; Van Emmerik, 2004).



Data: CLO (2010).

Atlantische steur

Tabel 2.24

Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode.
Eenheid: – (index); Natuurkwaliteit: percentage.

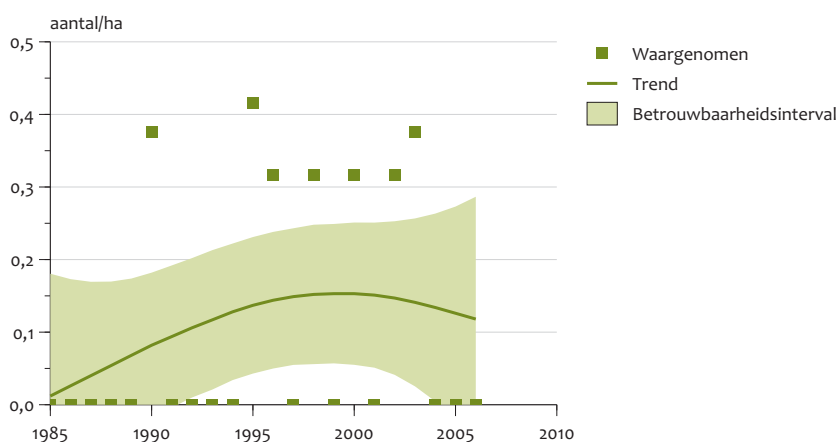
Gebied			Periode			Bron
			1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Noordzee, Waddenzee, Oosterschelde, Westerschelde	Referentie	100 ¹				CLO (2010) (circa 1895)
	Waargenomen		0	0	0	CLO (2010)
	Kwaliteit		0	0	0	

¹ Indexwaarde



Stekelrog, vangsten op het NCP tijdens onderzoekstochten

Figuur 2.20



Data: IMARES

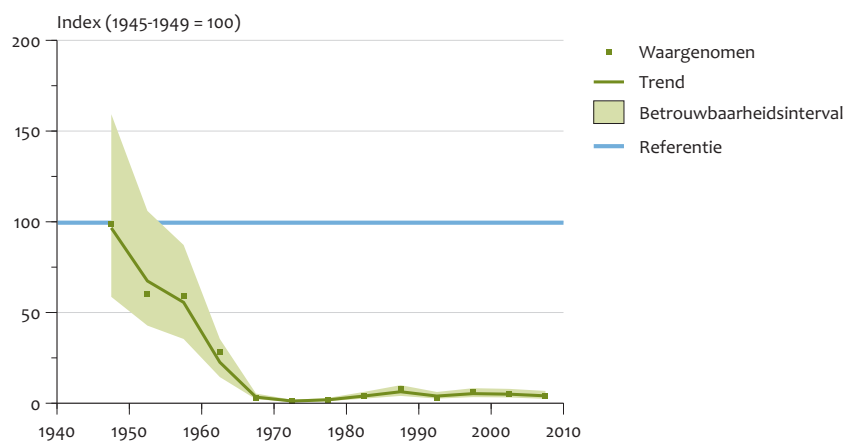
2.6.3 Stekelrog (*Raja clavata*)

Roggen en pijlstaartroggen behoren tot de kraakbeen-vissen. De stekelrog (*Raja clavata*; Foto 2.17) is een standvis. Het voedsel bestaat vooral uit kreeftachtigen, en bodembewonende vissen als poon, zeeduivel en platvissen, maar ook haring, haaien en andere roggen. Het zijn langlevende soorten die zich traag voortplanten en hun eieren aan de bodem vasthechten. Als soort zijn ze indicatief voor invloeden van de visserij op het ecosysteem (Baptist en Jagtman, 1997).

Baptist en Jagtman (1997) noemen de stekelrog als indicator voor de watersystemen Noordzee (kustzone en offshore), Waddenzee en Delta-wateren (Oosterschelde, Westerschelde, Grevelingenmeer). De oorspronkelijke indicator van Baptist en Jagtman (1997) betrof de hoeveelheid aangelande vis. Omdat hier impliciet ook de visserij-inspanning ('effort') in verwerkt zit, en mogelijk ook de mate waarin vissers denken de soort commercieel te kunnen verhandelen, is dit geen goede indicator voor de omvang van de populatie van de stekelrog. De stekelrog wordt wel eens gevangen met de standaard visonderzoeken in de Noordzee en Waddenzee (Bottom Trawl Survey en Demersal Fish Survey; Meesters

et al., 2009b) maar te weinig om er betrouwbare trends of bestandschattingen uit af te leiden (Figuur 2.20).

In het Compendium voor de Leefomgeving (CLO, 2010) is een indicator opgenomen die uitgaat van het aantal op de Nederlandse stranden angespoelde eikapsels van roggen, waarbij ook de stekelrog onderscheiden wordt (Figuur 2.21). Van deze eikapsels mag verwacht worden dat ze voor de Nederlandse kust zijn afgezet en dat het aantal angespoelde eikapsels dus indicatief is voor de stand van de stekelrog in de Nederlandse kustzone. Het betreft gegevens van Stichting Anemoon die teruggaan tot 1945. De waarde voor de periode 1945-1949 is als referentie genomen (en op 100 geïndexeerd). De indicator is gebruikt voor de watersystemen Noordzee (kustzone en totaal), Waddenzee (westelijk deel, oostelijk deel en totaal) en Delta-wateren (Oosterschelde, Westerschelde en totaal), omdat de stekelrog vroeger ook in deze wateren voorkwam (Baptist en Jagtman, 1997). De gegevens voor de Noordzeekustzone zijn ook indicatief voor de aangrenzende kustwateren, omdat het dezelfde populatie betreft en een groter aantal dieren in de Noordzee (waar de voortplanting plaatsvindt) ook effect heeft op het aantal dieren in de kustwateren.



Data: CLO (2010)

Stekelrog

Tabel 2.25

Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode.
Eenheid: – (index); Natuurkwaliteit: percentage.

Gebied		Periode			Bron
		1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Noordzee, Westelijke Waddenzee, Oostelijke Waddenzee, Oosterschelde, Wester- schelde, Grevelingenmeer	Referentie	100			CLO (2010) (periode 1945-1949)
	Waargenomen	8	6	5	CLO (2010)
	Kwaliteit	8	6	5	

2.6.4 Eileggende roggen (*Raja spec.*)

Naast de stekelrog komen er nog meer eileggende roggen in de Noordzee voor (Foto 2.18). Net als voor de stekelrog is gebruikgemaakt van de gegevens van aangespoelde eikapsels van Stichting Anemoon (CLO, 2010). Het betreft een gemiddelde index van de soorten blonde rog (*Raja brachyura*), gevlekte rog (*Raja montagui*), grootoog-rog (*Raja naevus*), kleinoog-rog (*Raja microocellata*), sterrog (*Raja radiata*) en vleet (*Raja batis*). Het verloop van de indicator is weergegeven in Figuur 2.22. De waarde voor de periode 1945-1949 is als

referentie genomen (en op 100 geïndexeerd). De indicator is gebruikt voor de watersystemen Noordzee (kustzone en totaal), Waddenzee (westelijk deel, oostelijk deel en totaal) en Delta-wateren (Oosterschelde, Westerschelde en totaal), omdat de stekelrog vroeger ook in deze wateren voorkwam (Baptist en Jagtman, 1997). De gegevens voor de Noordzee-kustzone zijn ook indicatief voor de aangrenzende kustwateren, omdat het dezelfde populatie betreft en een groter aantal dieren in de Noordzee (waar de voortplanting plaatsvindt) ook effect heeft op het aantal dieren in de kustwateren.

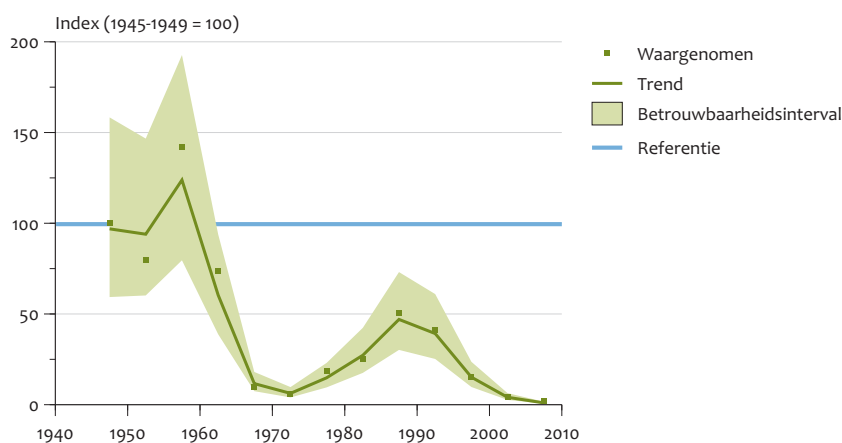
Eikapsels van de sterrog

Foto 2.18



Aangespoelde eikapsels van overige eileggende roggen

Figuur 2.22



Data: CLO (2010)

Overige eileggende roggen

Tabel 2.26

Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode.
Eenheid: - (index); Natuurkwaliteit: percentage.

Gebied		Periode			Bron
		1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Noordzee, Westelijke Waddenzee, Oostelijke Waddenzee, Oosterschelde, Wester- schelde, Grevelingenmeer	Referentie	100			CLO (2010) (periode 1945-1949)
	Waargenomen	51	15	4	CLO (2010)
	Kwaliteit	51	15	4	

2.6.5 Haring (*Clupea harengus*)

De haring (*Clupea harengus*) is een vis van de open zee, die leeft in scholen in de waterkolom (dus niet bij de bodem) en voor zijn voedsel voor een belangrijk deel afhankelijk is van het dierlijk plankton (Foto 2.19). De haring is een vis die veel vet bevat en daardoor als voedsel voor andere vissen en zoogdieren. De haring kan maximaal 56 cm lang en 25 jaar oud worden. In de visonderzoeken in de Noordzee worden zelden haringen van meer dan 30 cm gevonden (leeftijd bij deze lengte circa

9 jaar) (CVO, 2010). Als indicator voor de Natuurkwaliteit is de paaibiomassa in de internationale Noordzee aangehouden, zoals wordt vastgesteld door ICES (ICES-HAWG-2010). De vangsten van de onderzoekstochten op de Noordzee laten een sterk dalende trend van de haring sinds de jaren 90 zien (Figuur 2.23). Over een langere periode blijkt de paaibiomassa van haring in de Noordzee aanzienlijk te fluctueren (Figuur 2.24). Deze fluctuaties gaan gelijk op met de veranderingen in de visserijsterfte (Van Densen en Van Overzee, 2008).

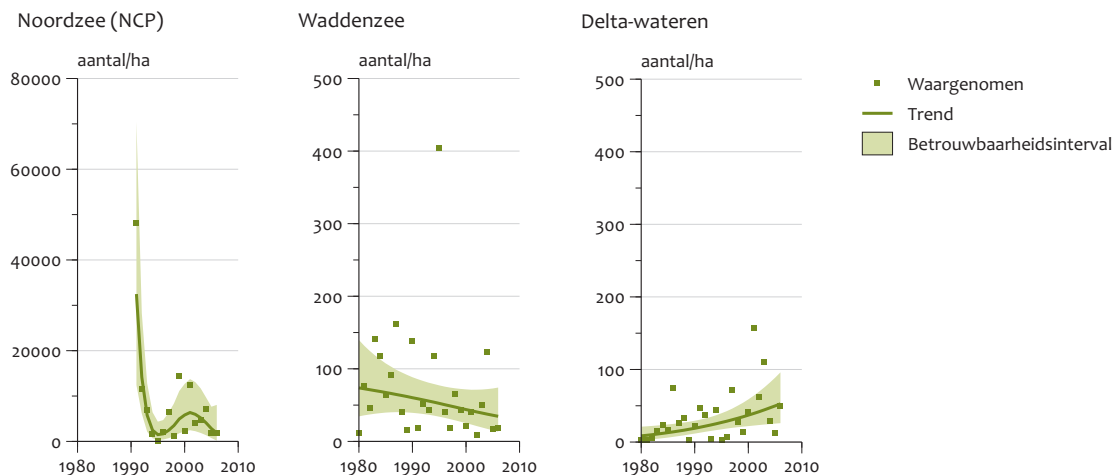
Haring

Foto 2.19

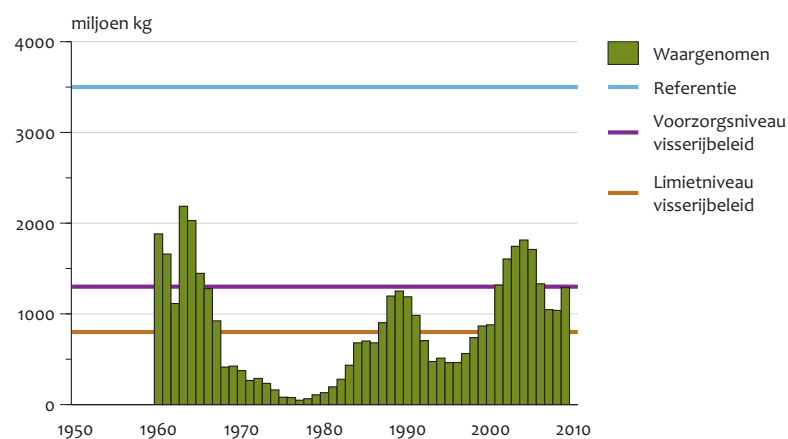


Haring; vangsten onderzoekstochten

Figuur 2.23



Data: Meesters et al. (2009b)



Data: ICES-HAWG (2010)

Haring

Tabel 2.27

Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode.
Eenheid: Biomassa: miljoen kg; Natuurkwaliteit: percentage.

Gebied			Periode			Bron
			1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Noordzee	Referentie	3500				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		903	594	1435	ICES-HAWG (2010)
	Kwaliteit		26	17	41	

2.6.6 Kabeljauw (*Gadus morhua*)

De kabeljauw is een vis van de open zee, die vooral dicht bij de bodem voorkomt (Foto 2.20). Jonge kabeljauwen leven vooral van dierlijk plankton, oudere kabeljauwen leven vooral van schelpdieren, kreeftachtigen en vissen. Een grote kabeljauw behoort tot de toppredatoren in zee. Kabeljauwen kunnen een maximale lengte bereiken van 200 cm en een maximale leeftijd van 25 jaar (FishBase, 2010). In visonderzoeken in de Noordzee worden kabeljauwen van

maximaal 125 cm aangetroffen (CVO, 2010) wat overeenkomt met een leeftijd van circa 12 jaar. Als indicator voor de Natuurkwaliteit is de paaibiomassa in de internationale Noordzee aangehouden, zoals wordt vastgesteld door ICES (ICES-HAWG-2010). De trends in zowel de aantallen als in de paaibiomassa van kabeljauw is aanhoudend dalend (Figuren 2.25 en 2.26). Het beschermingsplan dat in Europees verband is ingesteld (en bijgesteld) lijkt een voorzichtig herstel van de populatie in gang gezet te hebben.

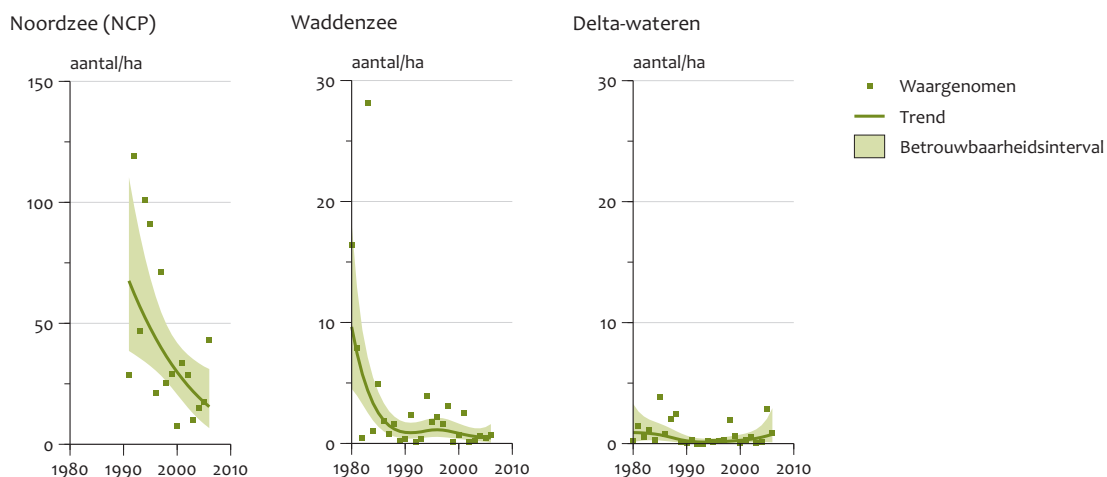
Kabeljauw

Foto 2.20

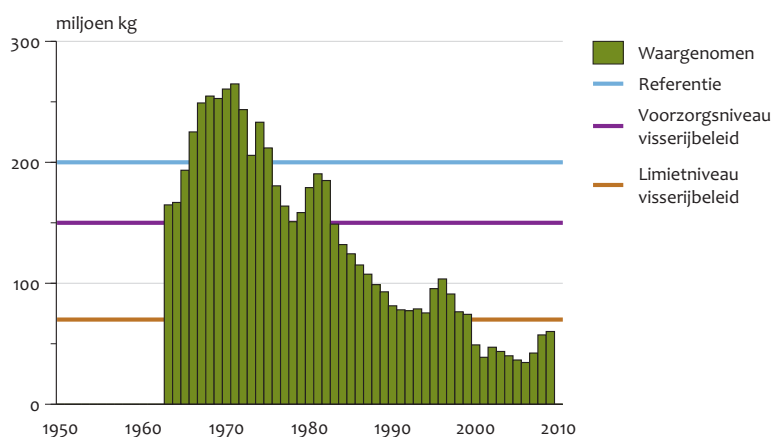


Kabeljauw; vangsten onderzoekstochten

Figuur 2.25



Data: Meesters et al. (2009b)



Data: ICES-WGNSSK (2010)

Kabeljauw

Tabel 2.28

Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode.
 Eenheid: Biomassa: miljoen kg; Natuurkwaliteit: percentage.

Gebied		Periode			Bron
		1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Noordzee	Referentie	200			Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen	106	80	37	ICES (2008b)
	Kwaliteit	53	40	19	

2.6.7 Schol (*Pleuronectes platessa*)

De schol is een bodembewonende platvis die leeft van wormen, schelpdieren en kreeftachtigen die op en in de bodem leven (Foto 2.21). De schol is een belangrijke vissoort voor de commerciële Nederlandse boomkorvisserij. Schollen kunnen tot 100 cm lang worden en een leeftijd van 50

jaar bereiken (FishBase, 2010). In de visonderzoeken in de Noordzee worden schollen aangetroffen van maximaal 35 cm lengte (data ICES) wat overeenkomt met een leeftijd van ongeveer 9 jaar. Als indicator voor de Natuurkwaliteit is gebruikt de paaibiomassa in de internationale Noordzee zoals die door ICES wordt vastgesteld (ICES-WGNSSK, 2010; Figuur 2.28).

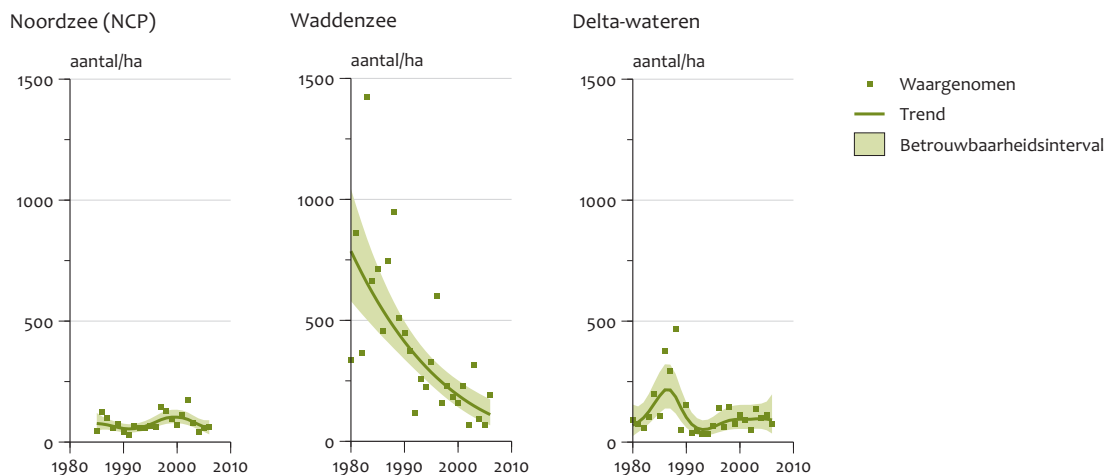
Schol

Foto 2.21

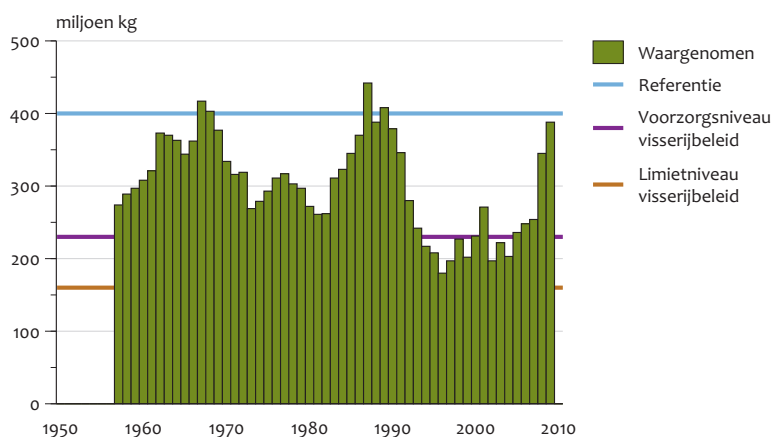


Schol; vangsten onderzoekstochten

Figuur 2.27



Data: Meesters et al. (2009b)



Data: ICES-WGNSSK (2010)

Schol

Tabel 2.29

Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode.
Eenheid: Biomassa: miljoen kg; Natuurkwaliteit: percentage.

Gebied			Periode			Bron
			1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Noordzee	Referentie	400				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		379	204	218	ICES-WGNSSK (2010)
	Kwaliteit		95	51	54	

2.6.8 Spiering (*Osmerus eperlanus*)

De spiering (*Osmerus eperlanus*) is een vis die veel in scholen voorkomt, bij voorkeur in de kustgebieden (Foto 2.22). Hij voedt zich voornamelijk met kreeftachtigen en kleine vissen. De spiering kan 35 cm lang worden bij een maximale leeftijd van 10 jaar. De spiering is een kustgebonden soort en wordt daarom tijdens de visonderzoeken op het NCP nagenoeg niet aangetroffen. Baptist en Jagtman (1997) noemen de spiering als indicator voor anadrome vissen, dat zijn vissen die voor de voortplanting vanuit zee naar zoet(er) water trekken. Daarmee is de spiering representatief voor andere anadrome vissoorten zoals zalm, steur, zeeforel en fint (Baptist en Jagtman, 1997). In de Waddenzee is de spiering een alge-

mene soort. In de Delta-wateren zijn de dichtheden laag in vergelijking tot de referentie (Figuur 2.29).

Baptist en Jagtman (1997) geven schattingen voor de referenties van de paaibiomassa van de spiering voor de Noordzee, de Waddenzee en de Delta-wateren en de deelsystemen Eems-Dollard en Westerschelde. Een schatting voor de paaibiomassa in de Nederlandse watersystemen is voor de huidige situatie niet beschikbaar. Wel beschikbaar zijn dichtheden van spiering van de surveys (in aantal per ha; Figuur 2.29). Op basis van vergelijking van de gegevens van Baptist en Jagtman (voor de jaren 1988 en 1994) en gegevens van de aantallen per hectare in overeenkomstige jaren zijn bijbehorende referenties berekend.

Spiering

Foto 2.22

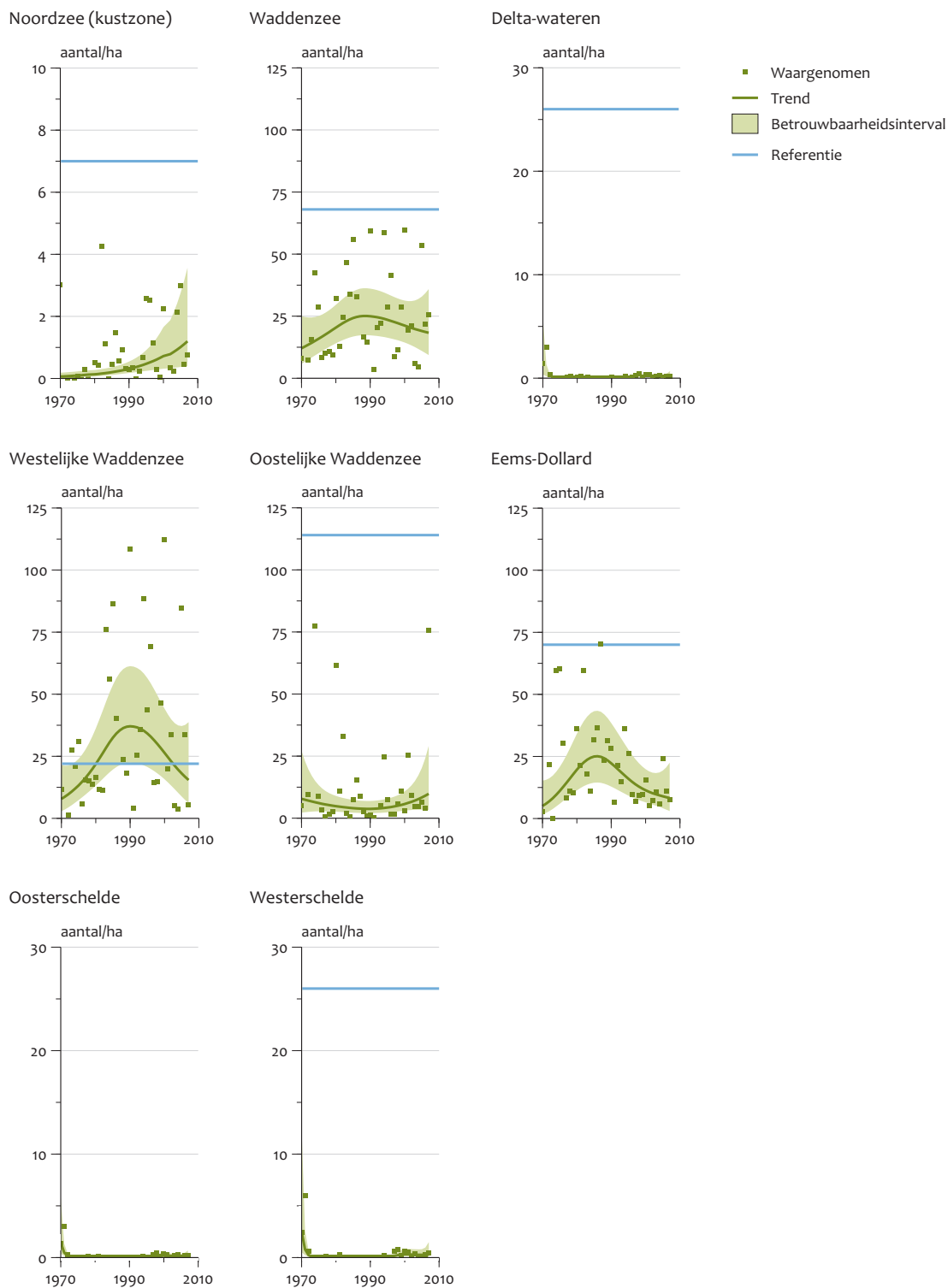


Spiering, indicator paaibiomassa

Tabel 2.30

Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode.
Eenheid: Biomassa: 10³ kg; Natuurkwaliteit: percentage.

Gebied			Jaar		Bron
			1988	1994	
Noordzeekustzone	Referentie	300			Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		0	0	Baptist en Jagtman (1997)
	Kwaliteit		0	0	
Westelijke Waddenzee	Referentie	250			Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		150	150	Baptist en Jagtman (1997)
	Kwaliteit		75	75	
Eems-Dollard	Referentie	56			Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		50	50	Baptist en Jagtman (1997)
	Kwaliteit		89	89	
Delta-wateren	Referentie	20			Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		0	0	Baptist en Jagtman (1997)
	Kwaliteit		0	0	
Westerschelde	Referentie	20			Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		0	0	Baptist en Jagtman (1997)
	Kwaliteit		0	0	



Data: IMARES

Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode.
Eenheid: Dichtheid: aantal.ha⁻¹; Natuurkwaliteit: percentage.

Gebied			Periode			Bron
			1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Noordzeekustzone	Referentie	7				IMARES, max. in 1982
	Waargenomen		0,9	1,6	1,7	IMARES
	Kwaliteit		12	23	24	
Waddenzee	Kwaliteit		53	41	32	Gemiddelde van deelgebieden
Westelijke Waddenzee	Referentie	22				IMARES; gem. 85-87
	Waargenomen		73	46	37	IMARES
	Kwaliteit		100	100	100	
Oostelijke Waddenzee	Referentie	114				IMARES; gem. 85-87
	Waargenomen		15	11	15	IMARES
	Kwaliteit		13	10	13	
Eems-Dollard	Referentie	70				PBL ¹
	Waargenomen		34	17	10	IMARES
	Kwaliteit		49	24	14	
Delta-wateren	Kwaliteit		0	1	1	Gelijk aan Westerschelde
Westerschelde	Referentie	26				PBL ¹
	Waargenomen		0	0,31	0,30	IMARES
	Kwaliteit		0	1	1	

¹ Geschat op basis van verhouding paaibiomassa en dichtheid met Waddenzee in jaren 1988 en 1994. Data: Baptist en Jagtman (1997), IMARES.

2.6.9 Aandeel grote vissen in de vangst

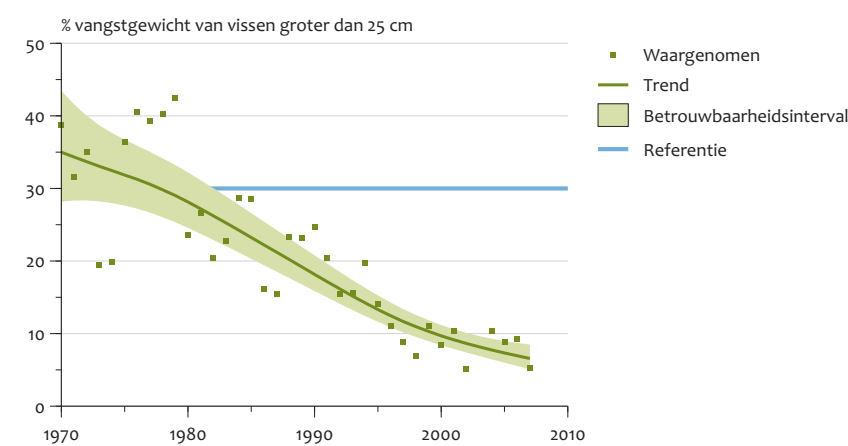
Er treedt een verschuiving op in de lengtesamenstelling van de visgemeenschap in de Noordzee. Vóór 1980 bestond meer dan 30% van het vangstgewicht uit vissen groter dan 25 cm. Dat percentage is in 2007 afgenomen tot minder dan 10% (Figuur 2.30). De verschuiving in de lengtesamenstelling weerspiegelt de veranderingen in de leeftijdsopbouw van de vispopulaties in de Noordzee. De gemiddelde leeftijd wordt steeds jonger en het aandeel geslachtrijpe vissen wordt kleiner. Hierdoor kan de reproductie van voldoende jonge vis in gevaar komen. Vissen krijgen namelijk bijna geen kans om oud genoeg te worden om zich voort te planten doordat ze relatief jong gevangen worden (CLO, 2010).

Fey-Hofstede en Meesters (2007) stellen dat het aandeel grote vissen in de vangst van onderzoeksbemonsteringen waarschijnlijk een betere indicator is voor de druk van visserij op het ecosysteem dan de Marine Trophic Index.

Als referentie is de gemiddelde waarde van de periode 1970-1973 genomen: 30%. OSPAR gebruikt een vergelijkbare indicator als Ecological Quality Objective (EcoQO), echter het criterium voor de lengte is anders, namelijk 40 cm. De referentiewaarde is bij de OSPAR-indicator eveneens gesteld op 30%, op basis van gegevens uit de periode 1920-1980 (zie Hoofdstuk 3).

Aandeel grote vissen in de vangst

Figuur 2.30



Data: CLO (2010)

Aandeel grote vissen in de vangst

Tabel 2.32

Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode.
Eenheid: percentage.

Gebied		Periode			Bron
		1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Noordzee	Referentie	30			PBL
	Waargenomen	13	11	9	CLO (2010)
	Kwaliteit	43	37	29	

2.6.10 Maatlat vissen voor de Kaderrichtlijn Water

Voor de Kaderrichtlijn Water zijn maatlaten voor vissen in de kustwateren opgesteld (Van der Molen en Pot, 2007b; Klinge et al., 2004). Deze maatlaten zijn opgedeeld in:

1. Aantal van diadrome soorten
2. Aantal van estuarien-residente soorten
3. Aantal van kinderkamer soorten
4. Aantal van soorten seizoensgasten

De maatlaten zijn toegepast op de gegevens van IMARES. In Klinge et al. (2004) worden ook de indicatoren dichtheid van de bovenstaande groepen en dichtheid van garnalen voorgesteld. Hiervoor zijn echter nog geen maatlaten ontwikkeld. Van der Molen en Pot (2007b) beschrijven ook de indicatoren dichtheid voor spiering (*Osmerus eperlanus*), fint (*Alosa fallax*), bot (*Platichthys flesus*), haring (*Clupea harengus*) en pos (*Gymnocephalus cernua*) maar dan specifiek refererend naar vangsten met een ankerkuil. Hier zijn echter nog zeer weinig meetgegevens van beschikbaar, waardoor de huidige toestand niet vastgesteld kan worden. Daarnaast gebruiken ze als indicator puitaal (*Zoarces viviparus*) en schol (*Pleuronectes platessa*) in aantallen per hectare afkomstig

van de Demersal Fish Surveys. Puitaal en schol zitten ook in de bovenstaande maatlaten voor respectievelijk estuariene soorten en kinderkamersoorten (maar daar dus alleen als het voorkomen van de soort, niet als een specifieke dichtheid). Voor het watertype grote zoute meren worden ook de gewichtpercentages van de bovenstaande groepen als indicator beschouwd.

De maatlaten voor vis zijn alleen beschreven voor de overgangswateren (de estuaria Eems-Dollard en Westerschelde) en de zoute meren (Grevelingenmeer en Veerse Meer). De maatlat voor de overgangswateren is hier ook toegepast op de Waddenzee, met het idee dat de Waddenzee de overgang vormt tussen Eems-Dollard en Noordzee en hier direct mee in contact staat. En verder dat een natuurlijke Waddenzee over voldoende zoet-zoutovergangen beschikt, waardoor de vissoorten die kenmerkend zijn voor estuaria ook in de Waddenzee zouden moeten kunnen voorkomen. Ditzelfde zou kunnen gelden voor de Oosterschelde als dat weer min of meer natuurlijke zoet-zoutovergangen zou hebben. Hiermee is getracht de graadmeter voor de Natuurkwaliteit voor vissen in de Waddenzee meer inhoud te geven (naast enkel stekelrog en spiering).

Maatlat Vis Kaderrichtlijn Water

Tabel 2.33

Aantal diadrome soorten. Gebruikte referentie, waargenomen waarde en Natuurkwaliteit. Eenheid: aantal soorten per gestandaardiseerd monster; Natuurkwaliteit: percentage.

Gebied			Periode			Bron
			1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Waddenzee	Kwaliteit		28	36	32	Gemiddelde van deelgebieden
Westelijke Waddenzee	Referentie	10				cf. Eems-Dollard
	Waargenomen		2,7	3,5	3,25	IMARES
	Kwaliteit		27	35	33	
Oostelijke Waddenzee	Referentie	10				cf. Eems-Dollard
	Waargenomen		3	3,8	3,4	IMARES
	Kwaliteit		30	38	34	
Eems-Dollard	Referentie	10				Van der Molen en Pot (2007b)
	Waargenomen		2,7	3,5	2,75	IMARES
	Kwaliteit		27	35	28	
Delta-wateren	Kwaliteit		17	18	26 (19) ¹	Gemiddelde van deelgebieden
Oosterschelde	Referentie	10				cf. Westerschelde
	Waargenomen		1,3	1,2	1,4	IMARES
	Kwaliteit		13	12	14	
Westerschelde	Referentie	10				Van der Molen en Pot (2007b)
	Waargenomen		2	2,3	2,25	IMARES
	Kwaliteit		20	23	23	
Grevelingenmeer	Referentie	5				Van der Molen en Pot (2007b)
	Waargenomen		-	-	-	Klinge et al. (2004)
	Kwaliteit		-	-	-	
Veerse Meer	Referentie	5				Van der Molen en Pot (2007b)
	Waargenomen		-	-	2	Van der Molen en Pot (2007b)
	Kwaliteit		-	-	40	

¹ Berekend zonder Veerse Meer.

Vis Kaderrichtlijn Water. Aantal estuarien-residente soorten

Tabel 2.34

Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode.
Eenheid: aantal soorten per gestandaardiseerd monster; Natuurkwaliteit: percentage.

Gebied			Periode			Bron
			1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Waddenzee	Kwaliteit		68	67	71	Gemiddelde van deelgebieden
Westelijke Waddenzee	Referentie	13				cf. Eems-Dollard
	Waargenomen		8,8	9,3	9,6	IMARES
	Kwaliteit		68	72	74	
Oostelijke Waddenzee	Referentie	13				cf. Eems-Dollard
	Waargenomen		9,0	8,7	9,1	IMARES
	Kwaliteit		69	67	70	
Eems-Dollard	Referentie	13				Van der Molen en Pot (2007b)
	Waargenomen		8,7	8,1	9,1	IMARES
	Kwaliteit		67	62	70	
Delta-wateren	Kwaliteit		65	57	79 (69) ¹	Gemiddelde van deelgebieden
Oosterschelde	Referentie	13				cf. Westerschelde
	Waargenomen		8,8	8,5	10,0	IMARES
	Kwaliteit		68	65	77	
Westerschelde	Referentie	13				Van der Molen en Pot (2007b)
	Waargenomen		8,0	6,3	7,8	IMARES
	Kwaliteit		62	48	60	
Grevelingenmeer	Referentie	10				Van der Molen en Pot (2007b)
	Waargenomen		-	-	-	
	Kwaliteit		-	-	-	
Veerse Meer	Referentie	10				Van der Molen en Pot (2007b)
	Waargenomen		-	-	10	Van der Molen en Pot (2007b)
	Kwaliteit		-	-	100	

Maatlat Vis Kaderrichtlijn Water. Aantal kinderkamer soorten (Marien juvenielen)

Tabel 2.35

Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode.
Eenheid: aantal soorten per gestandaardiseerd monster; Natuurkwaliteit: percentage.

Gebied			Periode			Bron
			1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Waddenzee	Kwaliteit		87	89	92	Gemiddelde van deelgebieden
Westelijke Waddenzee	Referentie	10				cf. Eems-Dollard
	Waargenomen		9,5	9,5	9,8	IMARES
	Kwaliteit		95	95	98	
Oostelijke Waddenzee	Referentie	10				cf. Eems-Dollard
	Waargenomen		8,7	8,9	9,1	IMARES
	Kwaliteit		87	89	91	
Eems-Dollard	Referentie	10				Van der Molen en Pot (2007b)
	Waargenomen		8,0	8,2	8,8	IMARES
	Kwaliteit		80	82	88	
Delta-wateren	Kwaliteit		89	97	100	Gemiddelde van deelgebieden
Oosterschelde	Referentie	10				cf. Westerschelde
	Waargenomen		8,7	9,3	10,3	IMARES
	Kwaliteit		87	93	100	
Westerschelde	Referentie	10				Van der Molen en Pot (2007b)
	Waargenomen		9	10,3	10,3	IMARES
	Kwaliteit		90	100	100	

Maatlat Vis Kaderrichtlijn Water. Aantal soorten seizoensgasten
Tabel 2.36

Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode.
Eenheid: aantal soorten per gestandaardiseerd monster; Natuurkwaliteit: percentage.

Gebied		Periode			Bron
		1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Waddenzee	Kwaliteit	50	49	47	Gemiddelde van deelgebieden
Westelijke Waddenzee	Referentie	5			cf. Eems-Dollard
	Waargenomen	2,8	2,8	2,1	IMARES
	Kwaliteit	56	56	42	
Oostelijke Waddenzee	Referentie	5			cf. Eems-Dollard
	Waargenomen	2,5	2,5	2,5	IMARES
	Kwaliteit	50	50	50	
Eems-Dollard	Referentie	5			Van der Molen en Pot (2007b)
	Waargenomen	2,2	2,0	2,4	IMARES
	Kwaliteit	44	40	48	
Delta-wateren	Kwaliteit	41	38	44	Gemiddelde van deelgebieden
Oosterschelde	Referentie	5			cf. Westerschelde
	Waargenomen	1,8	1,8	1,8	IMARES
	Kwaliteit	36	36	36	
Westerschelde	Referentie	5			Van der Molen en Pot (2007b)
	Waargenomen	2,3	2	2,6	IMARES
	Kwaliteit	46	40	52	

Maatlat Vis Kaderrichtlijn Water. Aantal soorten kinderkamer en seizoensgasten (MJ+MS)
Tabel 2.37

Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode.
Eenheid: aantal soorten per gestandaardiseerd monster; Natuurkwaliteit: percentage.

			Periode			Bron
Gebied			1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Grevelingenmeer	Referentie	14				Van der Molen en Pot (2007b)
	Waargenomen		-	-	-	
	Kwaliteit		-	-	-	
Veerse Meer	Referentie	14				Van der Molen en Pot (2007b)
	Waargenomen		-	-	7	Van der Molen en Pot (2007b)
	Kwaliteit		-	-	50	

Maatlat Vis Kaderrichtlijn Water. Aantal soorten matig brak en licht brak water (Z1+Z2)
Tabel 2.38

Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode.
Eenheid: aantal soorten per gestandaardiseerd monster; Natuurkwaliteit: percentage.

			Periode			Bron
Gebied			1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Grevelingenmeer	Referentie	5				Van der Molen en Pot (2007b)
	Waargenomen		-	-	-	
	Kwaliteit			-	-	
Veerse Meer	Referentie	5				Van der Molen en Pot (2007b)
	Waargenomen		-	-	0	Van der Molen en Pot (2007b)
	Kwaliteit		-	-	0	

Maatlat Vis Kaderrichtlijn Water. Biomassa-percentage diadrome soorten
Tabel 2.39

Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode.
Eenheid: percentage van totale visbiomassa; Natuurkwaliteit: percentage.

			Periode			Bron
Gebied			1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Grevelingenmeer	Referentie	10				Van der Molen en Pot (2007b)
	Waargenomen		-	-	-	
	Kwaliteit		-	-	-	
Veerse Meer	Referentie	10				Van der Molen en Pot (2007b)
	Waargenomen		-	-	1	Van der Molen en Pot (2007b)
	Kwaliteit		-	-	10	

Maatlat Vis Kaderrichtlijn Water. Biomassa-percentage estuarien residente soorten
Tabel 2.40

Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode.
Eenheid: percentage van totale visbiomassa; Natuurkwaliteit: percentage.

Gebied			Periode			Bron
			1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Grevelingenmeer	Referentie	10				Van der Molen en Pot (2007b)
	Waargenomen		-	-	-	
	Kwaliteit		-	-	-	
Veerse Meer	Referentie	10				Van der Molen en Pot (2007b)
	Waargenomen		-	-	10	Van der Molen en Pot (2007b)
	Kwaliteit		-	-	100	

Maatlat Vis Kaderrichtlijn Water. Biomassa-percentage mariene juveniele + mariene seizoensoorten
Tabel 2.41

Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode.
Eenheid: percentage van totale visbiomassa; Natuurkwaliteit: percentage.

Gebied			Periode			Bron
			1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Grevelingenmeer	Referentie	20				Van der Molen en Pot (2007b)
	Waargenomen		-	-	-	
	Kwaliteit		-	-	-	
Veerse Meer	Referentie	20				Van der Molen en Pot (2007b)
	Waargenomen		-	-	20	Van der Molen en Pot (2007b)
	Kwaliteit		-	-	100	

Maatlat Vis Kaderrichtlijn Water. Biomassa-percentage soorten van zwak brak + licht brak water
Tabel 2.42

Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode.
Eenheid: percentage van totale visbiomassa; Natuurkwaliteit: percentage.

Gebied			Periode			Bron
			1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Grevelingenmeer	Referentie	10				Van der Molen en Pot (2007b)
	Waargenomen		-	-	-	
	Kwaliteit		-	-	-	
Veerse Meer	Referentie	10				Van der Molen en Pot (2007b)
	Waargenomen		-	-	0	Van der Molen en Pot (2007b)
	Kwaliteit		-	-	0	

Natuurkwaliteit Vissen

Tabel 2.43

Eenheid: percentage.

Gebied	Soort	Periode		
		1984-1989	1994-1999	2000-2006
Noordzee	Steur	0	0	0
	Stekelrog	8	6	5
	Eileggende roggen	51	15	4
	Haring	26	17	41
	Kabeljauw	53	40	19
	Schol	95	51	54
	Spiering	12	23	24
	Aandeel grote vissen	43	37	29
	Gemiddeld	36	24	22
Noordzeekustzone	Steur	0	0	0
	Stekelrog	8	6	5
	Eileggende roggen	51	15	4
	Schol	95	51	54
	Spiering	12	23	24
	Gemiddeld	33	19	17
Noordzee offshore	Steur	0	0	0
	Stekelrog	8	6	5
	Eileggende roggen	51	15	4
	Haring	26	17	41
	Kabeljauw	53	40	19
	Schol	95	51	54
	Aandeel grote vissen	43	37	29
	Gemiddeld	39	24	22
Waddenzee	Steur	0	0	0
	Stekelrog	8	6	5
	Eileggende roggen	51	15	4
	Spiering	54	45	42
	KRW; aantal diadroom	28	36	32
	KRW; aantal estuarien res.	68	67	71
	KRW; aantal kinderkamer	87	89	92
	KRW; aantal seizoen	50	49	47
	Gemiddeld	43	38	37
Westelijke Waddenzee	Stekelrog	8	6	5
	Eileggende roggen	51	15	4
	Spiering	100	100	100
	KRW; aantal diadroom	27	35	33
	KRW; aantal estuarien res.	68	72	74
	KRW; aantal kinderkamer	95	95	98
	KRW; aantal seizoen	56	56	42
	Gemiddeld	58	54	51
Oostelijke Waddenzee	Stekelrog	8	6	5
	Eileggende roggen	51	15	4
	Spiering	13	10	13
	KRW; aantal diadroom	30	38	34
	KRW; aantal estuarien res.	69	67	70
	KRW; aantal kinderkamer	87	89	91
	KRW; aantal seizoen	50	50	50
	Gemiddeld	44	39	38

Gebied	Soort	Periode		
		1984-1989	1994-1999	2000-2006
Eems-Dollard	Steur	0	0	0
	Spiering	49	24	14
	KRW; aantal diadroom	27	35	28
	KRW; aantal estuarien res.	67	62	70
	KRW; aantal kinderkamer	80	82	88
	KRW; aantal seizoen	44	40	48
	Gemiddeld	45	41	41
Delta-wateren	Steur	0	0	0
	Stekelrog	8	6	5
	Eileggende roggen	51	15	4
	Spiering	0	1	1
	KRW; aantal diadroom	17	18	26
	KRW; aantal estuarien res.	65	57	79
	KRW; aantal kinderkamer	89	97	100
	KRW; aantal seizoen	41	38	44
Oosterschelde	Gemiddeld	34	29	32
	Steur	0	0	0
	Stekelrog	8	6	5
	Eileggende roggen	51	15	4
	KRW; aantal diadroom	13	12	14
	KRW; aantal estuarien res.	68	65	77
	KRW; aantal kinderkamer	87	93	100
Westerschelde	KRW; aantal seizoen	36	36	36
	Gemiddeld	38	32	34
	Steur	0	0	0
	Stekelrog	8	6	5
	Eileggende roggen	51	15	4
	Spiering	0	1	1
	KRW; aantal diadroom	20	23	23
Grevelingenmeer	KRW; aantal estuarien res.	62	48	60
	KRW; aantal kinderkamer	90	100	100
	KRW; aantal seizoen	46	40	52
	Gemiddeld	35	29	31
	Stekelrog	8	6	5
	Eileggende roggen	51	15	4
	Gemiddeld	30	11	5
Veerse Meer	KRW; aantal diadroom			40
	KRW; aantal estuarien res.			100
	KRW; aantal kk + seizoen			50
	KRW; aantal z+l brak			0
	KRW; biom. diadroom			10
	KRW; biom. estuarien res.			100
	KRW; biom. kk + seizoen			100
	KRW; biom. z+l brak			0
	Gemiddeld			50



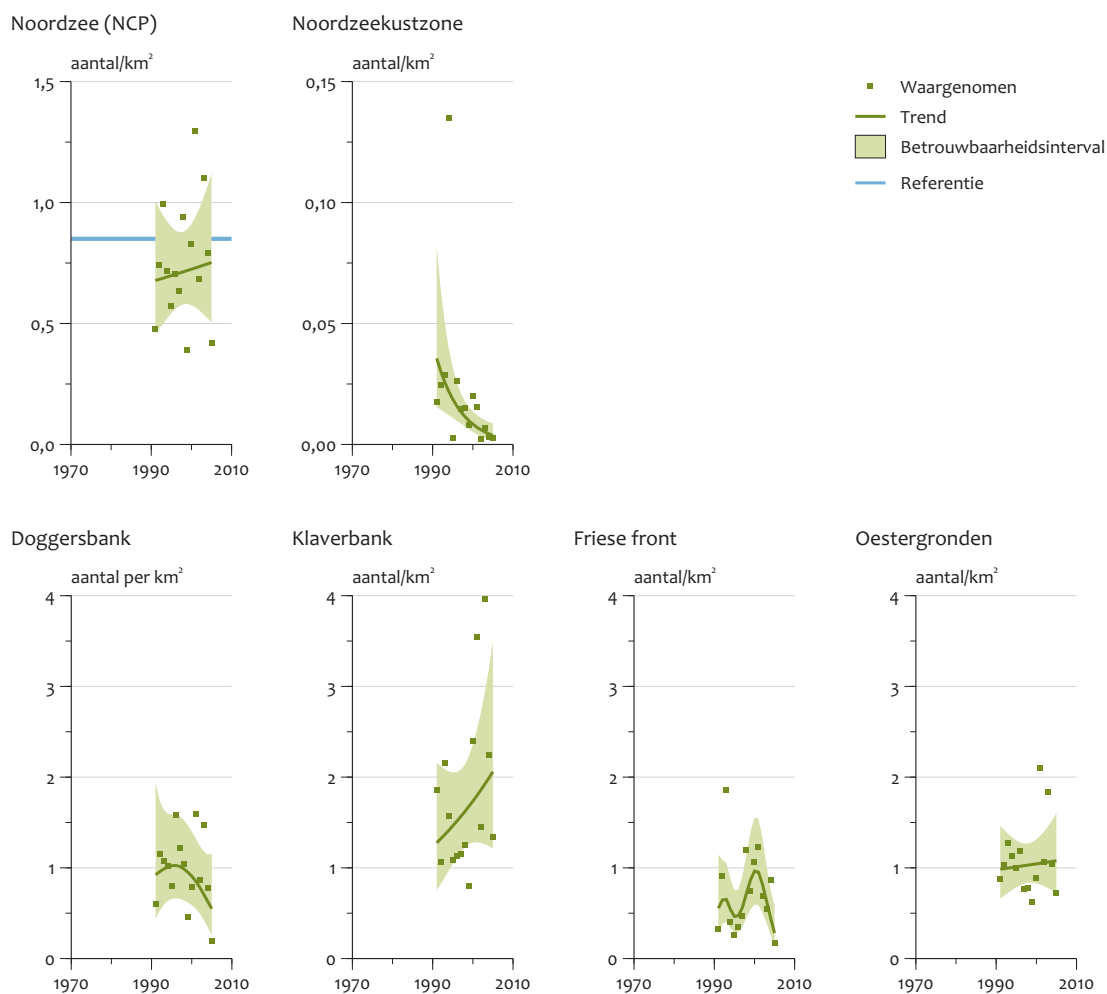
2.7 Vogels

Door Aarts et al. (2008) zijn trendanalyses uitgevoerd van een groot aantal vogelsoorten van de Nederlandse kustwateren. De trendgrafieken in dit hoofdstuk zijn hier op gebaseerd. Voor de broedvogels betreft het hier het aantal broedparen (broedsels) binnen de Natura 2000-gebieden. De broedparen in aangrenzende polders en natte binnendijkse gebieden zijn hierin dus niet opgenomen. De korte toelichtingen bij de soorten zijn gebaseerd op Aarts et al. (2008), Meesters et al. (2008) en Arts en Berrevoets (2005).

In de tabellen worden naast elkaar (per periode) de gebruikte referentie, het gemiddelde aantal van de waarnemingen en de berekende Natuurkwaliteit getoond.

2.7.1 Noordse stormvogel (*Fulmarus glacialis*): niet-broedvogel

De noordse stormvogel is een vogel van open zee (Foto 2.23). De soort broedt op rotskusten, in de Noordzee hoofdzakelijk op de Shetlandeilanden, de Orkneys en in Noord-Schotland. Het voedsel bestaat vooral uit kreeftachtigen, cephalopoden, kleine soorten vis en visafval, dat wordt opgepikt van het wateroppervlak en de bovenste waterlaag. De aantallen noordse stormvogels zijn sterk gestegen sinds het midden van de vorige eeuw (Figuur 2.31), waarschijnlijk door vermindering van vervolging (een verbod op het rapen van de eieren) en toename van voedsel als gevolg van intensievere visserij op de Noordzee (het overboord gooien van grote delen van de vangsten). Het overschrijden van de bovengrens van de referentie (50.000 vogels op het NCP, ongeveer 0,85 vogels per km²) kan worden beschouwd als een signaal voor een onevenwichtig ecosysteem (Baptist en Jagtman, 1997). Dit is echter hier niet opgevat als een verminderde natuurkwaliteit (het is geen plaagsoort). Bovendien kan voor deelgebieden geen bovengrens gegeven worden omdat de noordse stormvogel niet gelijkmatig over de Noordzee verspreid is en in natuurlijke voedselgebieden, zoals bijvoorbeeld op de Klaverbank en op het Friese Front, in een hogere dichtheid verwacht mag worden.



Data: Rijkswaterstaat. Bewerking: PBL

Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode.
Eenheid: aantal vogels op het NCP in augustus; Natuurkwaliteit: percentage.

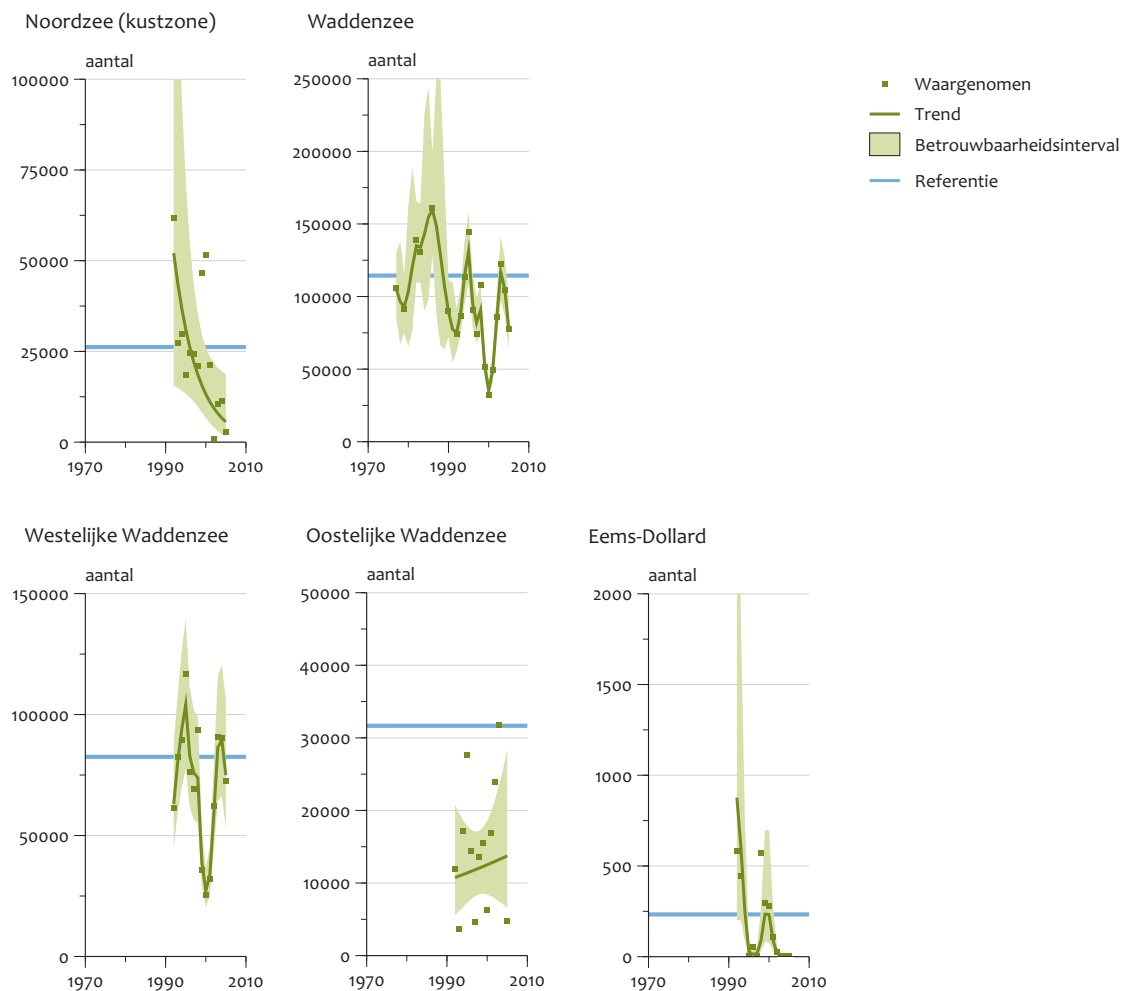
Gebied			Periode			Bron
			1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Noordzee (offshore)	Referentie	25.000				
	Waargenomen		50.000 ¹	39.000	50.000	PBL; Arts en Berrevoets (2005)
	Kwaliteit		100	100	100	

¹ Schatting van Baptist en Jagtman (1997) van 100.000 naar beneden bijgesteld na vergelijking met schattingen van Arts en Berrevoets (2005) voor overeenkomende jaren.



2.7.2 Eider (*Somateria mollissima*): niet-broedvogel

De eider is een vogel van zoute wateren met litorale en sublitorale schelpenbanken in ondiepe wateren, vooral in de permanent onder water staande delen van de Waddenzee en op de droogvallende platen. Het voedsel bestaat uit bodemdieren, vooral mosselen (hier halen ze het meeste energie uit), maar ook strandkrabben, zeesterren, kokkels, halfgeknotte strandschelpen en andere schelpdieren. Vanaf ongeveer 1990 verbleven (tijdelijk) grote aantallen eiders in de Noordzeekustzone en de Voordelta. Dit was een gevolg van een verslechterd voedselaanbod in de Waddenzee. Kort na de eeuwwisseling namen de aantallen in de Waddenzee weer wat toe (Figuur 2.32), wat kan worden uitgelegd als een indicatie van een zich verbeterende voedselsituatie. Het gaat echter om een precare situatie waarbij het risico op massale sterfte – net als in de jaren 90 – groot is. Het kwalitatief beste voedsel voor eiders, namelijk onderwatermosselen, is tegenwoordig bijzonder schaars in de Waddenzee. Mogelijk blijft sterfte alleen uit doordat de aantallen eiders ten opzichte van midden jaren 90 zijn afgenomen, en het aanwezige voedsel dus met minder soortgenoten hoeft te worden gedeeld. Het is daarnaast aannemelijk dat veel eiders op dit moment leven van Amerikaanse zwaardschede, een geïmporteerd scheldier dat momenteel veel langs de Nederlandse kust voorkomt. Het is echter de vraag of de Amerikaanse zwaardschede voor de eider een volwaardige en duurzame voedselbron is. Voor de Natura 2000-gebieden (met name de Waddenzee) geldt een hersteldoelstelling voor uitbreiding omvang en kwaliteit van het leefgebied tot een landelijke populatie in de wintermaanden variërend van 115.000-140.000 vogels (LNV, 2006).



Data: Aarts et al. (2008)

Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode.
Eenheid: gemiddeld aantal vogels gedurende winterseizoen; Natuurkwaliteit: percentage.

Gebied			Periode			Bron
			1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Noordzeekustzone	Referentie	26.198				PBL ¹
	Waargenomen		40.000 ²	29.511	18.485	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		100	94	54	
Waddenzee	Kwaliteit		100	75	53	Gemiddelde van deelgebieden
Westelijke Waddenzee	Referentie	82.532				PBL ¹
	Waargenomen		121.014 ³	80.185	62.190	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		100	97	75	
Oostelijke Waddenzee	Referentie	31.662				PBL ¹
	Waargenomen		40.338 ³	15.493	16.728	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		100	49	53	
Eems-Dollard	Referentie	233				PBL ¹
	Waargenomen		300 ⁴	185 ⁵	71	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		100	79	30	

¹ Referenties overgenomen van de hersteldoelstellingen voor Natura 2000-gebieden (Aarts et al., 2008).

² Voor de periode 1984-1989 is voor de Noordzeekustzone een aantal van 40.000 dieren geschat, op basis van de verhoudingen in aantallen tussen kustzone en Waddenzee in latere perioden.

³ Voor de periode 1984-1989 is voor westelijke en oostelijke Waddenzee dezelfde verhouding in aantallen aangenomen als in 1992 (respectievelijk 0,75 en 0,25 van het totaal aantal dieren).

⁴ Voor de periode 1984-1989 is voor de Eems-Dollard een aantal van 300 dieren geschat (net als in de oostelijke Waddenzee in deze periode boven de referentiewaarde voor het gebied).

⁵ Exclusief extreme waarde voor 1994 (6850 dieren).

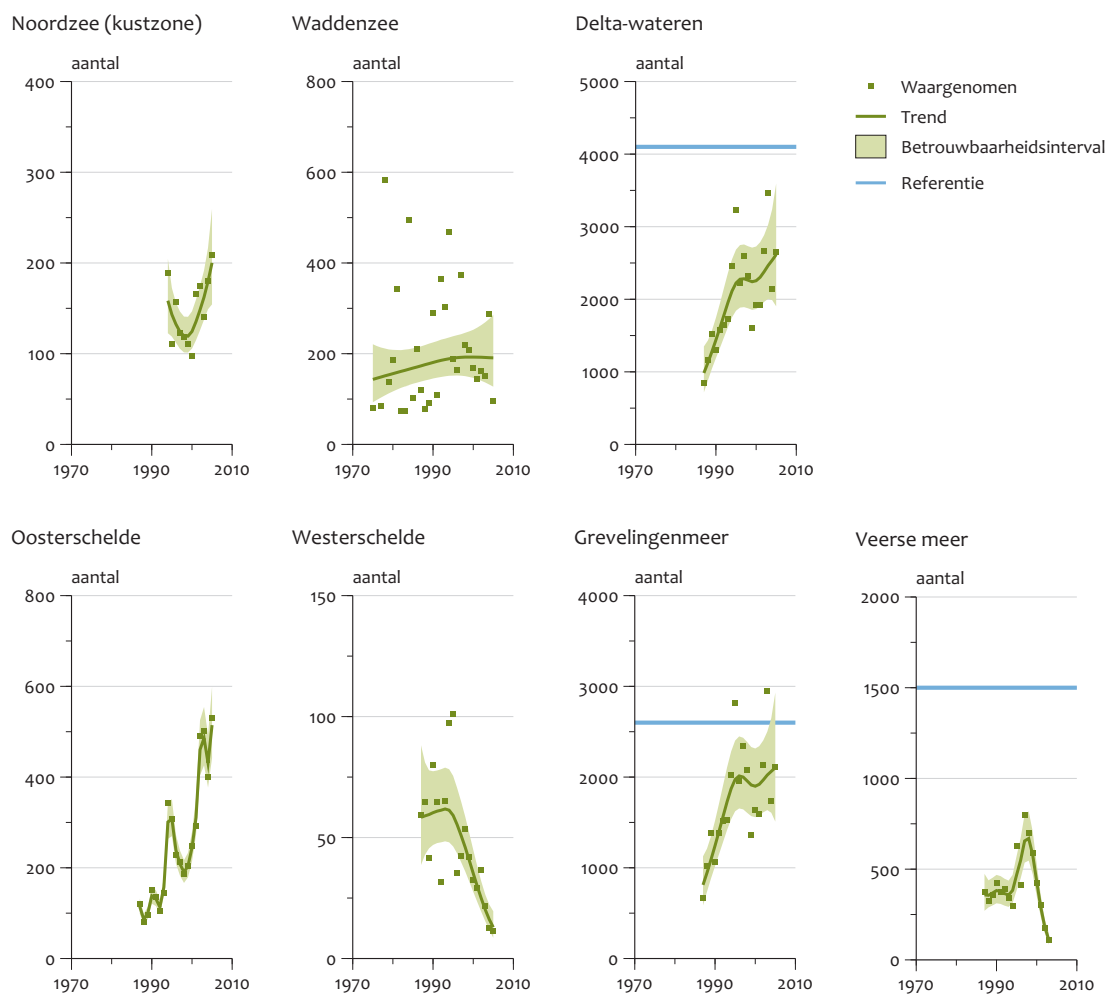


2.7.3 Middelste zaagbek (*Mergus serrator*): niet-broedvogel

Middelste zaagbekken overwinteren vooral in estuaria, maar 's nachts kunnen ze ook aangrenzende binnenwateren benutten. Het voedsel bestaat uit verschillende soorten vis, afhankelijk van wat er beschikbaar is, daarnaast worden ook (water)insecten, kreeftachtigen, wormen en zoetwatermollusken gegeten. In de (zoute) Delta-wateren, het belangrijkste gebied binnen Nederland, namen de aantallen vanaf midden jaren 80 toe (Figuur 2.33). In de Noordzee was in de afgelopen tien jaar een matige toename zichtbaar, in de Waddenzee fluctueren de aantallen, maar is er geen trend waarneembaar. De toename in de Delta-wateren als geheel komt voor rekening van het Grevelingenmeer, dat al lange tijd de belangrijkste Nederlandse verblijfplaats voor de middelste zaagbek vormt. In het seizoen 2005/06 verbleef hier 64% van alle op dat moment in Nederland verblijvende dieren. Van jaar op jaar treden grote aantalsschommelingen op, vermoedelijk door fluctuaties in de stand van belangrijke prooidieren als brakwatergrondel, sprot en koornaarvis; (recente) monitoring van de visstand ontbreekt echter. Het beheer van de sluis in

de Brouwersdam speelt waarschijnlijk een belangrijke rol bij de visstand in het Grevelingenmeer. In de Oosterschelde, na het Grevelingenmeer het belangrijkste gebied, namen verschillende visetende vogelsoorten, waaronder ook de middelste zaagbek, in de loop van de jaren 90 toe. De aantallen middelste zaagbekken stijgen er nog steeds. Het verbeterde doorzicht in delen van de Oosterschelde door verminderde stroomsnelheid zal hierbij meespelen. Voorts bestaat er mogelijk een link met de ter plaatse sterk in opkomst zijnde Japanse oester. Deze ontwikkeling, die de bestaande diversiteit van de bodemfauna geen goed doet, biedt kansen aan bodembewonende vissen als de zwarte grondel. Deze vormen een belangrijke prooi voor de middelste zaagbek. In de Voordelta neemt de middelste zaagbek al jaren toe, maar het belang van dit gebied voor de soort is vooralsnog kleiner dan dat van Grevelingen en Oosterschelde.

Voor Natura 2000 verkeert de middelste zaagbek in een gunstige staat van instandhouding, waarbij een behoudsdoelstelling is geformuleerd voor een omvang van de populatie van gemiddeld 3310 vogels in de wintermaanden (LNV, 2006).



Data: Aarts et al. (2008)

Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode.
Eenheid: gemiddeld aantal vogels gedurende winterseizoen; Natuurkwaliteit: percentage.

Gebied			Periode			Bron
			1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Delta-wateren	Kwaliteit		32	60	48	Gemiddelde van deelgebieden Baptist en Jagtman (1997)
Grevelingenmeer	Referentie	2.600				
	Waargenomen		1.024	2.094	2.025	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		39	81	78	
Veerse Meer	Referentie	1.500				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		353	570	252	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		24	38	17	

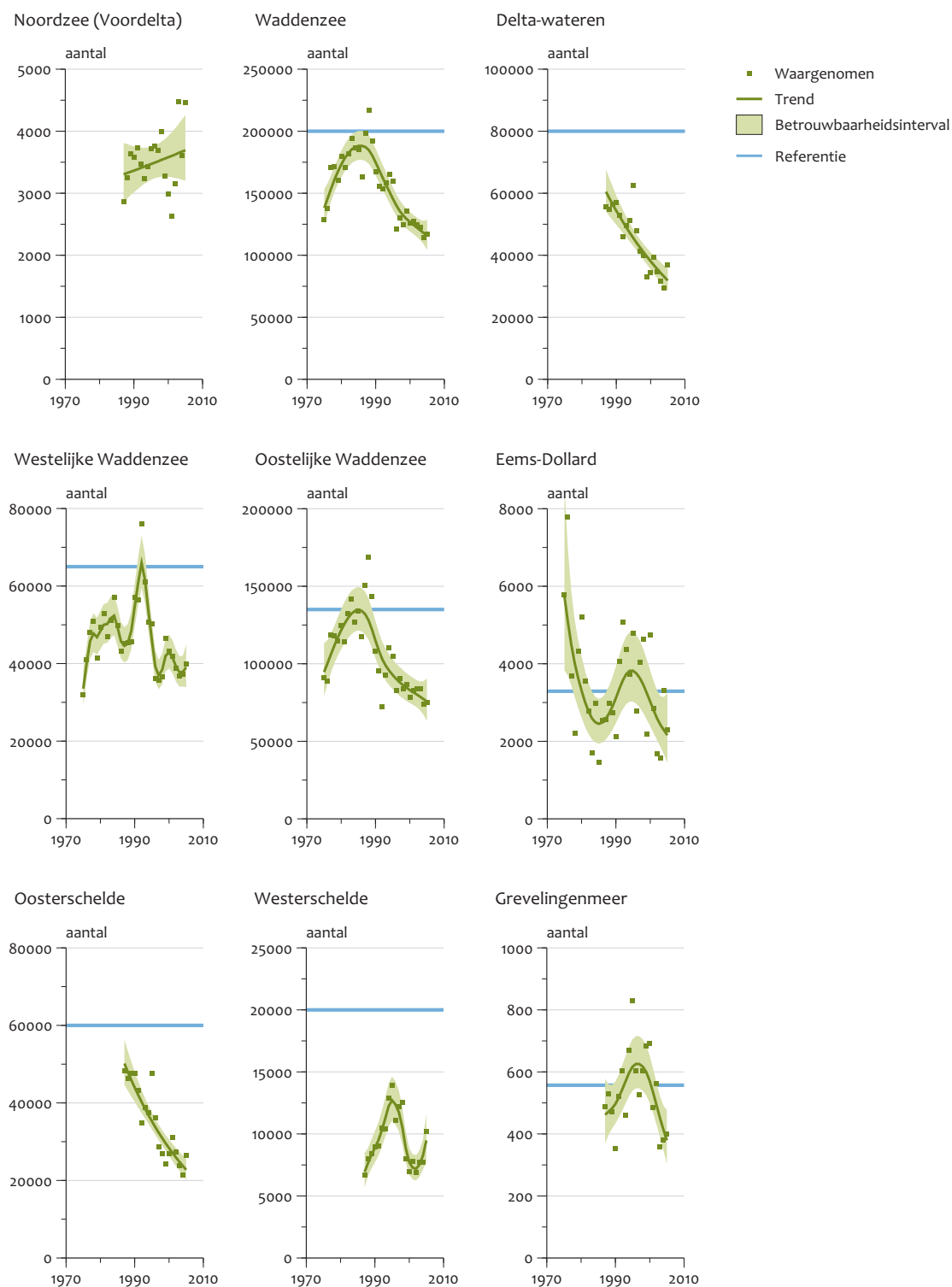


2.7.4 Scholekster (*Haematopus ostralegus*): niet-broedvogel

Overwinterend komt de scholekster voornamelijk voor in de Waddenzee en de Delta-wateren (Foto 2.26). Het voedselbiotoop bestaat in getijdengebieden uit wad- en slikplaten, met voorkeur voor zandige substraten en mosselbanken. Het voedsel bestaat vooral uit mossels en kokkels van een specifieke grootte, met daarnaast wadpieren, zeeduizendpoten, krabben en verschillende soorten schelpdieren (zoals nonnetjes, strandgapers en mesheften). In Nederland is de populatie fors afgenomen, zowel in de Waddenzee als in het Deltagebied (Figuur 2.34). Er bestaat een duidelijke relatie met verminderde voedselbeschikbaarheid in de intergetijdengebieden. Het voedselaanbod wordt mede bepaald door de schelpdiervisserij. Overbevissing van wilde mosselbanken in de Waddenzee vormde een ernstige aanslag op het voedselaanbod. Daarnaast was er draagkrachtverlies door de mechanische kokkelvisserij. Dit draagkrachtverlies duurt voort in de Westerschelde, waar mechanische kokkelvisserij nog steeds is toegestaan. Verder habitatverlies door effecten van

infrastructurele werken of het uitbaggeren van vaarroutes (als gevolg van de Deltawerken verdwijnen de wadplaten in de Oosterschelde en dit proces zal nog vele tientallen jaren voortduren alvorens een nieuw geomorfologisch evenwicht is bereikt) verergeren de problemen. De effecten van gaswinning zijn waarschijnlijk minimaal (compensatie bodemdaling door grotere mate van sedimentatie), maar eventuele negatieve effecten worden wellicht versterkt door klimaatveranderingen en zeespiegelrijzing (afname voedselaanbod). Hoge jachtdruk in Frankrijk kan in strenge winters (wegtrek) voor verhoogde mortaliteit zorgen. Hoogwatervluchtplaatsen zijn gevoelig voor verstoring door recreatie.

Voor Natura 2000 verkeert de scholekster in een zeer ongunstige staat van instandhouding, waarbij een hersteldoelstelling is geformuleerd voor een uitbreiding van de omvang en verbetering van de kwaliteit van het leefgebied leidend tot een herstel van de omvang van de populatie tot 185.000-220.000 vogels in de wintermaanden (LNV, 2006). Voor de Eems-Dollard en het Grevelingenmeer zijn als referentie de aantallen overgenomen van de hersteldoelstellingen voor deze Natura 2000-gebieden (Aarts et al., 2008).



Data: Aarts et al. (2008)

Scholekster (niet-broedvogel)
Tabel 2.47

Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode.
Eenheid: gemiddeld aantal vogels gedurende winterseizoen; Natuurkwaliteit: percentage.

Gebied			Periode			Bron
			1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Waddenzee	Kwaliteit		82	78	68	Gemiddelde van deelgebieden
Westelijke Waddenzee	Referentie	65.000				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		47.675	42.616	39.668	Aarts et al. (2008)
Oostelijke Waddenzee	Kwaliteit		73	66	61	
	Referentie	135.000				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		140.231	93.203	79.541	Aarts et al. (2008)
Eems-Dollard	Kwaliteit		100	69	59	
	Referentie	3.291				Aarts et al. (2008)
	Waargenomen		2.425	3.683	2.783	Aarts et al. (2008)
Delta-wateren	Kwaliteit		74	100	85	
	Kwaliteit		69	72	56	Gemiddelde van deelgebieden
Oosterschelde	Referentie	60.000				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		47.440	33.521	26.167	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		79	56	44	
Westerschelde	Referentie	20.000				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		7.687	11.750	7.865	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		38	59	39	
Grevelingenmeer	Referentie	557				Aarts et al. (2008)
	Waargenomen		496	653	480	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		89	100	86	



Kluut

Tabel 2.48

Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode.
Eenheid: aantal broedparen; Natuurkwaliteit: percentage.

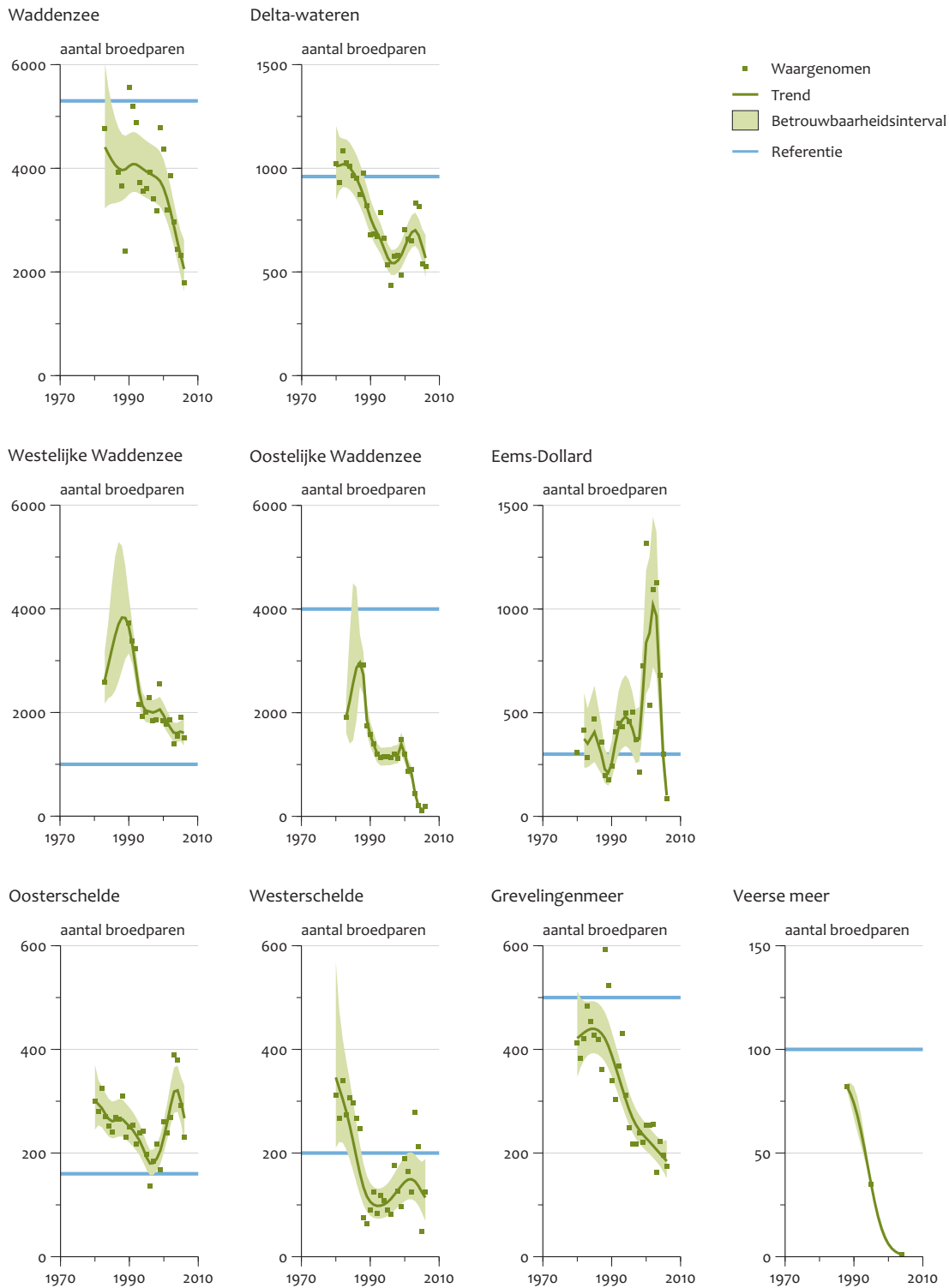
			Periode			Bron
Gebied			1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Waddenzee	Kwaliteit		88	77	71	Gemiddelde van deelgebieden
Westelijke Waddenzee	Referentie	1.000				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		3.157	2.076	1.691	Aarts et al. (2008)
Oostelijke Waddenzee	Kwaliteit		100	100	100	
	Referentie	4.000				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		2.531	1.207	563	Aarts et al. (2008)
Eems-Dollard	Kwaliteit		63	30	14	
	Referentie	300				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		300	461	735	Aarts et al. (2008)
Delta-wateren	Kwaliteit		100	100	100	
	Referentie		94	60	57	Gemiddelde van deelgebieden
Oosterschelde	Referentie	160				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		261	190	294	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		100	100	100	
Westerschelde	Referentie	200				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		209	113	163	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		100	57	82	
Grevelingenmeer	Referentie	500				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		463	242	217	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		93	48	43	
Veerse Meer	Referentie	100				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		82	35	1	Baptist en Jagtman (1997); Strucker et al. (2005)
	Kwaliteit		82	35	1	

2.7.5 Kluut (*Recurvirostra avosetta*): broedvogel

De kluut is een broedvogel van open landschappen met schaars begroeide of vrijwel onbegroeide terreinen (pioniersituaties) met in de directe omgeving open water (Foto 2.27). Het voedsel bestaat uit waterinsecten, kreeftachtigen en wormen. De Nederlandse broedpopulatie is in de loop van de 20^e eeuw sterk toegenomen: van 3.500 broedparen in 1940-1965 naar 9.000-9.200 in 1992. Daarna is de stand vanaf midden jaren 90 afgenomen naar 5.500 in 2006 (Figuur 2.35). De negatieve trend manifesteert zich vooral in het Waddengebied, met name langs de Fries-Groningse kust en in de Dollard. Hierbij speelt verzuivering een rol (door gebrek aan

natuurlijke dynamiek en stopgezette intensieve begrazing, met verdwijnende voedsel- en nestplekken als gevolg) evenals toegenomen verontrusting (vossen en andere grondpredatoren), nog verergerd door onnatuurlijke barrières (steile slootoevers, niet te passeren door jongen). In het Delta-wateren is de broedpopulatie min of meer stabiel na een eerdere toename (1979-1988) maar wel grotendeels afhankelijk van natuurontwikkeling.

Voor Natura 2000 geldt voor de kluut een matig ongunstige staat van instandhouding, met een doel voor het behoud van omvang en kwaliteit van het leefgebied voor het behoud van een populatie van tenminste 8.000 broedparen (LNV, 2006).



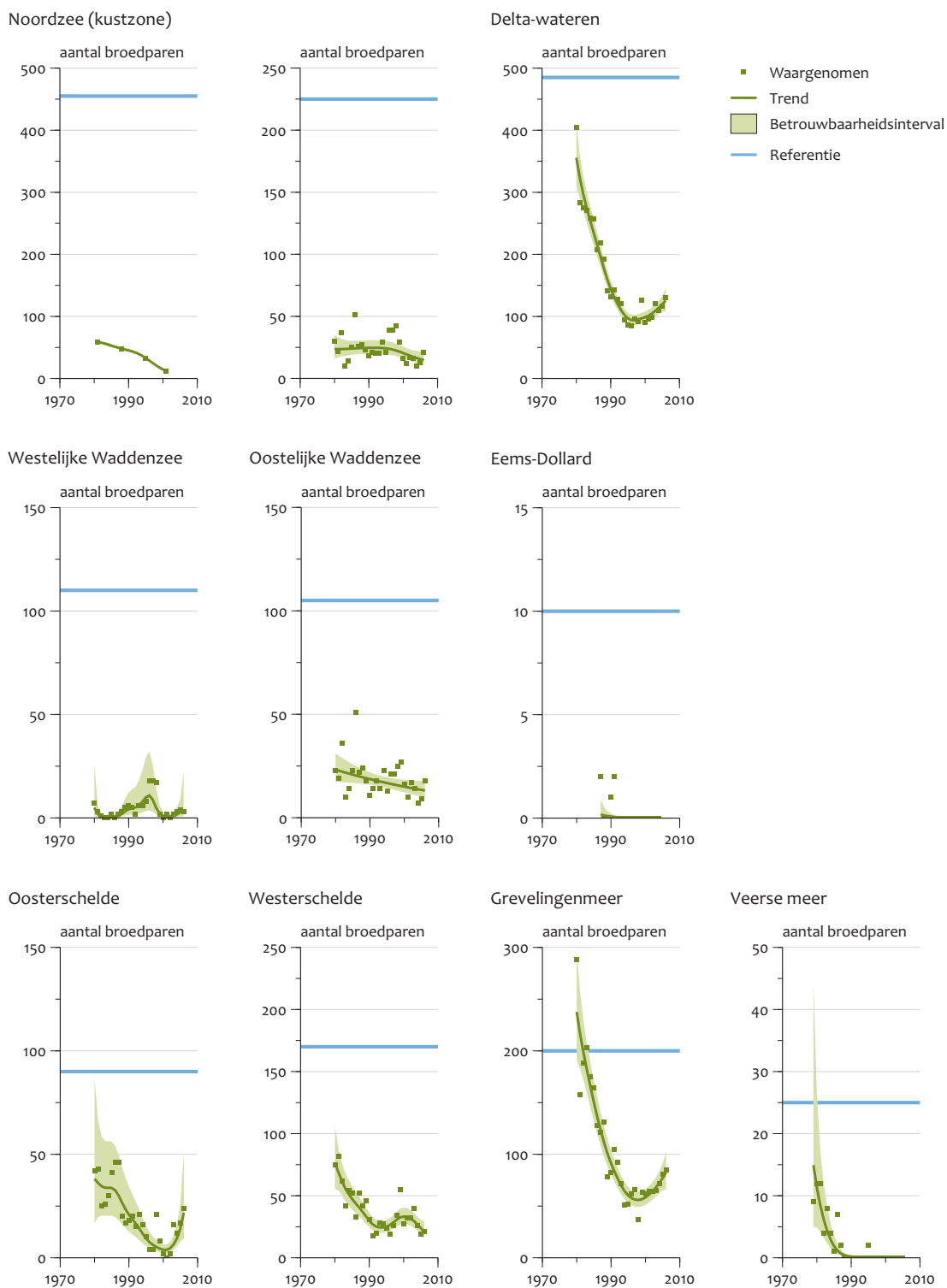
Data: Aarts et al. (2008)



2.7.6 Strandplevier (*Charadrius alexandrinus*): broedvogel

De strandplevier is een broedvogel van vooral dynamische (zoute) kustmilieus met primaire duintjes, strandvlakten, schelprijke hoogtes binnen schorren en tevens permanent drooggevalen gronden en taluds van zeedijken (Foto 2.28). Het voedsel bestaat uit kleine wormen, slakjes, kreeftachtigen, insecten en spinnen. Vanaf het begin van de 20^e eeuw gaat de Nederlandse populatie achteruit. In de jaren 70 was er een opleving met een piek van 900 paren als gevolg van het beschikbaar komen van nieuwe broedgebieden in Flevoland en het Deltagebied. Daarna zakten de aantallen gestaag tot 240-270 paren in 2005-2006 (Figuur 2.36). De huidige aantallen komen neer op een vermindering met bijna 75% ten opzichte van de situatie rond 1950. Tegenwoordig nestelt 80% in het Deltagebied; van deze vogels is een kwart gebonden aan natuurontwikkelingsterreinen. In de Waddenzee werden in 2005 slechts 25 paren vastgesteld. Recreatie heeft de soort

doen verdwijnen van vrijwel alle openbare stranden, terwijl de habitat op andere locaties veelal ongeschikt werd door vegetatiesuccessie of herinrichting van tijdelijke broedbiotopen. Weersinvloeden (overspoeling of overstuiving van legfels bij storm) kunnen de reproductie minimaliseren. Door versnippering zijn de resterende Noordwest-Europese populaties geïsoleerd geraakt. De aanhoudende afname in de omliggende landen kan leiden tot verminderde uitwisseling van broedvogels. De beste kansen op behoud van een (kleine) Nederlandse broedpopulatie biedt herstel van natuurlijke dynamiek in kustgebieden en natuurontwikkeling (met aanleg van eilanden) in zoute gebieden. Voor Natura 2000 verkeert de strandplevier in een zeer ongunstige staat van instandhouding, en is een hersteldoelstelling geformuleerd voor een uitbreiding en verbetering van het leefgebied leidend tot een herstel van de omvang van de populatie tot tenminste 400 broedparen (LNV, 2006).



Data: Aarts et al. (2008)

Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode.
Eenheid: aantal broedparen; Natuurkwaliteit: percentage.

Gebied			Periode			Bron
			1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Noordzeekustzone	Referentie	455				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		48	33	12	Aarts et al. (2008), SOVON (2007)
	Kwaliteit		11	7	3	
Waddenzee	Kwaliteit		12	11	5	Gemiddelde van deelgebieden
Westelijke Waddenzee	Referentie	110				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		2	12	2	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		2	11	2	
Oostelijke Waddenzee	Referentie	105				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		25	22	13	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		24	21	12	
Eems-Dollard	Referentie	10				PBL ¹
	Waargenomen		1	0	0	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		10	0	0	
Delta-wateren	Kwaliteit		37	14	16	Gemiddelde van deelgebieden
Oosterschelde	Referentie	90				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		33	10	10	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		37	11	11	
Westerschelde	Referentie	170				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		46	31	28	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		27	18	16	
Grevelingenmeer	Referentie	200				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		132	55	70	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		66	28	35	
Veerse Meer	Referentie	25				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		4	0	0	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		16	0	0	

¹ Door PBL geschatte referentie voor Eems-Dollard (10 paar).

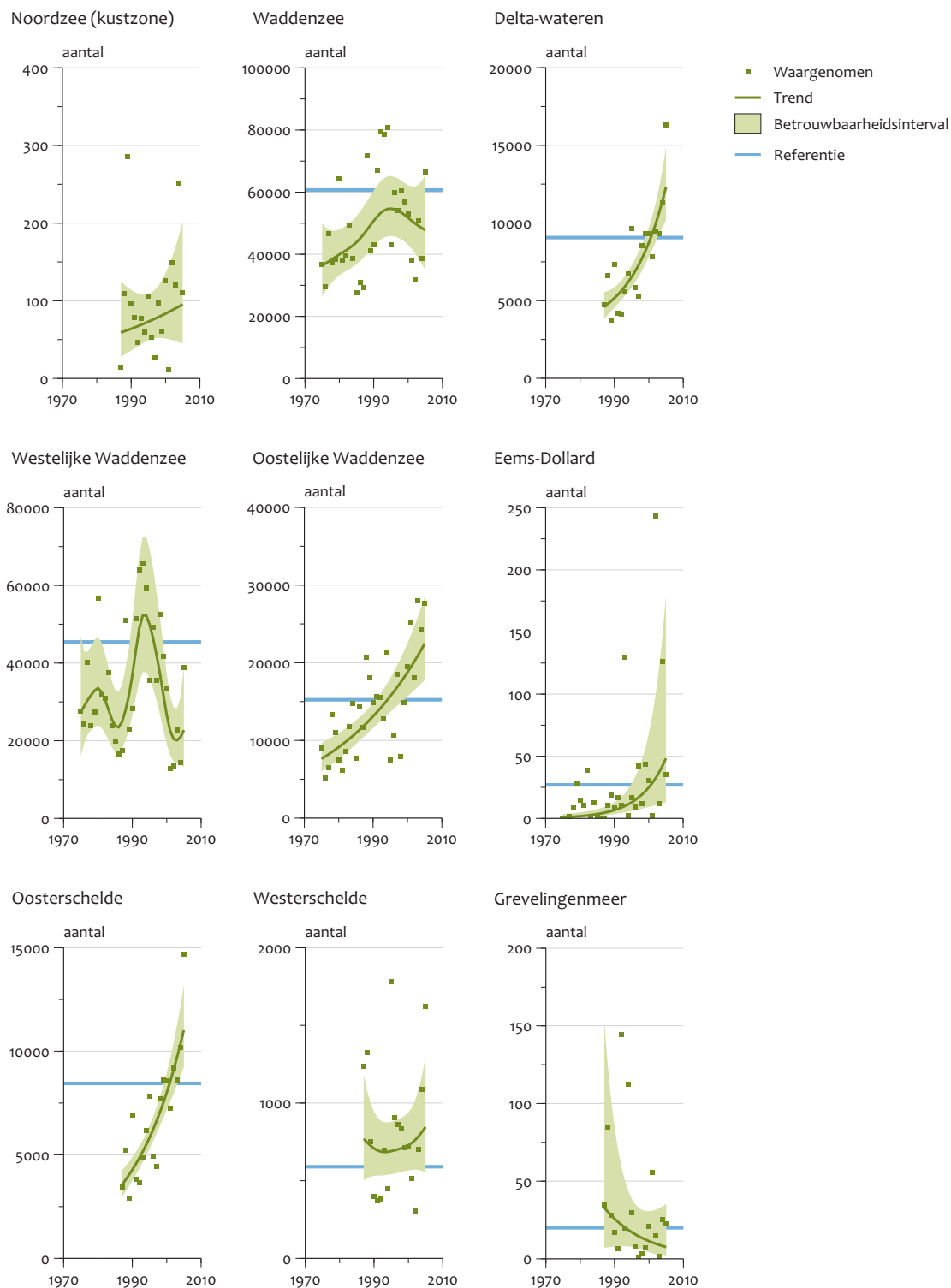


2.7.7 Kanoet (*Calidris canutus*): niet-broedvogel

De kanoet is een soort van die sterk gebonden is aan de zoutwatermilieus en het getijdenritme van Waddenzee en Delta-wateren (Foto 2.29). Het voedselbiotoop bestaat uit vrij zandige platen, maar ook wel slikplaten. De kanoet is een voedselspecialist die specifiek nonnetjes eet, maar bij afwezigheid daarvan ook kokkels, mosselen en andere kleine schelpdieren. De schelpdieren worden in hun geheel door-
geslikt (zie ook Figuur 2.14).

De broedgebieden van de in Europa verblijvende kanoeten liggen in het uiterste noorden van Canada en in Groenland (ondersoort *Calidris canutus subsp. islandica*, circa 450.000 vogels) en op het Taimyr-schiereiland in Siberië (ondersoort *Calidris canutus subsp. canutus*; circa 340.000 vogels). De populatie van ondersoort *islandica* overwintert in West-Europa. Hiervan verblijft maximaal 19% in Nederland. In ons land zijn in augustus gemiddeld 75.000 kanoeten aanwezig, waarbij het niet goed mogelijk is een uitsplitsing naar ondersoort te maken. Ons land fungeert ook als ruigebied. De Nederlandse trend wordt in hoge mate bepaald door de ontwikkelingen in de Waddenzee. Na begin jaren 90 raakte de kanoet hier in

een negatieve spiraal, die recent enigszins gestabiliseerd lijkt te zijn (Figuur 2.37). Dat geldt niet voor alle delen van het Nederlandse wad. De soort herstelt zich in de oostelijke Waddenzee, maar de trend blijft ronduit negatief in de westelijke Waddenzee. Hier is de voedselsituatie sinds eind jaren 80 sterk verslechterd. Nonnetjes en kokkels van de voor kanoeten juiste grootteklasse (kokkelbroed) en kleine mossels zijn er schaars geworden door overbevissing. In de oostelijke Waddenzee is het voedselaanbod beduidend beter, waarbij de nonnetjes zelfs toenemen. Ook in delen van de Duitse Waddenzee (Sleeswijk-Holstein) is de soort in aantal achteruitgegaan. In de Delta-wateren is de trend positief. De ondersoort *islandica*, die hier in toenemende mate overwintert, profiteert mogelijk van de toegenomen dichtheden aan nonnetjes. De aantallen kanoeten in de Delta-wateren zijn echter aanmerkelijk kleiner dan in de Waddenzee. Voor Natura 2000 verkeert de kanoet in een matig ongunstige staat van instandhouding, waarbij een hersteldoelstelling is geformuleerd voor een uitbreiding van de omvang en verbetering van de kwaliteit van het leefgebied leidend tot een herstel van de omvang van de populatie tot 50.000-70.000 vogels in de wintermaanden (LNV, 2006).



Data: Aarts et al. (2008)

Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode.
Eenheid: gemiddeld aantal vogels gedurende winterseizoen; Natuurkwaliteit: percentage.

Gebied			Periode			Bron
			1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Waddenzee	Kwaliteit		64	91	83	Gemiddelde van deelgebieden
Westelijke Waddenzee	Referentie	45.428				SOVON
	Waargenomen		25.292	45.636	22.637	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		56	100	50	
Oostelijke Waddenzee	Referentie	15.230				SOVON
	Waargenomen		14.531	13.498	23.778	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		95	92	100	
Eems-Dollard	Referentie	27				SOVON
	Waargenomen		11	22	76	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		41	81	100	
Delta-wateren	Kwaliteit		82	93	100	Gemiddelde van deelgebieden
Oosterschelde	Referentie	8.447				SOVON
	Waargenomen		3.859	6.614	9.747	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		46	78	100	
Westerschelde	Referentie	590				SOVON
	Waargenomen		1.105	924	824	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		100	100	100	
Grevelingenmeer	Referentie	20				SOVON
	Waargenomen		49	27	23	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		100	100	100	



Bonte strandloper

Tabel 2.51

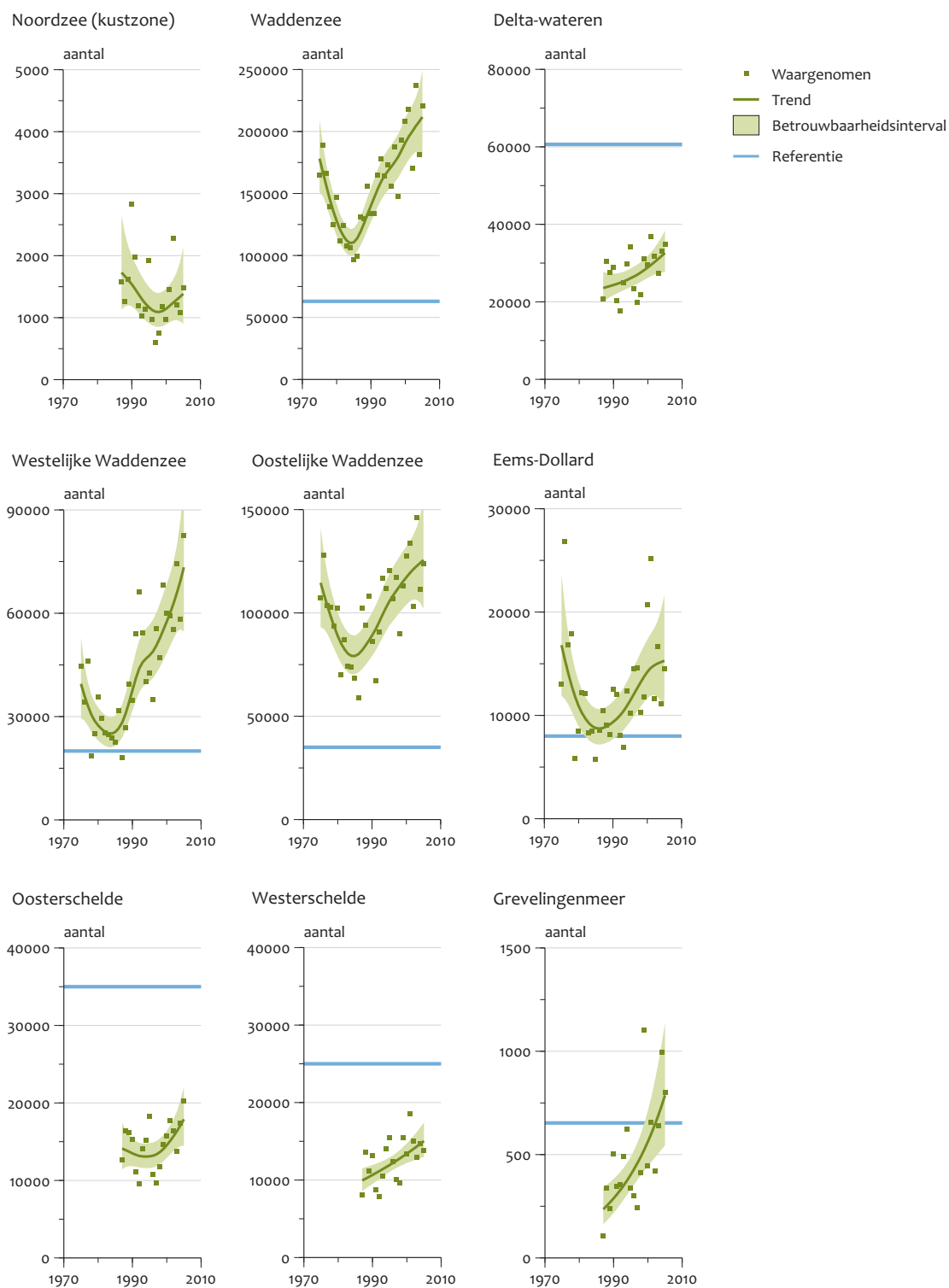
Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode.
Eenheid: aantal dieren overwinterend; Natuurkwaliteit: percentage.

Gebied			Periode			Bron
			1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Waddenzee	Kwaliteit		98	100	100	Gemiddelde van deelgebieden
Westelijke Waddenzee	Referentie	20.000				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		27.051	48.107	65.008	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		98	100	100	
Oostelijke Waddenzee	Referentie	35.000				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		84.267	109.897	124.294	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		100	100	100	
Eems-Dollard	Referentie	8.000				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		8.416	12.250	16.833	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		96	100	100	
Delta-wateren	Kwaliteit		41	52	65	Gemiddelde van deelgebieden
Oosterschelde	Referentie	35.000				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		15.072	13.378	16.873	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		43	38	48	
Westerschelde	Referentie	25.000				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		10.982	12.832	14.721	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		44	51	59	
Grevelingenmeer	Referentie	653				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		227	502	660	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		35	66	88	

2.7.8 Bonte strandloper (*Calidris alpina*): niet-broedvogel

De bonte strandloper is een vogel van vooral de getijdengebieden en de estuaria (Foto 2.30). Het voedsel bestaat uit bodemfauna, voornamelijk wormen, kleine schelpdieren en kreeftachtigen. De internationale populatie van de ondersoort *Calidris alpina subsp. alpina* is stabiel, zoals ook geldt voor de aantallen in de internationale Waddenzee. In de Nederlandse Waddenzee werd een eerdere afname gevolgd door herstel vanaf midden jaren 80 (Figuur 2.38). Deze toename speelt zich vooral af in de westelijke Waddenzee, met name

op Vlieland en de Richel, gevolgd door Balgzand en Griend. Ook in de Delta-wateren nemen de aantallen toe, vooral in de Oosterschelde en het Grevelingenmeer. Mogelijk bestaat er voor de Waddenzee een relatie tussen de toename van de bonte strandloper het aantal wormachtigen, zoals dit ook voor diverse andere steltlopers geldt (zie CLO, 2010). Voor de Natura 2000-gebieden geldt een behoudsdoelstelling voor omvang en kwaliteit van het leefgebied met een draagkracht voor een populatie van gemiddeld 183.700 vogels (LNV, 2006). De huidige staat van instandhouding wordt als gunstig beoordeeld (LNV, 2006).



Data: Aarts et al. (2008)



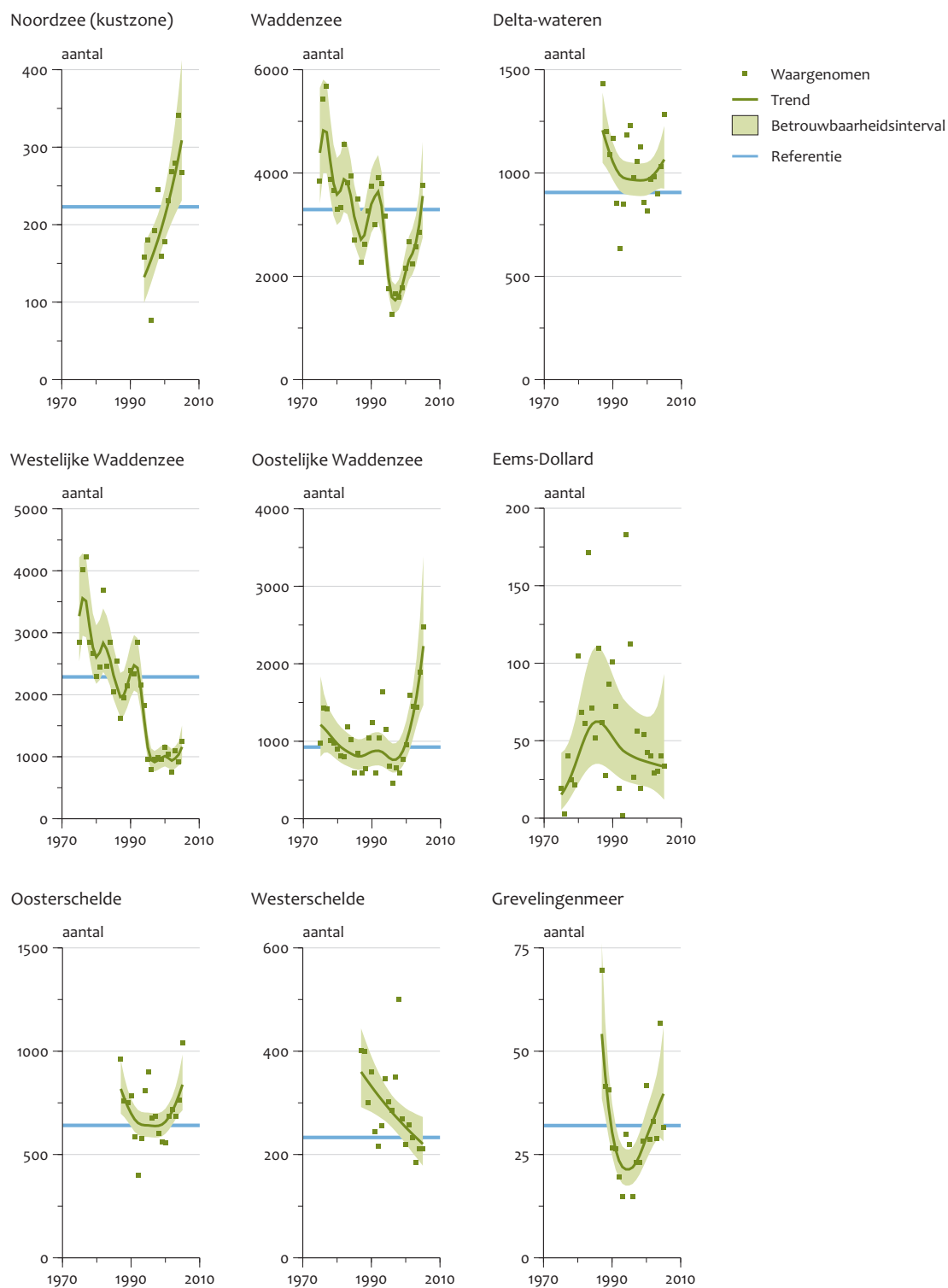
2.7.9 Steenloper (*Arenaria interpres*): niet-broedvogel

De steenloper bewoont vrijwel uitsluitend kust- en getijdengebieden, vaak in grote aantallen op dammen, pieren, taluds en oevers (Foto 2.31). Het hoofdvoedsel bestaat vooral uit wormen, krabbetjes, kleine schelpdieren en strandvlooiën, en wordt aangevuld met aas en etensresten (van patat- en viskramen en de visafslag). De in Nederland overwinterende steenlopers zijn vooral afkomstig van Canada en Groenland. Van die populatie overwintert circa 5% in Nederland. Internationaal is er sprake van een afname van het aantal steenlopers. In de internationale Waddenzee kende de soort perioden van toe- en afname, die vooral bepaald worden door het Nederlandse beeld (afname midden jaren 70 tot eind jaren 80, gevolgd door enig herstel begin jaren 90, een nieuw afname midden jaren 90 en sinds de eeuwwisseling opnieuw herstel (Figuur 2.39). In de Nederlandse Waddenzee neemt

het aantal steenlopers recent toe, met de sterkste toename op de oostelijke Waddeneilanden, mogelijk als gevolg van het herstel van de droogvallende mosselbanken die sinds begin jaren 90 goed beschermd worden. In de Delta-wateren, waar de telreeks een stuk korter is, schommelen de trends meer. In de Oosterschelde gaat het de laatste jaren om toenemende aantallen, terwijl in de Westerschelde al sinds midden jaren 80 sprake is van een gestage terugloop.

Voor Natura 2000 verkeert de steenloper in een zeer ongunstige staat van instandhouding, waarbij een hersteldoelstelling is geformuleerd voor een uitbreiding van de omvang en verbetering van de kwaliteit van het leefgebied leidend tot een herstel van de omvang van de populatie tot 3.500-4.500 vogels in de wintermaanden (LNV, 2006).

De waarden voor de referenties zijn overgenomen van de hersteldoelstellingen voor de Natura 2000-gebieden (Aarts et al., 2008).



Data: Aarts et al. (2008)

Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode.
Eenheid: gemiddeld aantal vogels gedurende winterseizoen; Natuurkwaliteit: percentage.

Gebied			Periode			Bron
			1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Noordzee (kustzone)	Referentie	223				Aarts et al. (2008)
	Waargenomen		181 ¹	169	261	PBL; Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		81	76	100	
Waddenzee	Kwaliteit		91	63	73	Gemiddelde van deelgebieden
Westelijke Waddenzee	Referentie	2.287				Aarts et al. (2008)
	Waargenomen		2.194	1.080	1.037	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		96	47	45	
Oostelijke Waddenzee	Referentie	924				Aarts et al. (2008)
	Waargenomen		790	717	1.636	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		85	78	100	
Delta-wateren	Kwaliteit		100	92	98	Gemiddelde van deelgebieden
Oosterschelde	Referentie	641				Aarts et al. (2008)
	Waargenomen		824	705	742	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		100	100	100	
Westerschelde	Referentie	233				Aarts et al. (2008)
	Waargenomen		367	342	219	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		100	100	94	
Grevelingenmeer	Referentie	32				Aarts et al. (2008)
	Waargenomen		51	24	37	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		100	76	96	

¹ PBL: 181 vogels aangenomen voor gehele Noordzeekustzone in de periode 1984-1989 (waarvan 81 waargenomen vogels in de Voordelta in 1989-1990).



Grote stern

Tabel 2.53

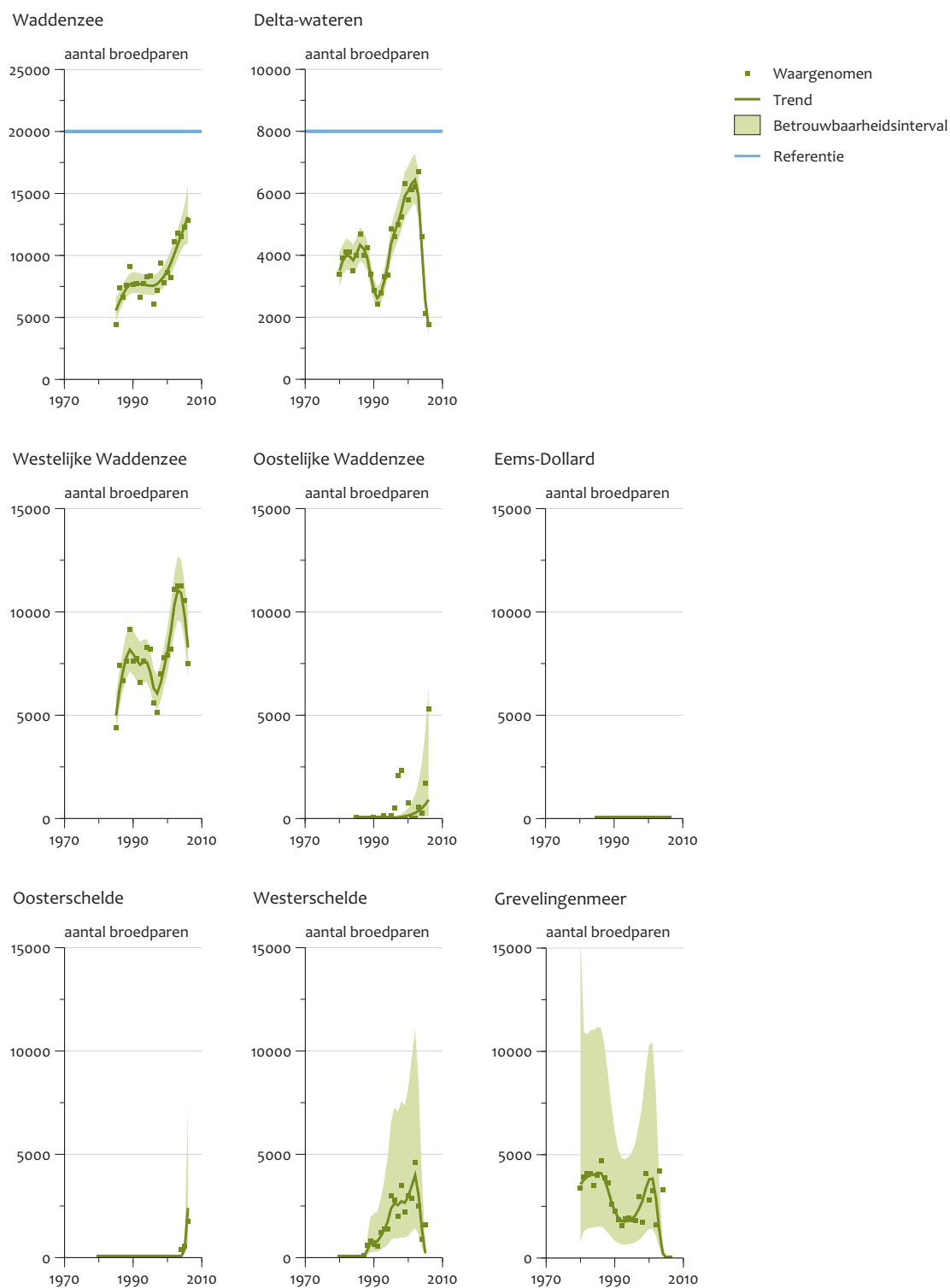
Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode.
Eenheid: aantal broedparen; Natuurkwaliteit: percentage.

Gebied			Periode			Bron
			1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Noordzeekustzone	Referentie	28.000				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		11.019	12.737	15.679	Baptist en Jagtman (1997); Aarts et al. (2008)
Waddenzee	Kwaliteit		39	45	56	
	Referentie	20.000				Baptist en Jagtman (1997; gebied 'Kustzone')
	Waargenomen		7.046	7.849	10.919	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		35	39	55	
Delta-wateren	Referentie	8.000				Baptist en Jagtman (1997; gebied 'Voordelta')
	Waargenomen		3.973	4.888	4.760	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		50	61	60	

2.7.10 Grote stern (*Sterna sandvicensis*): broedvogel

De grote stern is een broedvogel van dynamische kustmilieus op kale of schaars-begroeide eilanden, waar in compacte kolonies wordt gebroed (Foto 2.32). Het voedsel bestaat uit een grote variatie aan mariene vissoorten met een lengte van 5-15 cm en een gewicht van 7-11 gram, zoals haring, sprong, zandspiering en smelt. In de jaren 50 broedden er tot 35.000 paren in Nederland. De broedpopulatie kwam daarna in een snelle neerwaartse spiraal terecht door vergiftiging. Een dal trad op rond 1965, toen slechts 900 paren werden geteld. De populatie heeft zich daarna ten dele hersteld naar 4.350-5.500 paren in 1973-1977 en 18.000-19.500 in 1998-2000 (Figuur 2.40). De huidige aantallen (17.800 paren in 2006) blijven echter ook in goede jaren steken op de helft van het niveau van de jaren 50. De verdwijning van het natuurgebied De Beer bij de aanleg van de Europoort speelt hierbij ook een rol. In de jaren 30 broedden op De Beer circa 10.000 paar

grote sterns (Buijsman, 2007). De jaarlijkse fluctuaties hangen ten dele samen met verplaatsingen (bijvoorbeeld van Delta-gebied naar Vlaamse kust en terug) en schommelingen in het broedsucces (bijvoorbeeld als gevolg van hoge waterstanden waardoor nesten onder water komen te staan). Nieuwe broedhabitats ontstaan vrijwel niet meer terwijl sommige traditionele kolonies minder geschikt geworden zijn. De landelijke aantalsontwikkeling wordt bepaald door de aantallen broedparen in de drie grote kolonies in Nederland: op Griend in de Waddenzee, op de Hompelvoet in het Grevelingenmeer en op de Hooge Platen in de Westerschelde. De huidige staat van instandhouding van de grote stern in het kader van Natura 2000 is zeer ongunstig, waarbij een doel voor het herstellen van de populatie tot 25.000 broedparen is geformuleerd (LNV, 2006). Voor de Noordzeekustzone (de gehele kustzone van Cadzand tot Rottumerplaat) is gerekend met de totale Nederlandse populatie in verband met het foerageren van de populatie in de Noordzeekustzone.



Data: Aarts et al. (2008)



2.7.11 Visdief (*Sterna hirundo*): broedvogel

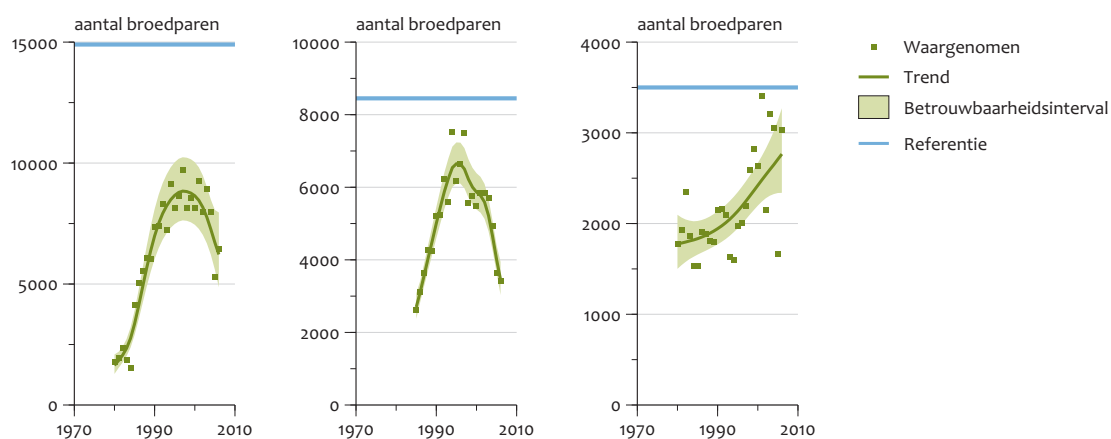
De visdief is een broedvogel van vooral kustgebieden op kale of schaars begroeide terreinen (bij voorkeur eilanden of kwelders) (Foto 2.33). Het voedsel bestaat uit kleine vissen die in de bovenste waterlaag gevangen worden. Vergeleken met het niveau van de jaren 30 van de vorige eeuw (tot 40.000 paren) zijn de huidige aantallen half zo groot. De soort kende, net als de Grote stern en vanwege dezelfde reden (vergiftiging met stoffen als dieldrin), een dal midden jaren 60 (circa 2.500 paren). Vanaf dit dieptepunt heeft het herstel meer dan dertig jaar gekost: van 10.000 paren in 1975 tot 17.000-19.000 paren in 2005-2006 (Figuur 2.41). Dat het niveau van 40.000 broedparen niet meer gehaald wordt, is onder andere te wijten aan het verdwijnen van broedhabitat in de Noordzeekustzone, met name het natuurgebied De Beer ten zuiden van de Nieuwe Waterweg dat is omgevormd tot het havengebied van de Europoort en waar in de jaren

30 circa 20.00 paar visdieven broedden (Buijsman, 2007). In de Waddenzee werden vanaf 1990 rond 6.000 paren geteld hoewel de laatste jaren het aantal broedparen beneden de 4000 is gezakt. Traditioneel broedt het grootste deel van de visdieven hier in de westelijke Waddenzee, maar de laatste jaren wordt het verschil met de oostelijke delen kleiner. In de Delta-wateren zijn de aantallen toegenomen, maar er zijn grote verschillen tussen deelgebieden en tussen opeenvolgende jaren. Qua broedsucces worden hier ook grote regionale verschillen waargenomen.

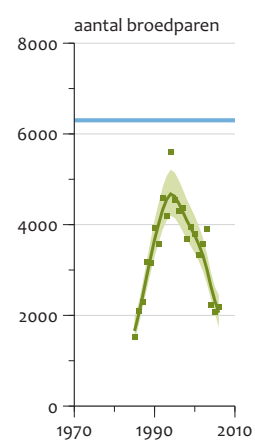
Voor Natura 2000 geldt voor de visdief een matig ongunstige staat van instandhouding, met een doel voor het herstellen van de populatie tot 20.000 broedparen (LNV, 2006).

De referentie van Baptist en Jagtman (1997; 32.000 broedparen voor geheel Nederland), is naar beneden bijgesteld naar 27.000 broedparen in verband met het onomkeerbaar verlies van habitat in de Noordzeekustzone.

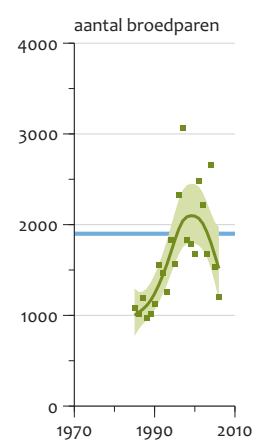
Noordzee (kustzone)



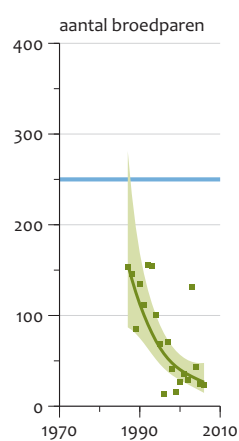
Westelijke Waddenzee



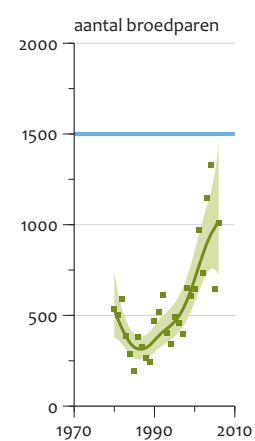
Oostelijke Waddenzee



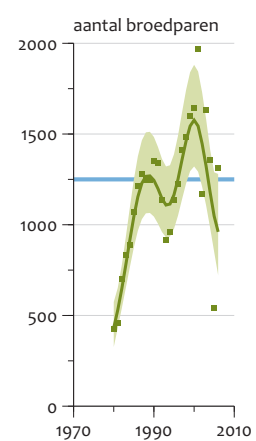
Eems-Dollard



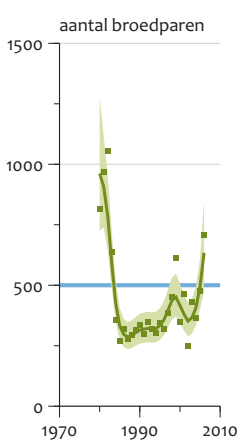
Oosterschelde



Westerschelde



Grevelingenmeer



Data: Aarts et al. (2008)

Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode.
Eenheid: aantal broedparen; Natuurkwaliteit: percentage.

Gebied			Periode			Bron
			1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Noordzeekustzone	Referentie	15.000				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		4.729	8.721	7.715	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		32	58	51	
Waddenzee	Kwaliteit		49	64	52	Gemiddelde van deelgebieden
Westelijke Waddenzee	Referentie	6.300				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		2.450	4.406	3.014	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		39	70	48	
Oostelijke Waddenzee	Referentie	1.900				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		1.056	2.067	1.734	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		56	100	91	
Eems-Dollard	Referentie	250				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		128	52	45	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		51	21	18	
Delta-wateren	Kwaliteit		68	58	62	Gemiddelde van deelgebieden
Oosterschelde	Referentie	1.500				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		282	491	925	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		19	33	62	
Westerschelde	Referentie	1.250				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		1.157	1.304	1.376	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		93	100	100	
Grevelingenmeer	Referentie	500				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		305	402	434	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		61	80	87	
Veerse Meer	Referentie	250				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		319	44	0	Baptist en Jagtman (1997); Strucker et al. (2007)
	Kwaliteit		100	18	0	



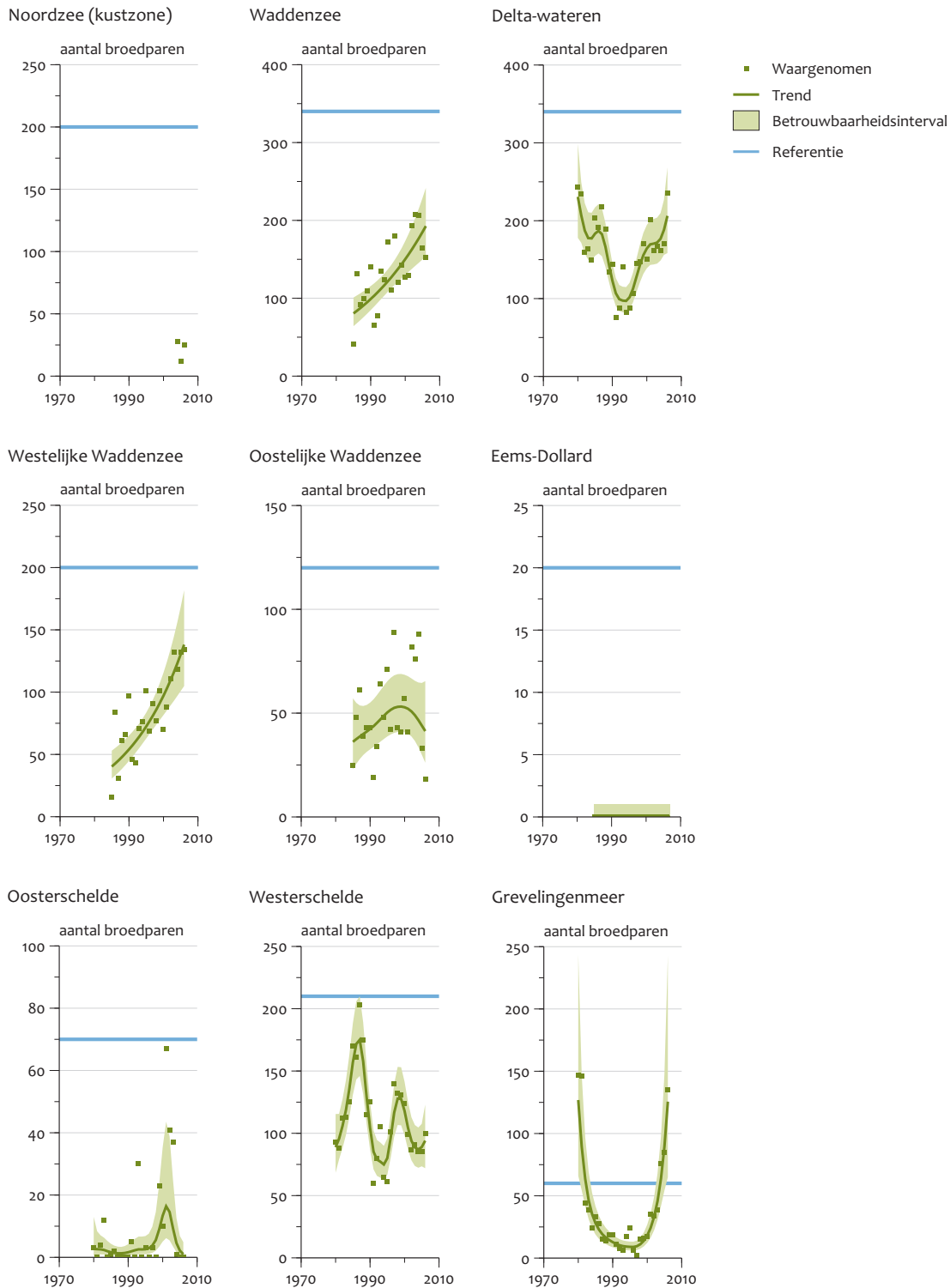
2.7.12 Dwergstern (*Sternula albifrons*): broedvogel

De dwergstern is een broedvogel van pioniersbiotopen in zoute kustmilieus (Foto 2.34). De nestplaats is gelegen op zand-, kiezel- of schelpenbanken en opgespoten terreinen. Het voedsel bestaat uit vis (zoals zandspiëring, sprot, kleine platvis en stekelbaarzen) met een lengte tot 9 cm, en kreeftachtigen.

De Nederlandse populatie omvatte 800-900 paren rond 1960 maar stortte vervolgens in (net als die van grote stern en visdief) door vergiftiging. Vanuit dit dal (100 paren in 1967) lukte het de dwergstern slechts langzaam en gedeeltelijk op te klimmen. Het aantal broedparen na 1990 schommelt rond de 400-450 broedparen (Figuur 2.42). Daarmee zijn de huidige aantallen slechts de helft van die van vóór 1960. Het verspreidingsgebied is sinds 1975 duidelijk afgenomen (op het niveau van ruimtelijke eenheden van 5x5 km met 40%), ondanks het ontstaan van nieuwe broedgelegenheid in vooral het Deltagebied. Broedplaatsen zijn verdwenen langs de Groninger kust, het Lauwersmeer, de Friese IJsselmeerkust, plaatselijk op de Waddeneilanden en in het Deltagebied. In de westelijke Waddenzee vond recent een sterke toename plaats die nog steeds doorzet. De dwergstern staat op de Rode Lijst vanwege de duidelijke afname, de zeer beperkte verspreiding en de gebondenheid aan kwetsbaar broedbiotoop. De huidige staat van instandhouding van de dwergstern in het kader van Natura 2000 is zeer ongunstig, waarbij een hersteldoelstelling is geformuleerd voor het herstel van de populatie tot 800 broedparen (LNV, 2006).

Voor de natuurlijke referenties voor de dwergstern is uitgegaan van de hersteldoelstelling voor de Natura 2000-gebieden zoals geformuleerd in het Natura 2000-doelendocument (LNV, 2006). Aarts et al. (2008) noemen referenties van 160 paar voor de Waddenzee en 170 paar voor de Delta-wateren en 0 paar voor de Noordzeekustzone, gebaseerd op het voorkomen in de periode 1999-2003. In totaal betreft het hier een referentie voor geheel Nederland van 340 broedpaar, veel lager dan de aantallen broedparen in de jaren 60 en de hersteldoelstelling voor Natura 2000. Voor de natuurlijke referentie voor de berekening van de Natuurkwaliteit in de deelgebieden zijn de getallen van Aarts et al. (2008) met een factor twee vermenigvuldigd. Voor de Eems-Dollard is een gering aantal broedparen (20) als referentie aangehouden. Samen met de broedparen in de Noordzeekustzone, die daar wel degelijk op zandplaten broeden (Smit et al., 2007; Meininger et al., 2005) en gebroed hebben (Buijsman, 2007), komt de natuurlijke referentie voor de dwergstern voor heel Nederland hiermee op circa 900 broedparen.

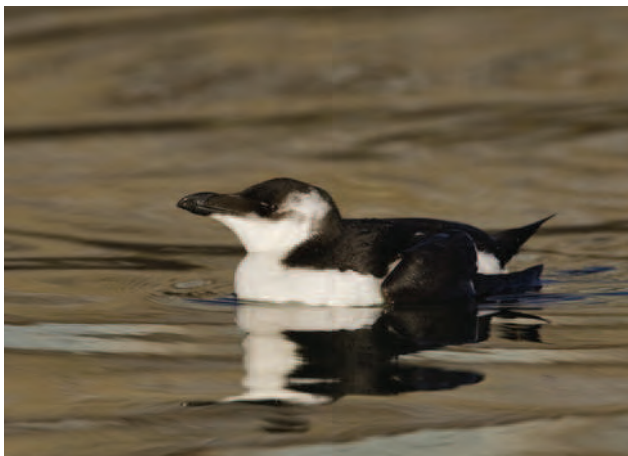
De referentie voor de Noordzeekustzone gaat uit van de totale Nederlandse populatieomvang rond 1960 (900 broedpaar), circa 700 broedparen in Waddenzee en Delta-wateren en voldoende broedgelegenheid op eilanden en zandplaten voor de kust (onder andere Hinderplaat en Razende bol) en op rustige strandvlakten. Dit leidt tot een natuurlijke referentie van 200 broedparen in de Noordzeekustzone.



Data: Aarts et al. (2008)

Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode. Eenheid: aantal broedpaar;
Natuurkwaliteit: percentage.

Gebied			Periode			Bron
			1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Noordzeekustzone	Referentie	200				PBL
	Waargenomen				22	Smit et al. (2007); Meiningen et al. (2005)
	Kwaliteit				11	
Waddenzee	Kwaliteit		21	30	34	Gemiddelde van deelgebieden
Westelijke Waddenzee	Referentie	200				PBL
	Waargenomen		52	86	112	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		26	43	56	
Oostelijke Waddenzee	Referentie	120				PBL
	Waargenomen		43	56	56	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		36	47	47	
Eems-Dollard	Referentie	20				PBL
	Waargenomen		0	0	0	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		0	0	0	
Delta-wateren	Kwaliteit		38	26	50	Gemiddelde van deelgebieden
Oosterschelde	Referentie	70				PBL
	Waargenomen		1	5	22	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		1	7	32	
Westerschelde	Referentie	210				PBL
	Waargenomen		158	105	96	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		75	50	46	
Grevelingenmeer	Referentie	60				PBL
	Waargenomen		22	13	60	Aarts et al. (2008)
	Kwaliteit		37	22	73	

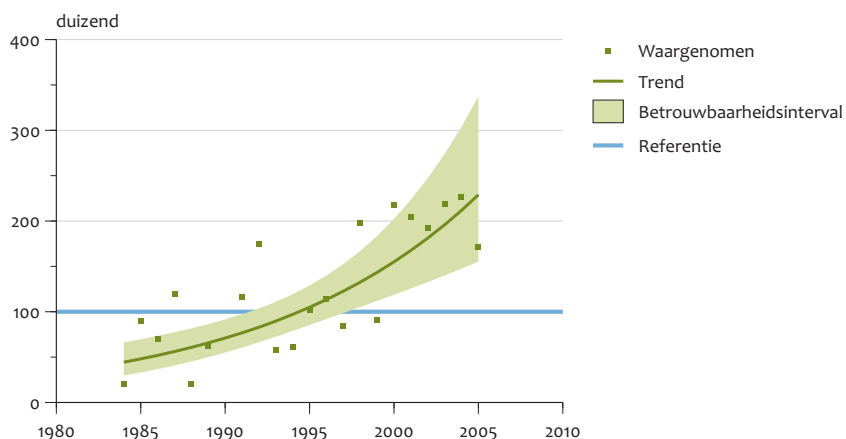


2.7.13 Alk (*Alca torda*) / Zeekoet (*Uria aalge*): niet-broedvogel

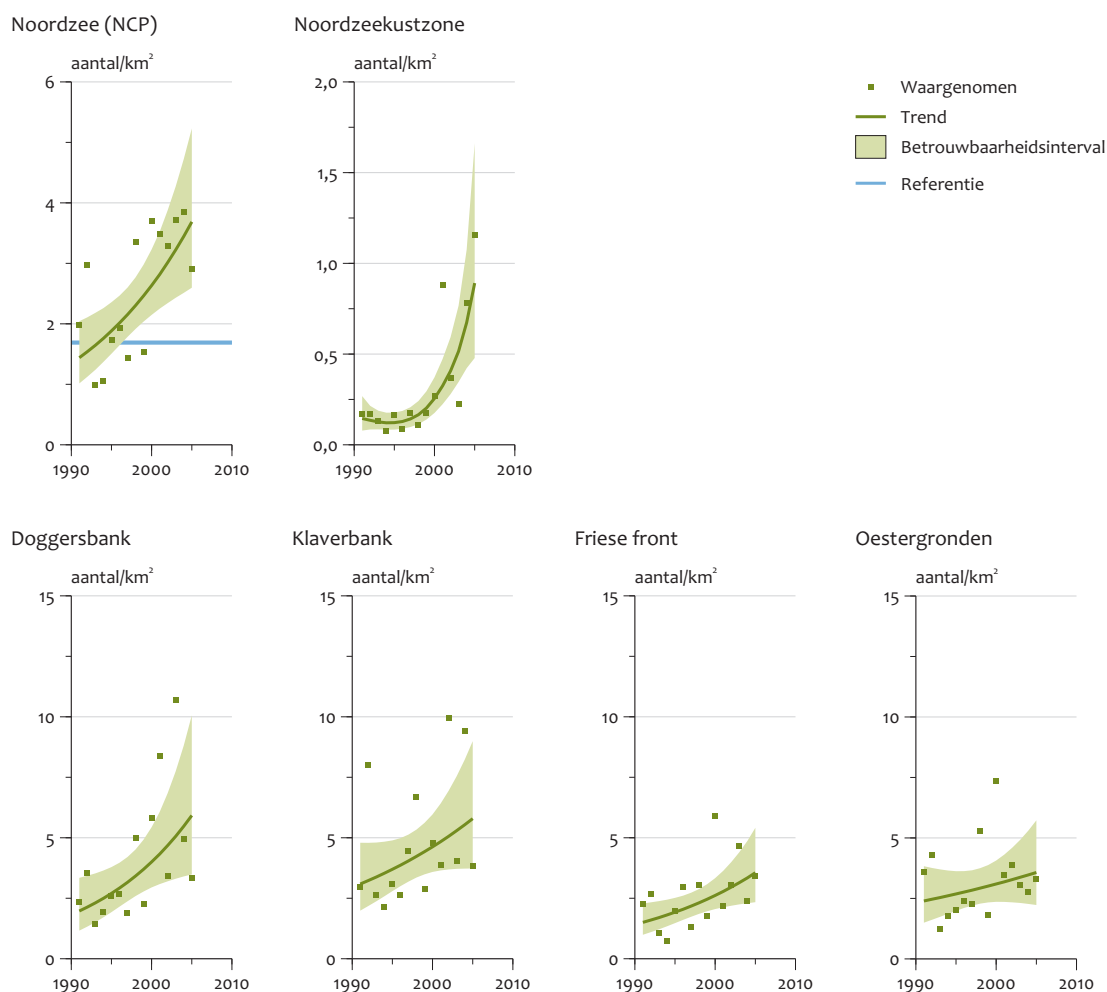
Alk en zeekoet worden bij tellingen vaak samengenomen. Zeker vanuit het vliegtuig zijn de soorten vaak nauwelijks te onderscheiden (Foto 2.35 en 2.36). Beide soorten vangen vissen onder water en kunnen op het NCP gemakkelijk de bodem bereiken (ze kunnen tot wel 100 m diep duiken). Het zijn zichtjagers waardoor ze voor het vangen van vissen afhankelijk zijn van helder water. Zeekoeten komen in de wintermaanden in grote aantallen op het NCP voor. De plaatsen waar ze in hoge dichtheden voorkomen (meer dan 25 vogels per km²) verschillen van jaar tot jaar, waarschijnlijk afhankelijk van waar zich op dat moment de meeste geschikte vissen bevinden. De zeekoet (als aparte soort) is opgenomen in de voorlopige doelstellingen voor de Natura 2000-gebieden in de Noordzee, met een aantal dieren van alk/zeekoet van

330.000 vogels op het NCP in de winter (een dichtheid van 5,6 dieren per km²; Jak et al., 2009). De huidige staat van instandhouding van de zeekoet is als gunstig beoordeeld (Jak et al., 2009). Dit is beoordeeld op grond van de gegevens van alk/zeekoet van Rijkswaterstaat (Arts, 2008), welke ook de basis zijn voor de hier gepresenteerde trends en berekening van de Natuurkwaliteit.

De aantallen berekend voor het NCP lopen sinds het begin van de vliegtuigtellingen boven de Noordzee sterk op (Figuur 2.43). De aantallen van vóór 1991 zijn minder betrouwbaar vanwege een geringere meetinspanning. Ook de dichtheden van na 1991 laten voor het NCP een significante stijging zien (Figuur 2.44). In de Noordzeekustzone is deze stijging ook significant positief. Arts (2008) beschrijft een daling van de aantallen op het NCP na 2005.



Data: Baptist en Jagtman (1997); Rijkswaterstaat



Data: Rijkswaterstaat. Bewerking: PBL

Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode.

Eenheid: aantal vogels in het Nederlands deel van de Noordzee gedurende de maanden december-januari; Natuurkwaliteit: percentage.

Gebied			Periode			Bron
			1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Noordzee offshore	Referentie	100.000				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		63.650	108.296	205.045	Baptist en Jagtman (1997), Rijkswaterstaat
	Kwaliteit		64	100	100	

2.7.14 Natuurkwaliteit Vogels

Natuurkwaliteit Vogels

Tabel 2.57

Eenheid: percentage.

Gebied	Soort	Periode		
		1984-1989	1994-1999	2000-2006
Noordzee	Noordse stormvogel	100	100	100
	Eider	100	94	54
	Strandplevier	11	7	3
	Steenloper	81	76	100
	Grote stern	39	45	56
	Visdief	32	58	51
	Dwergstern			11
	Alk/Zeekoet	64	89	100
	Gemiddeld	61	68	59 (66)¹
Noordzeekustzone	Eider	100	94	54
	Strandplevier	11	7	3
	Steenloper	81	76	100
	Grote stern	30	45	56
	Visdief	32	58	51
	Dwergstern			11
	Gemiddeld	53	56	46 (53)¹
Noordzee offshore	Noordse stormvogel	100	99	100
	Alk/Zeekoet	60	89	100
	Gemiddeld	80	94	100
Waddenzee	Eider	100	75	53
	Scholekster	82	78	68
	Kluut	88	77	71
	Strandplevier	12	11	5
	Kanoet	64	91	83
	Bonte strandloper	98	100	100
	Steenloper	91	63	73
	Grote stern	35	39	55
	Visdief	49	64	52
	Dwergstern	21	30	34
	Gemiddeld	64	63	59
Westelijke Waddenzee	Eider	100	97	75
	Scholekster	73	66	61
	Kluut	100	100	100
	Strandplevier	2	11	2
	Kanoet	56	100	50
	Bonte strandloper	98	100	100
	Steenloper	96	47	45
	Grote stern	35	39	55
	Visdief	39	70	48
	Dwergstern	26	43	53
	Gemiddeld	63	67	59
Oostelijke Waddenzee	Eider	100	49	53
	Scholekster	100	69	59
	Kluut	63	30	14
	Strandplevier	24	21	12
	Kanoet	95	92	100
	Bonte strandloper	100	100	100
	Steenloper	85	78	100
	Grote stern	35	39	55
	Visdief	56	100	91
	Dwergstern	36	47	47
	Gemiddeld	69	63	63

Gebied	Soort	Periode		
		1984-1989	1994-1999	2000-2006
Eems-Dollard	Eider	100	79	30
	Scholekster	74	100	85
	Kluut	100	100	100
	Strandplevier	10	0	0
	Kanoet	41	81	100
	Bonte strandloper	96	100	100
	Visdief	51	21	18
	Dwergstern	0	0	0
Delta-wateren	Gemiddeld	59	60	54
	Middelste Zaagbek	32	60	48
	Scholekster	69	72	56
	Kluut	94	60	57
	Strandplevier	37	14	16
	Kanoet	82	93	100
	Bonte strandloper	41	52	65
	Steenloper	100	92	98
	Grote stern	50	61	60
	Visdief	68	58	62
	Dwergstern	38	26	50
	Gemiddeld	61	59	61
Oosterschelde	Scholekster	79	56	44
	Kluut	100	100	100
	Strandplevier	37	11	11
	Kanoet	46	78	100
	Bonte strandloper	43	38	48
	Steenloper	100	100	100
	Visdief	19	33	62
	Dwergstern	1	7	32
Westerschelde	Gemiddeld	53	53	62
	Scholekster	38	59	39
	Kluut	100	57	82
	Strandplevier	27	18	16
	Kanoet	100	100	100
	Bonte strandloper	44	51	59
	Steenloper	100	100	94
	Visdief	93	100	100
	Dwergstern	75	50	46
	Gemiddeld	72	67	67
Grevelingenmeer	Middelste Zaagbek	39	81	78
	Scholekster	89	100	86
	Kluut	93	48	43
	Strandplevier	66	28	35
	Kanoet	100	100	100
	Bonte strandloper	35	66	88
	Steenloper	100	75	100
	Visdief	61	80	87
	Dwergstern	37	22	73
	Gemiddeld	69	67	77
Veerse Meer	Middelste zaagbek	24	38	17
	Kluut	82	35	1
	Strandplevier	16	0	0
	Visdief	100	18	0
	Gemiddeld	56	23	5

¹ Noordzee en Noordzeekustzone: tussen haakjes de natuurkwaliteit wanneer de dwergstern wordt weggelaten (voor vergelijkbaarheid met voorgaande perioden).

Meesters et al. (2009b) onderscheiden een kernset van indicatoren ('hard') en aanvullende indicatoren ('aanv.').

Indicator	Bron	Monitoring	Referentie
Bruinvis	AMOEBE, Meesters et al. (aanv.)	Wordt meegenomen met maandelijkse zeevogel-trajecttellingen (Noordzee; RIJKSWATERSTAAT); in 1995 en 2005 Noordzee-wijde schattingen van aantallen (SCANS; EU); sinds 2009 worden er speciaal voor de bruinvis vliegtuigtellingen uitgevoerd op het NCP	AMOEBE, Meesters et al.
Dwergvinvis	Meesters et al. (hard)	Incidenteel	
Griend	Meesters et al. (hard)	Incidenteel	
Tuimelaar	Meesters et al. (aanv.)	Incidenteel	
Witsnuitdolfijn	Meesters et al. (aanv.)	Incidenteel	
Overige dolfinen	AMOEBE, Meesters et al. (aanv.)	Incidenteel	AMOEBE
Gewone zeehond	AMOEBE, Meesters et al. (hard)	LNV (IMARES) en TriMap (Waddenzee)	AMOEBE, Meesters et al.
Grijze zeehond	Meesters et al. (hard)	LNV (IMARES) en TriMap (Waddenzee)	

2.8 Zoogdieren

Meesters et al. (2009b) noemen in de lijst van 'harde' indicatoren voor de Natuurwaarde de soorten: dwergvinvis, griend, gewone zeehond en grijze zeehond. In de aanvullende lijst staan vermeld: bruinvis, tuimelaar, witsnuitdolfijn en 'andere dolfinen'. De AMOEBE gebruikte bruinvis, dolfinen (als groep) en de gewone zeehond (Baptist en Jagtman, 1997). Zie het overzicht in Tabel 2.58. De monitoring van deze soorten is beperkt (Meesters et al., 2009a, 2009b). In de Waddenzee worden de gewone zeehond en de grijze zeehond gemonitord in het kader van TriMap (de internationale Waddenzee-monitoring).

Tabel 2.58. Overzicht indicatoren zeezoogdieren. Meesters et al. (2009b) onderscheiden een kernset van indicatoren ('hard') en aanvullende indicatoren ('aanv.').

Vanwege de beschikbaarheid van referenties en aantallen dieren, zijn als indicatoren de bruinvis (Noordzee, Waddenzee en Delta-wateren), dolfinen (diverse soorten in de Noordzee) en de gewone zeehond (Noordzee, Waddenzee en Delta-wateren) gebruikt bij de bepaling van de Natuurkwaliteit. Meesters et al. (2008) vermelden dat voor de grijze zeehond voor de Noordzee geen referentiewaarde bekend is. Om deze reden is de grijze zeehond hier niet meegenomen.

2.8.1 Bruinvis (*Phocoena phocoena*)

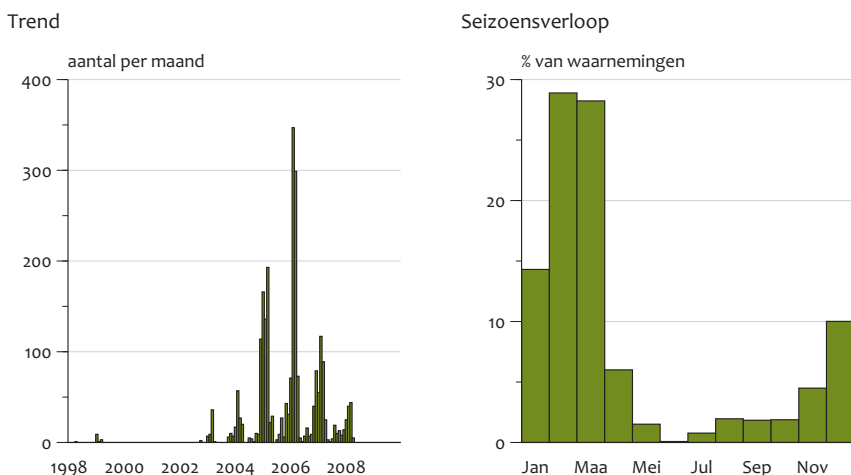
De bruinvis is de kleinste en meest algemene walvissoort in de Noordzee. Ze komen tot in ondiep water voor de kust voor en kunnen zich daar ook voortplanten. Ze leven voornamelijk van vis, waarbij ze vaak bij de zeebodem hun prooiën zoeken (Santos en Pierce, 2003). Voorlopige resultaten van onderzoek naar het dieet van bruinvissen in de Noordzee laat zien dat ze een voorkeur lijken te hebben voor grondels en kleine wijtingen (mededeling Leopold). Als een van de weinige

dieren in de Noordzee zoeken ze hun voedsel met sonar, en zijn daarmee gevoelig voor verstoring door geluid (bijvoorbeeld als gevolg van scheepvaart of aanleg van windparken). Als toppredator in het oecosysteem zijn ze gevoelig voor verontreinigingen. Ze worden regelmatig als bijvangst van de visserij aangetroffen en dit wordt als de grootste bedreiging voor de bruinvis gezien (Santos en Pierce, 2003). De bruinvis is een internationaal bedreigde en beschermde soort (ASCOBANS, Habitatrichtlijn).

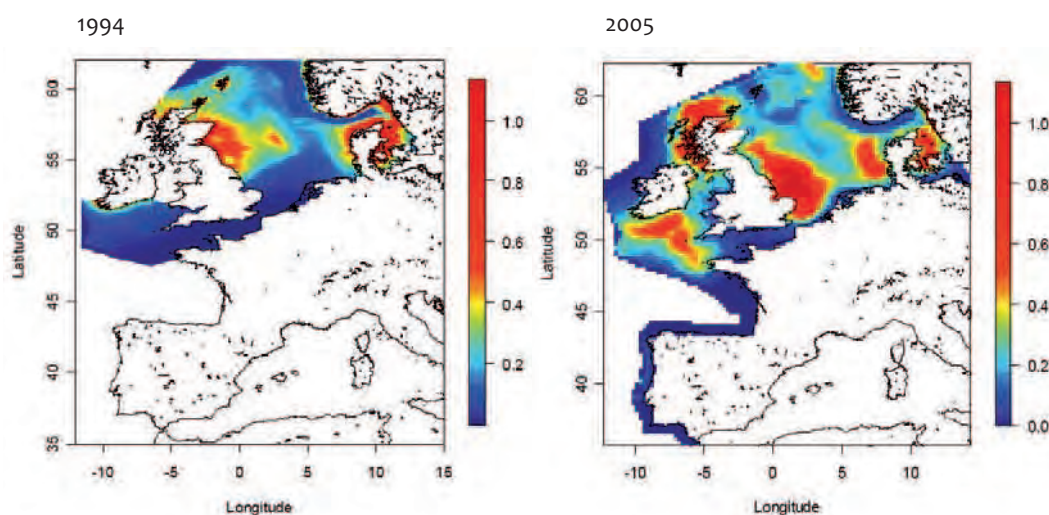
Bruinvissen in de Grevelingen

Foto 2.37





Bron: trektellen.nl



Data: SCANS II

Waarnemingen van afzonderlijke bruinvissen worden gemeld via vele bronnen, zoals waarneming.nl en de site van Nederlandse volgetrektellers (trektellen.nl). Dit betreffen vooral waarnemingen vanaf de kust. De trend is dat er tot circa 2006 steeds meer bruinvissen langs de Nederlandse kust zijn waargenomen, waarbij de meeste dieren in het voorjaar worden gezien (Figuur 2.45). Tellingen van het aantal groepen per 1000 km² op het NCP zijn afkomstig van de maandelijkse zeevogeltellingen met vliegtuigen boven de Noordzee en worden slechts tot 2002 gerapporteerd door Rijkswaterstaat via Waterstat.nl. Schattingen voor de aantallen op het gehele NCP zijn uit deze gegevens moeilijk te maken. Baptist en Jagtman (1997) geven referenties en aantalsschattingen voor 1988 en 1995 voor de gebieden Noordzee, Waddenzee en Delta-wateren en de afzonderlijke watersystemen.

Osinga et al. (2007) berekenden op basis van de vliegtuigtellingen van Rijkswaterstaat (jaren 2001-2004) een minimum dichtheid van 0,196 dieren per km² en daarmee een aantal van ruim 11.500 bruinvissen in het Nederlands deel van de Noordzee. Op basis van boottellingen (jaar: 2005) komen zij op 12.500 bruinvissen op het NCP. Osinga et al. berekenden ook een gemiddelde dichtheid voor het NCP uit 3 gebieden uit het SCANS II onderzoek: 0,39 bruinvissen per km², wat zou neerkomen op ongeveer 22.000 bruinvissen op het NCP in 2005. Middeling van deze getallen om een schatting voor het NCP te krijgen, zoals door Osinga et al. is gedaan, geeft geen representatief beeld voor het NCP, vanwege de grote ruimtelijke verschillen in de Noordzee. Op basis van de gegevens van latere analyses van SCANS II (SCANS II Newsletter 9, Dec. 2006; Figuur 2.46; data

Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode.
Eenheid: aantal dieren; Natuurkwaliteit: percentage.

Gebied			Periode			Bron
			1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Noordzee	Referentie	50.000				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		9.000	12.500	17.000	Baptist en Jagtman (1997); SCANS II
	Kwaliteit		18	25	34	
Waddenzee	Referentie	1.000				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		10	25	25	Baptist en Jagtman (1997); 2000-2005 gelijk aan 1994-1999
	Kwaliteit		1	2,5	2,5	
Delta-wateren	Referentie	1.000				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		0	0	0	Baptist en Jagtman (1997); 2000-2006 gelijk aan 1994-1999
	Kwaliteit		0	0	0	

ontvangen van Kelly Macleod, University of St Andrews, UK) is door het PBL een uitsnede gemaakt van de dichtheden van bruinvissen van het NCP. Op basis hiervan is een gemiddelde dichtheid voor het NCP van 0,185 dieren per km² berekend. Het totaal aantal dieren komt hiermee op ongeveer 11.000 dieren. Voor 1994 waren de oorspronkelijke gegevens niet meer beschikbaar, zodat voor dit jaar helaas een dergelijke analyse niet gedaan kon worden. De Zoogdiervereniging VZZ (2007) geeft in haar Basislijst van Rode Lijstsoorten een schatting van het huidige aantal bruinvissen op het NCP van circa 17.000 (15.000-19.000), op basis van de vliegtuigtellingen en het SCANS II-onderzoek. 17.000 bruinvissen op het NCP is aangehouden voor de berekening van de Natuurkwaliteit in de Noordzee. Overigens geeft de VZZ voor 1950 een schatting van 32.500 (25.000-40.000) dieren op het NCP. Dit is lager dan de referentie van Baptist en Jagtman (1997) van 50.000 dieren. De aanvullende monitoring van de bruinvissen op het NCP, die vanaf 2009 vanuit vliegtuigen wordt uitgevoerd, kan op termijn een betere schatting van het aantal bruinvissen opleveren.

Op de gehele internationale Noordzee was volgens het SCANS-onderzoek (Hammond et al., 2002) het aantal bruinvissen in 1994 ongeveer 341.000 (95%-betrouwbaarheidsinterval: 260.000-449.000). In een analyse in het SCANS II-onderzoek wordt de populatie bruinvissen in de internationale Noordzee in 1994 en 2005 geschat op een vergelijkbare omvang (zeker gezien de onzekerheden): respectievelijk 250.000 en 231.000 dieren (SCANS II Newsletter 8, Sep. 2006). Wel is er groot verschil in de ruimtelijke verspreiding van de bruinvis in de Noordzee tussen deze jaren (Figuur 2.46), mogelijk als gevolg van veranderde voedselomstandigheden (Santos en Pierce, 2003; VZZ, 2007). Volgens hetzelfde SCANS II was de dichtheid van de bruinvis in het Nederlands deel van de Noordzee in 1994 aanzienlijk lager dan in 2005, en dus veel lager dan de schatting van Baptist en Jagtman (1997) voor die periode. Helaas is het niet mogelijk de getallen te corrigeren omdat een goede vergelijking van de verschillende methoden (uitgevoerd in verschillende perioden) niet mogelijk is. De onzekerheid in de schatting van het aantal bruinvissen is dan ook relatief groot.

De aantallen voor Waddenzee en Delta-wateren zijn erg laag, hoewel de bruinvis halverwege de vorige eeuw ook in de Waddenzee en de Delta-wateren algemeen voorkwam (Baptist en Jagtman, 1997). Omdat er niet veel veranderd is in het voorkomen van bruinvissen in deze wateren na 1994, zijn de getallen voor Waddenzee en Delta-wateren voor de periode 2000-2005 overgenomen van 1994-1999. Voor de deelsystemen van de Waddenzee en de Delta-wateren zijn de aantallen wel geringer dan voor de hoofdsystemen, maar is het niveau van de aantallen ten opzichte van de referentie waarschijnlijk vergelijkbaar. Zo wordt in Tabel 2.55 het aantal bruinvissen in de Waddenzee geschat op 25 (gemiddeld door het jaar heen aanwezig). In 2006 (op het voorlopige hoogtepunt van de waarnemingen van bruinvissen in Nederland, zie Figuur 2.45) werden nog steeds weinig bruinvissen in de Waddenzee waargenomen (Figuur 2.47). Gemiddelde aantallen zijn niet bekend. In de Eems werden in 2006 regelmatig bruinvissen waargenomen (gemiddeld zo'n 3 waarnemingen per dag), maximaal 16 waarnemingen op een dag, waarbij het overigens onduidelijk is of het hier 16 exemplaren of 16 waarnemingen van (mogelijk) hetzelfde dier betrof (gegevens Brasseur, 2007). Gemiddeld 25 bruinvissen voor de Waddenzee inclusief Eems-Dollard lijkt derhalve een redelijke schatting, hoewel precieze gegevens ontbreken. Duidelijk is wel dat ook in het topjaar 2006 het aantal bruinvissen in de Waddenzee als geheel ver beneden de referentiewaarde van 1000 dieren lag. Overigens zijn er in januari 2009 al 132 bruinvissen voor de Nederlandse kust waargenomen, een record voor deze maand (Bron: waarneming.nl).

In de Oosterschelde is sinds 2009 een groep van enkele tientallen bruinvissen gevestigd (persbericht rugvin.nl). Dit is circa 10% van de 300 dieren die in de referentiesituatie in de Oosterschelde zouden kunnen voorkomen (Baptist en Jagtman, 1997). Omdat deze waarnemingen buiten de periode van 2000-2006 vallen, zijn ze niet opgenomen in de tabellen voor de Natuurkwaliteit in de Oosterschelde.

Voor de Noordzee is geen aparte schatting gemaakt voor kustzone en offshore-gebied. Ook de Waddenzee en de Delta-wateren zijn voor de bruinvis niet verder onderverdeeld.



Bron: waarneming.nl

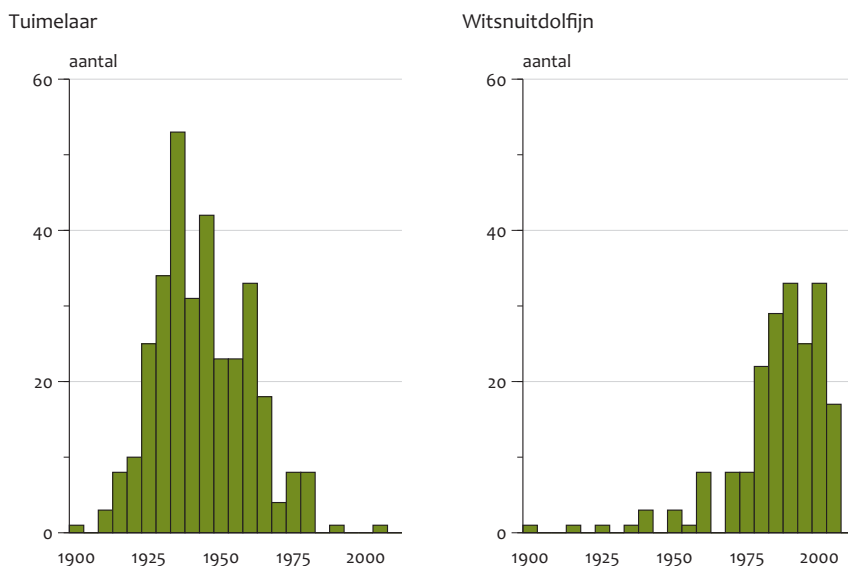


2.8.2 Dolfijnen

Dolfijnen horen evenals de bruinvis tot de walvisachtigen. Op het Nederlandse deel van de Noordzee betreft het met name (in afnemende aantallen): witsnuitdolfijn, witflankdolfijn, tuimelaar en gewone dolfijn. De griend wordt zelden op het NCP waargenomen. Camphuysen en Peet (2006) rekenen de witsnuitdolfijn en de tuimelaar tot de vaste bewoners van de zuidelijke Noordzee (en dus ook het NCP), en gewone dolfijn, griend, witflankdolfijn en gestreepte dolfijn als regelmatige gasten. Dolfijnen leven voornamelijk van vis. Doordat ze in de top van de voedselketen zitten, zijn ze gevoelig voor verontreinigingen die zich in de voedselketen kunnen ophopen. Ze

zijn kwetsbaar voor visserij vanwege het kunnen verdrinken in visnetten. Dolfijnen zijn internationaal bedreigde en beschermde diersoorten.

De ontwikkelingen in de populaties van soorten dolfijnen kunnen afgeleid worden van het aantal strandingen op de kust. De strandingen van de tuimelaar laten zien dat deze soort vanaf de jaren 60 van de vorige eeuw al sterk achteruitgegaan is (Figuur 2.48). De witsnuitdolfijn, tegenwoordig de meest algemene soort in de Noordzee, laat voorlopig een top zien in het aantal gestrande dieren in de jaren 80 en 90 van de vorige eeuw.



Data: walvisstrandings.nl

Dolfijnen

Tabel 2.60

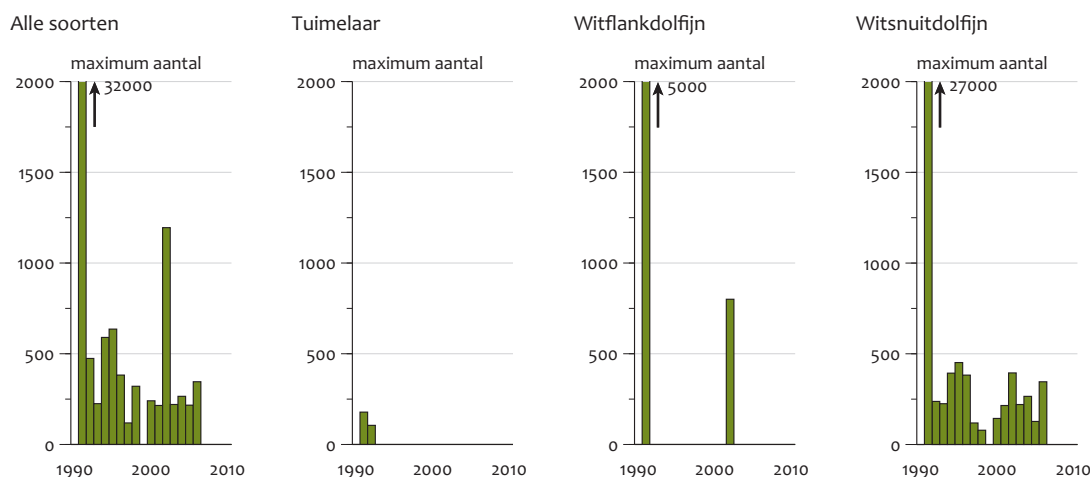
Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode.

Eenheid: aantal dieren; Natuurkwaliteit: percentage.

Gebied			Periode			Bron
			1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Noordzee	Referentie	20.000				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen					
	Kwaliteit		6	9	8	Gemiddelde van deelgebieden
Noordzeekustzone	Referentie	140				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		10	20	20	Baptist en Jagtman (1997); schatting PBL
	Kwaliteit		7	14	14	
Noordzee offshore	Referentie	20.000				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		1.000	500	400	Baptist en Jagtman (1997); Rijkswaterstaat, schatting PBL
	Kwaliteit		5	3	2	

Baptist en Jagtman (1997) gebruiken een referentie van 20.000 dieren (alle soorten bij elkaar) in de winterperiode op het NCP, waarvan 140 in de kustzone en 20.000 offshore-gebied. Deze aantallen beschouwen ze als minimumwaarden voor de referentie. De schatting is gebaseerd op het aantal dieren dat vroeger (voor circa 1960) en nu waargenomen wordt vanaf de kust en het aantal dolfijnen dat recentelijk over het hele NCP is waargenomen. Voor de periode omstreeks 1988 geven zij een aantal van 1000 dieren op het NCP, voor 1993-1995 schatten ze het aantal dieren op 500. Hierbij is het aantal groepen dolfijnen (van 1 of meer dieren) vermenigvuldigd met het gemiddelde aantal dieren in een groep en vermenigvuldigd met 3 vanwege beperkte zichtbaarheid van dolfijnen vanuit een vliegtuig (omdat de zichttijd maar kort is en ze zowel, goed zichtbaar, boven het wateroppervlak uitspringen als, slecht zichtbaar, onderwater zwemmen).

De waarnemingen van dolfijnen op het NCP worden gedaan tijdens de vluchten die door Rijkswaterstaat boven de Noordzee gedaan worden. Hierbij worden de zeevogels geteld en zoveel mogelijk ook de zeezoogdieren. Indien mogelijk, afhankelijk van de weersomstandigheden, worden de tellingen elke drie maanden uitgevoerd. De methode van de tellingen is in de loop van de jaren bijgesteld, waarbij de oppervlakte waarover geteld wordt vanaf 2001 bijna het dubbele is van die in de periode 1991-1993. Vanaf 2001 wordt per telling via een vaste route gemiddeld 350-400 km² van het NCP geteld (dit is 0,6-0,7% van het NCP). Als het complete programma per telling uitgevoerd kan worden, wordt er op drie, zoveel mogelijk aansluitende dagen geteld. Deze informatie wordt hier vermeld om aan te geven dat het getal voor het aantal dolfijnen op het NCP onzeker is: de methode is gericht op vogels en niet op dolfijnen, de getelde oppervlakte is een klein deel van het NCP, en doordat de dolfijnen erg



Data: Rijkswaterstaat. Bewerking: PBL

mobiel zijn, zijn dubbeltellingen mogelijk maar gemiste dieren waarschijnlijk.

Hier zijn de ruwe gegevens van de vliegtuigtelling van Rijkswaterstaat over de periode 1991-2007 gebruikt.

Alleen op 14 augustus 1991 zijn er grote aantallen dolfijnen op het NCP waargenomen: een groep van 500 witsnuitdolfijnen en 110 witflankdolfijnen en drie keer een groep van 20-35 witsnuitdolfijnen die mogelijk dezelfde dieren betreffen (binnen 2,5 uur en 8 km van elkaar). Daarnaast werden verspreid nog groepjes van 1-6 witsnuitdolfijnen en 1 tuimelaar waargenomen. Het is mogelijk dat de waargenomen dolfijnen op deze datum de enige dolfijnen op het NCP waren. Dolfijnen leven immers in groepen en zijn niet homogeen over de zee verdeeld aanwezig. In dit geval is de schatting 646-705 dieren op het NCP. Maar er is een kans dat op deze datum nog meer groepen dolfijnen op het NCP aanwezig waren die door de beperkte waarnemingsinspanning (niet het gehele NCP kan in enkele dagen gevlogen worden) niet zijn waargenomen. Indien het gevlogen waarnemingstraject representatief beschouwd wordt voor het gehele NCP, dan is de schatting voor het totaal aantal dolfijnen op het NCP op 14 augustus 1991 meer dan 30.000 dieren (Figuur 2.49). Dit laatste is veel meer dan de 8.000 dieren die in het SCANS-onderzoek voor de gehele populatie op de internationale Noordzee is geschat (Camphuysen en Peet, 2006). Extrapoleren van de vliegtuigwaarnemingen van 14 augustus 1991 naar het gehele NCP is om deze reden niet mogelijk.

Op andere teldagen met vliegtuigen op het NCP door Rijkswaterstaat zijn in de periode 1991 tot en met 2006 op 32 van de 93 teldagen alleen kleinere groepen dolfijnen en tuimelaars waargenomen: gemiddeld 1,7 keer per telling, in groepjes van gemiddeld 2,3 dieren tot maximaal 8 dieren. Geëxtrapoleerd naar het gehele NCP betreft het gemiddeld circa 600 dolfijnen op de dagen dat er dolfijnen zijn waargenomen (1,7 keer 2,3 dieren op 0,7% van de oppervlakte van het NCP). Gemiddeld over alle teldagen betekent dit zo'n

200 dolfijnen op het NCP. Hiervan zijn tweederde witsnuitdolfijnen. Voor de berekening van de Natuurkwaliteit is voor de periode 2000-2006 een aantal van 400 dolfijnen op het NCP aangehouden (het gemiddelde van de aantallen per soort per jaar berekend over de teldagen waarop de soort werd waargenomen, gesommeerd over de soorten en gemiddeld over de periode 2000-2006), ervan uitgaand dat de kans op gemiste dieren groter is dan de kans op dubbeltellingen. Deze aantallen liggen ver beneden de referentiewaarden van gemiddeld 20.000 dieren voor het NCP.

Baptist en Jagtman (1997) geven aantallen voor het NCP van 1000 dieren in 1988, ook Ten Brink en Colijn (1990), op basis van gegevens van Baptist (1987) voor het jaar 1986, en 500 dieren in 1995. In tegenstelling tot de andere dolfijnen, worden tuimelaars en gewone dolfijnen ook wel vanaf de kust waargenomen. Vaak betreft het hierbij solitaire dieren (soms ziek, soms wekenlang op één plaats verblijvend), een enkele keer een groep trekkende dieren (zoals twee keer een groep van meer dan 50 tuimelaars die in augustus en september 2004 van Zuid naar Noord langs de Nederlandse kust trok; zeeinzicht.nl). Soms worden ook dolfijnen waargenomen in de Oosterschelde en de Westerschelde (Hoekstein et al., 2003; waarneming.nl).

Voor de Noordzeekustzone geven Baptist en Jagtman (1997) een gemiddeld aantal dieren van 10 en 20 voor respectievelijk 1988 en 1994. Voor de periode 2000-2006 is eveneens 20 dieren aangehouden.



Gemiddelde verdeling van de aantallen van de gewone zeehond over Waddenzee en Eems-Dollard

Tabel 2.61

Geschat op basis van Dankers et al. (2007).

Gebied	Gebiednr Atlas	
Noordzeekustzone	1	3,5%
Westelijke Waddenzee	1, 2, 3, 13	31,7%
Oostelijke Waddenzee	4, 5, 6, 7, 8, 9	60,6%
Eems-Dollard	10, 11	4,2%
Totaal		100%

2.8.3 Gewone zeehond (*Phoca vitulina*)

De soort 'gewone zeehond' is samen met de bruinvis de meest voorkomende zoogdiersoort in de Nederlandse wateren. De gewone zeehond eet voornamelijk vis, waarvan het meeste platvis en andere bodemvissen. Het dieet is variabel en mogelijk per individu verschillend (Brasseur et al., 2004). Zeehonden rusten op droogvallende zandbanken in de buurt van geulen. Gezenderde zeehonden blijken een eigen voedselgebied te hebben wat zich uitstrekt tot ver op de Noordzee (Brasseur et al., 2004). De gewone zeehond is een wettelijk beschermde soort op grond van de Habitatrichtlijn (zie ook Van Leeuwen et al., 2008). Na twee episodes met een uitbraak van virale ziekten in 1998 en 2002, in Nederland met name bij de gewone zeehond, is de populatie weer gegroeid. In de Waddenzee worden nu jaarlijks circa 6.000 volwassen dieren geteld (Figuur 2.50).

Baptist en Jagtman (1997) schatten de referentie op 10.000 dieren voor geheel Nederland (uitgaande van tellingen in de Waddenzee en rond andere ligplaatsen langs de kust). Reijnders schat het aantal zeehonden rond 1900 tussen 9.000-16.000 maar het meest waarschijnlijk in de buurt van de 16.000 (Meesters et al., 2009b). In het Delta-gebied lag het aantal gewone zeehonden rond 1900 tussen de 6.000-11.000 dieren (schatting Reijnders et al., 2000). Gecorrigeerd

voor het verlies van leefareaal bedraagt dit 4.000-9.000.

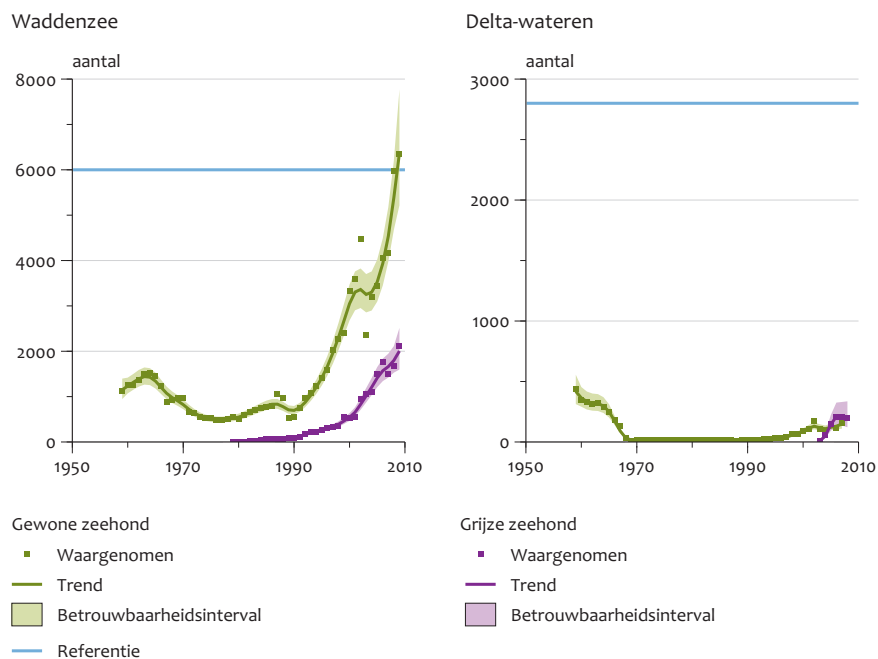
Tellingen vanaf 1960 laten een sterke daling zien in de jaren 60 en daarna een geleidelijke stijging tot ongeveer 50 dieren in het Delta-gebied rond 2000 (Reijnders et al., 2000). Ongeveer een derde van deze dieren (gemiddeld 15 dieren) werd aangetroffen in de Voordelta.

Voor de berekening van de Natuurkwaliteit is hier de schatting en de verdeling over de deelgebieden van Baptist en Jagtman (1997) aangehouden. De dieren die in de Voordelta en op de Razende Bol en Noorderhaaks bij Texel worden waargenomen zijn tot de Noordzeekustzone gerekend. De verdeling van de zeehonden over westelijke en oostelijke Waddenzee en Eems-Dollard is gedaan aan de hand van de vaste verdelingspercentages uit de Ecologische Atlas Waddenzee (Tabel 2.57; Dankers et al., 2007); nauwkeuriger gegevens zijn niet beschikbaar (Brasseur, mondelinge mededeling). Voor de Eems-Dollard geeft Brasseur (2007) aantallen van de gewone zeehond in 2006. Van de 4.065 getelde Gewone zeehonden in de gehele Waddenzee (inclusief Eems-Dollard) kwamen er toen 1.032 langs de Eems voor. Circa eenderde hiervan (330 dieren) kwam voor in het gebied dat hier als Eems-Dollard wordt aangeduid. Dit is goed vergelijkbaar met de schatting van 145 dieren over de periode 2000-2006 (Tabel 2.58), mede gezien de stijgende lijn in het aantal dieren in deze periode in de Waddenzee (Figuur 2.50).

Gebruikte referentie, waargenomen waarde en berekende Natuurkwaliteit per periode.
Eenheid: aantal dieren; Natuurkwaliteit: percentage.

Gebied			Periode			Bron
			1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Noordzee (kustzone)	Referentie	1.400				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		15	15	172	Baptist en Jagtman (1997); Smit et al. (2007)
	Kwaliteit		1	1	12	
Waddenzee	Referentie	6.000				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		815	1.722	3.413	CLO (2010; data IMARES)
	Kwaliteit		14	29	57	
Westelijke Waddenzee	Referentie	2.000				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		257	577	1.107	CLO (2010; data IMARES)
	Kwaliteit		13	29	55	
Oostelijke Waddenzee	Referentie	3.000				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		492	1.104	2.117	CLO (2010; data IMARES)
	Kwaliteit		16	37	71	
Eems-Dollard	Referentie	1.000				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		34	76	146	CLO (2010; data IMARES)
	Kwaliteit		3	8	15	
Delta-wateren	Referentie	2.800 ¹				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		16	42	119	CLO (2010; data IMARES)
	Kwaliteit		1	2	4	
Oosterschelde	Referentie	1.200				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		5	19	31	Baptist en Jagtman (1997), Brasseur en Reijnders (2001), Berrevoets et al. (2005), Strucker et al. (2007)
	Kwaliteit		0	2	3	
Westerschelde	Referentie	1.200				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		4	15	35	Baptist en Jagtman (1997), Berrevoets et al. (2005), Strucker et al. (2007)
	Kwaliteit		0	1	3	
Grevelingenmeer	Referentie	300				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		3	1	0	Baptist en Jagtman (1997); Berrevoets et al. (2005)
	Kwaliteit		1	0	0	
Veerse Meer	Referentie	100				Baptist en Jagtman (1997)
	Waargenomen		1	0	0	Baptist en Jagtman (1997); Berrevoets et al. (2005)
	Kwaliteit		1	0	0	

¹ Baptist en Jagtman vermelden voor de Delta 4.000 dieren, maar opgeteld voor de afzonderlijke Delta-wateren 2.800 dieren. Mogelijk is hier abusievelijk 1.200 voor de Voordelta erbij geteld (Voordelta valt onder Noordzeekustzone).



Bron: CLO (2010), data IMARES

Natuurkwaliteit Zoogdieren totaal. Eenheid: percentage

Tabel 2.63

Gebied		Periode		
		1984-1989	1994-1999	2000-2006
Noordzee	Bruinvis	18	25	34
	Dolfijnen	6	9	8
	Gewone zeehond	1	1	12
	Gemiddeld	8	12	18
Noordzeekustzone	Bruinvis	18	25	34
	Dolfijnen	7	14	14
	Gewone zeehond	1	1	12
	Gemiddeld	9	13	20
Noordzee offshore	Bruinvis	18	25	34
	Dolfijnen	5	3	2
	Gemiddeld	12	14	18
Waddenzee	Bruinvis	1	3	3
	Gewone zeehond	14	29	57
	Gemiddeld	8	16	30
Westelijke Waddenzee	Bruinvis	2	2	2,5
	Gewone zeehond	13	29	55
	Gemiddeld	7	15	29
Oostelijke Waddenzee	Bruinvis	10	10	2,5
	Gewone zeehond	16	37	71
	Gemiddeld	13	23	37
Eems-Dollard	Bruinvis	0	2	2,5
	Gewone zeehond	3	8	15
	Gemiddeld	2	5	9
Delta-wateren	Bruinvis	0	0	0
	Gewone zeehond	1	2	2
	Gemiddeld	0	1	1
Oosterschelde	Bruinvis	0	0	0
	Gewone zeehond	0	2	3
	Gemiddeld	0	1	1
Westerschelde	Bruinvis	0	0	0
	Gewone zeehond	0	1	3
	Gemiddeld	0	1	1
Grevelingenmeer	Bruinvis	0	0	0
	Gewone zeehond	1	0	0
	Gemiddeld	1	0	0
Veerse Meer	Bruinvis	0	0	0
	Gewone zeehond	1	0	0
	Gemiddeld	1	0	0

2.9 Gemiddelde en trend van de Natuurkwaliteit van de zoute wateren

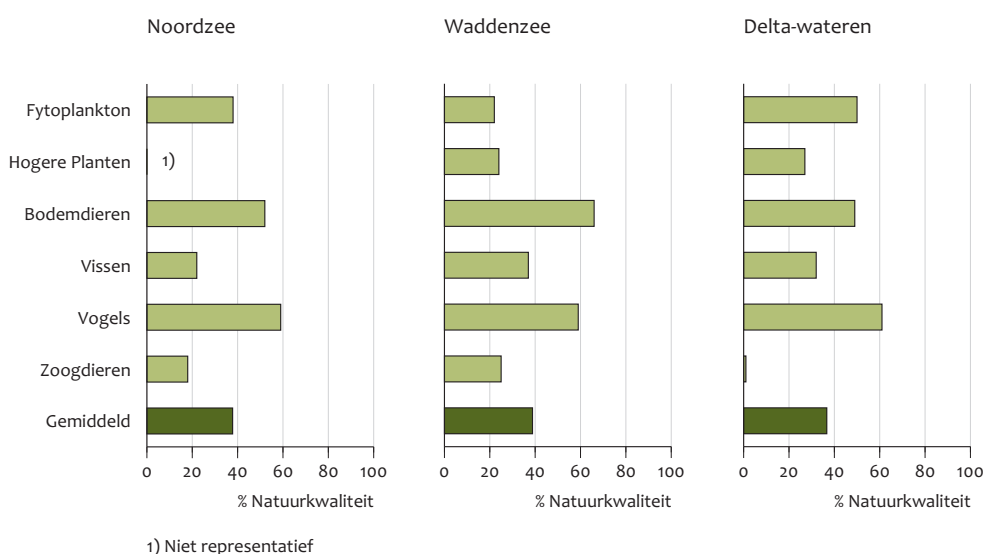
2.9.1 Huidige Natuurkwaliteit

De gemiddelde Natuurkwaliteit van de afzonderlijke Nederlandse zoute wateren ligt tussen de 24% en 44%, afgemeten aan de hier gebruikte referenties van meer natuurlijke, minder door de mens beïnvloede situaties. Voor de grote watersystemen Noordzee, Waddenzee en Delta-wateren is de gemiddelde Natuurkwaliteit respectievelijk 38%, 39% en 37% (Figuur 2.51, Bijlage 1). De verschillen tussen soortgroepen zijn groot: vogels scoren in alle drie de grote watersystemen rond 60% terwijl zoogdieren in de Delta-wateren slechts 1% scoren en ook in de Noordzee beneden 20% blijven.

Verder veroorzaken hoge chlorofyl-a gehalten en bloeien van *Phaeocystis* een lage score voor het fytoplankton in de Noordzee en de Waddenzee. De hogere planten scoren laag in de Waddenzee en de Delta-wateren, vooral als gevolg van het tegenwoordig nagenoeg ontbreken van zeegrasvelden. De vissen staan onder druk in de Noordzee als gevolg van de intensieve visserij aldaar, wat te zien is aan de lage Natuurkwaliteit voor steur, roggen en kabeljauw. De lage Natuurkwaliteit voor vissen in de Noordzee werkt door op de Natuurkwaliteit van vissen in de Waddenzee en de Delta-wateren.

Natuurkwaliteit zoute wateren 2000-2006

Figuur 2.51



2.9.2 Trend in de Natuurkwaliteit

De trends in de Natuurkwaliteit van de soortgroepen wisselen sterk binnen een watersysteem: sommige soortgroepen vertonen een stijging over de drie perioden heen, andere vertonen geen verschil of zelfs een daling (Figuur 2.52). De Noordzee vertoont over de drie perioden een geringe daling in de Natuurkwaliteit, de Waddenzee en de Delta-wateren een geringe stijging.

De verdeling van de indicatoren over de verschillende Natuurkwaliteitsklassen laat ook zien dat er verschuivingen optreden. Over het algemeen neemt het aantal indicatoren dat hoog scoort (Natuurkwaliteit van 80% of meer) in alle drie de watersystemen af, zowel in absolute aantallen (Figuur 2.53) als in relatief aandeel (Figuur 2.54). In de Waddenzee en de Delta-wateren is vooral van de periode 1994-1999 tot de periode 2000-2006 een toename te zien in het aandeel van de indicatoren die meer dan 40% Natuurkwaliteit scoren. In de Noordzee is deze trend niet te zien.

Vanwege het verschil in indicatoren tussen de waarnemingsperioden (5-6 indicatoren méér in de periode 2000-2006 dan in de periode 1984-1989) is ook gekeken naar de verdeling van de indicatoren die in alle drie de perioden zijn gemeten (Figuur 2.55). Dit geeft hetzelfde beeld te zien als voor alle indicatoren in Figuur 2.54.

Veranderingen tussen de perioden 1994-1999 en 2000-2006

Van de 22 indicatoren voor de Noordzee vertonen *Phaeocystis*, de haring en de steenloper tussen deze perioden een positieve verandering van meer dan 20% toename in Natuurkwaliteit. De grote stern stijgt meer dan 10% in Natuurkwaliteit. Een afnemende trend is te zien bij de kabeljauw en de eider (meer dan 20% afname in Natuurkwaliteit) en de gewone garnaal en de eileggende roggen (10-20% afname in Natuurkwaliteit).

In de Waddenzee is tussen deze perioden een toename in de Natuurkwaliteit waar te nemen van vooral de mosselbanken en de gewone zeehond (meer dan 20% toename in Natuurkwaliteit) en de steenloper en de grote stern (10-20% toename in Natuurkwaliteit). Hier tegenover staan echter ook zes indicatoren die in de Waddenzee in deze periode afnemen: het nonnetje en de eider (meer dan 20% afname in Natuurkwaliteit) en de gewone garnaal, de eileggende roggen, de scholekster en de visdief (10-20% afname in Natuurkwaliteit).

In de Delta-wateren is tussen 1994-1999 en 2000-2006 een toename te zien in de Natuurkwaliteit van het aantal estuarien residente vissoorten en de dwergstern (meer dan 20% toename in Natuurkwaliteit) en chlorofyl-a en de bonte strandloper (10-20% toename in Natuurkwaliteit). Hier staat

een afname in Natuurkwaliteit van de eileggende roggen, de middelste zaagbek en de scholekster tegenover (10-20% afname in Natuurkwaliteit).

De veranderingen in de deelsystemen gaan niet altijd gelijk op. Een voorbeeld hiervan is de kanoet die in de westelijke Waddenzee is achteruitgegaan (van 100% Natuurkwaliteit in 1994-1999 naar 50% in 2000-2006) terwijl de soort in de oostelijke Waddenzee is vooruitgegaan (van 92% naar 100% in dezelfde periode en een toename in aantallen van 75%; zie ook Figuur 2.37 en Tabel 2.50). Ens et al. (2009) wijten dit aan de beschikbaarheid van het belangrijkste voedsel (het nonnetje) van de kanoet. Dit is ook te zien aan de Natuurkwaliteit van het nonnetje die in de westelijke Waddenzee terugloopt van 97% in de periode 1994-1999 tot 23% in de periode 2000-2006.

Veranderingen tussen de perioden 1984-1989 en 2000-2006

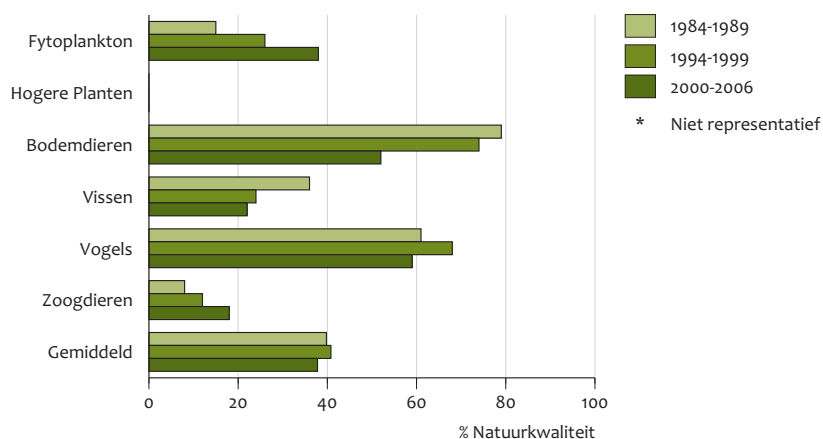
Naast de hierboven geschetste, meer recente veranderingen, zijn er ook tussen de perioden 1984-1989 en 2000-2006 trends waar te nemen. Aanvullend kan hier genoemd worden:

- Noordzee: toename van spiering, alk/zeekoet, visdief en bruinvis en gewone zeehond; afname van schol en aandeel grote vissen;
- Waddenzee: toename van kokkelbanken, kanoet en dwergstern; afname van spiering, kluut en steenloper;
- Delta-wateren: toename van nonnetje, aantal kinderkamer-soorten vissen, middelste zaagbek, kanoet en grote stern; afname van zeegrasvelden, kwelders/schorren, gewone garnaal, kokkelbanken, kluut en strandplevier.

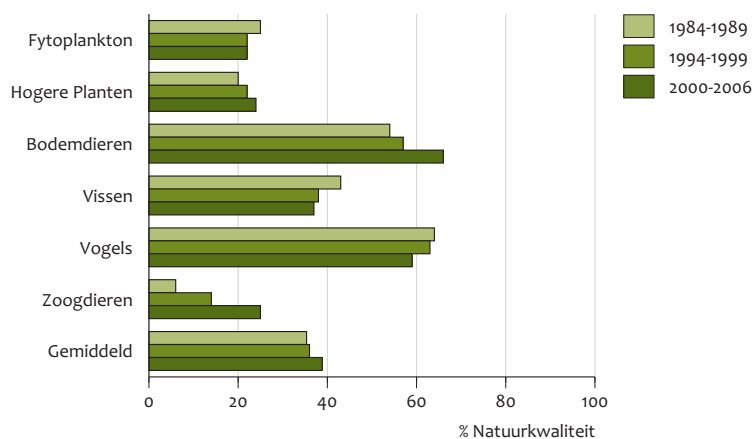
Conclusie trend in de biodiversiteit

De conclusie is dat verschillende soortgroepen verschillende trends in de Natuurkwaliteit laten zien. Gemiddeld genomen vertoont de biodiversiteit van de zoute wateren over de totale onderzoeksperiode (grootweg tussen 1985 en 2005) geen significante verandering. In de Waddenzee en de Delta-wateren is de biodiversiteit sinds de periode 1994-1999 op onderdelen verbeterd. De veranderingen zijn echter te klein om van een algehele toename van de biodiversiteit te kunnen spreken. De conclusie dat de Natuurkwaliteit in de Waddenzee sinds 1990 licht verbeterd is (Natuurbalans 2008; Van Leeuwen et al., 2008), kan op grond van deze gegevens niet onderbouwd worden. De aangedragen verbeteringen, namelijk toename van de gewone zeehond in de gehele Waddenzee en toename van de oppervlakte aan mosselbanken in de oostelijke Waddenzee, zijn wel waargenomen maar deze ontwikkeling is niet over de gehele set van indicatoren opgetreden. De gemiddelde verandering in de Natuurkwaliteit voor de Waddenzee is slechts 4%, wat verwaarloosbaar is in relatie tot de betrouwbaarheid van de metingen en de verschillen in de set van indicatoren tussen de perioden.

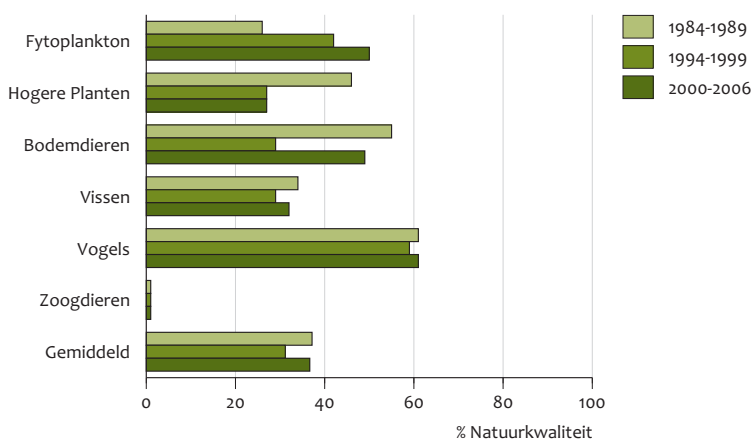
Noordzee

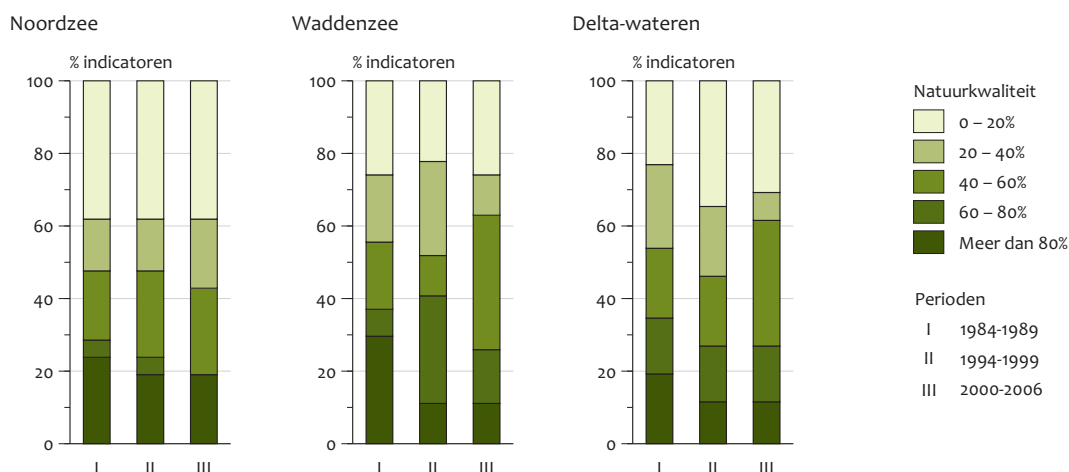
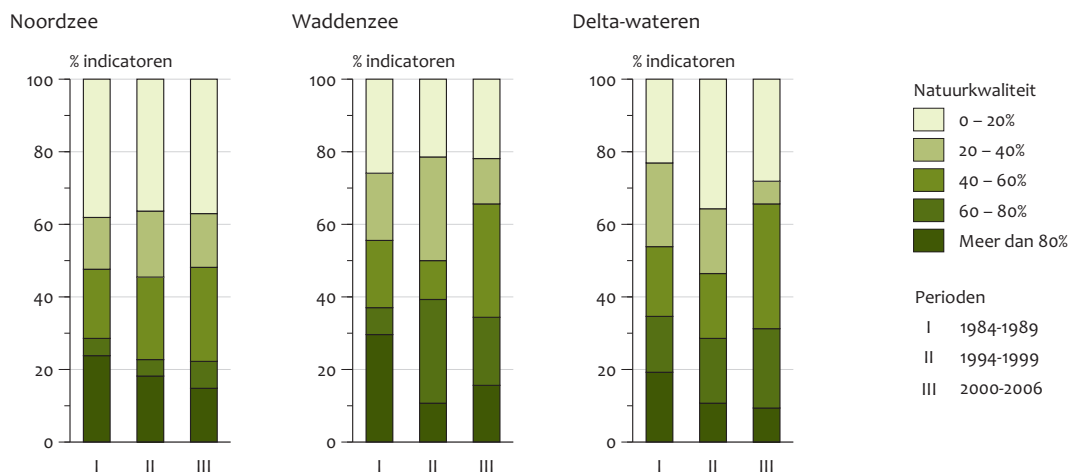
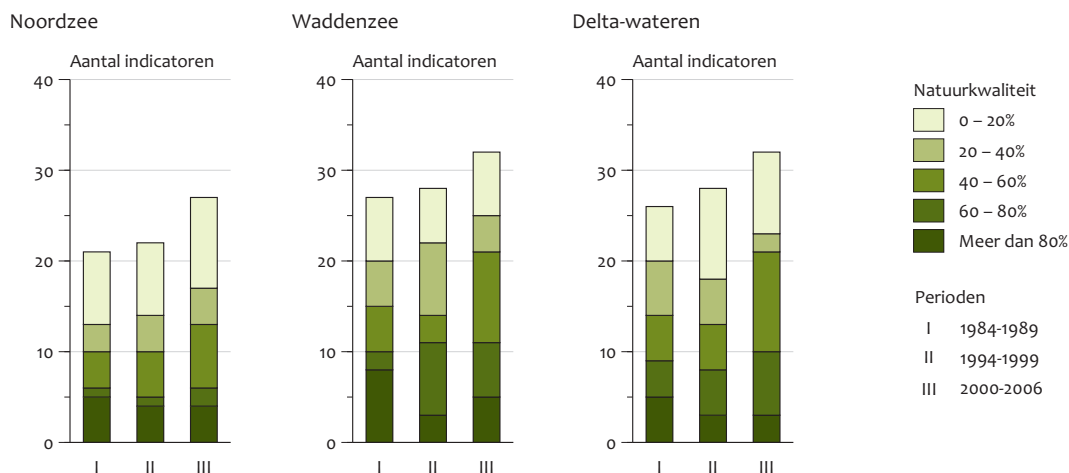


Waddenzee



Delta-wateren





2.10 Discussie Natuurkwaliteit

2.10.1 Natuurlijke referentie

In de berekeningen van de Natuurkwaliteit wordt de huidige situatie vergeleken met een natuurlijke referentie. Over het gebruik en de manier van vaststellen van de natuurlijke referenties zijn in het verleden diverse discussies gevoerd (ook binnen het project van de Kaderrichtlijn Water overigens). Kort gezegd komt het er op neer dat ‘resultaten uit het verleden geen garanties geven voor de toekomst’. Een ongestoorde situatie in de Noordzee is nauwelijks meer denkbaar (zie ook Lindeboom et al., 2008b). Al was het alleen maar doordat de visserij omstreeks 1890 een grote stijging in intensiteit vertoonde. Goede schattingen voor die periode van de visbestanden en aantallen bodemdieren, vogels en zoogdieren zijn gewoonweg niet beschikbaar. Hoe dan om te gaan met de natuurlijke referenties en de Natuurkwaliteit? De natuurlijke referentie moet gezien worden als een getal dat richting geeft aan de huidige ontwikkelingen en de huidige aantallen. Het is een situatie die zich ooit heeft kunnen voordoen. Wellicht in een situatie waarin er geen visserij was, waarin geen zandwinning plaatsvond, waarin er geen Delta-werken waren aangelegd, waarin de rivieren nog onbelemmerd in zee uitstroonden, waarin geen invasieve soorten uit andere streken geïntroduceerd waren en waarin het aantal inwoners in Nederland wellicht beneden de 10 miljoen lag. Zo is voor elk van de soorten wel een situatie te bedenken of een periode aan te wijzen waarin een belangrijke drukfactor aanzienlijk minder was en de aantallen navenant anders waren. De afstand tot de natuurlijke referentie geeft aan in welke mate de betreffende populatie onder druk staat. Veranderingen kunnen hiermee geïnterpreteerd worden als gunstig (naar de referentie toe) of ongunstig (van de referentie af). Daarmee is de natuurlijke referentie geen doel op zich. In het beleid worden de keuzes gemaakt voor behoud of herstel van populaties en biodiversiteit. Of uitsluitend voor het gedoseerd terugbrengen van menselijke druk, zodat bepaalde onderdelen van het ecosysteem, afhankelijk van de veerkracht van het systeem, zich kunnen herstellen of kunnen ontwikkelen tot een meer gewenste (wellicht meer biodiversiteit) situatie.

Voor het PBL is de Natuurwaardegraadmeter voor de zoute wateren uitgewerkt door IMARES (Meesters et al., 2008, 2009a). Ook zijn er voor de Natuurbalans achtergrondstudies uitgevoerd voor het beschikbaar krijgen van meetgegevens en het vaststellen van trends van soorten, namelijk van vogels (Aarts et al., 2008) en van vissen, benthos en zeezoogdieren (Meesters et al., 2009b). Zie Hoofdstuk 5 voor de belangrijkste conclusies van deze achtergrondstudies. In deze studies wordt ook de Natuurkwaliteit van de diverse soorten en soortgroepen berekend. Echter in veel gevallen zijn hier geen natuurlijke referenties gebruikt, maar is het begin van een bemonsteringsperiode als referentie gebruikt. In veel gevallen betreft het een periode in de jaren 90. De huidige waarden (periode 2000-2006) wijken in deze gevallen niet veel af van de referentie waardoor de kwaliteit in deze studies veel hoger uitvallen dan de hierboven berekende Natuur-

kwaliteit (zie ook Paragrafen 5.2-5.6). Hier doet het probleem van de ‘shifting baseline’ zich voor: doordat kwantitatieve gegevens van vroegere situaties vaak ontbreken, wordt bij een kwantitatieve analyse alleen uitgegaan van wat beschikbaar is uit relatief recente perioden, en wordt uit deze periode een ‘baseline’ gekozen. Hierdoor valt de toestand van een echt gezond ecosysteem buiten de analyse. Dit probleem wordt ook door IMARES in de betreffende studie onderkend (Meester et al., 2009b).

2.10.2 Selectie van soorten

De soorten die opgenomen zijn in de berekening van de Natuurkwaliteit zijn geselecteerd op aanwezigheid van:

1. kenmerkendheid van een soort voor het ecosysteem;
2. beschikbaarheid van een waarde voor de natuurlijke referentie;
3. aanwezigheid van monitoringsgegevens (minimaal voor de huidige situatie).

Uitgangspunt hierbij waren de voor de Vierde Nota Waterhuishouding opgestelde AMOEBE's voor de zoute wateren (Ten Brink en Hosper, 1989; Baptist en Jagtman, 1997), de maatlatten voor de Kaderrichtlijn Water voor de Kust- en Overgangswateren (Van der Molen en Pot, 2007b) en de OSPAR-indicatoren voor eutrofiëring (Baretta-Bekker et al., 2008).

De indicatoren voor de Kaderrichtlijn Water zijn meegenomen om een aansluiting te maken met de natuurlijke referenties en maatlatten voor de natuurlijke wateren van de KRW. De maatlatten voor de macrofauna (bodemdieren) zijn specifiek voor KRW ontwikkeld. De overige indicatoren van de KRW voor de mariene wateren zijn in hoofdzaak afgeleid van de al bestaande indicatoren van de AMOEBE's (Van der Molen en Pot, 2007b).

Behalve bij de bodemdieren voor de kustwateren, waarin alle soorten zijn meegenomen, is de soortselectie verre van compleet. Voor de bodemdieren van de Noordzee is hiervoor een aanvullende opdracht uitgezet (zie hieronder bij ‘Biodiversiteit bodemdieren in de Noordzee’). Aanvulling met alle vogels die meetellen voor de Europese Vogelrichtlijn is wenselijk. Aanvulling met soortgroepen die een eigen rol in het ecosysteem spelen, met name zoöplankton, is ook aan te raden. Probleem hierbij is echter dat een natuurlijke referentie voor deze soorten moeilijk is te bepalen en dat de voor vogels voor de Natura 2000-gebieden gebruikte referentie (uit de periode 1989-1994) niet voldoet voor het berekenen van de Natuurkwaliteit (zie ook hierboven bij ‘Natuurlijke referentie’). Dit geldt ook voor soorten uit andere soortgroepen.

Rode lijsten geven ook geen aanknopingspunt voor het uitbreiden van de soortselectie. Of ze bestaan niet (bijvoorbeeld voor de bodemdieren in de Noordzee) of ze worden wel vernieuwd maar niet vanuit het beleid vastgesteld (Rode Lijst vissen) of ze worden in het geheel niet beleidsmatig vastgesteld (internationale Rode Lijst flora en fauna Waddenzee). Behalve bij de hierboven al genoemde omissie bij bodemdieren van de open Noordzee, geeft de huidige soortenselectie een redelijke doorsnede van de in de Nederlandse

mariene wateren aanwezige biodiversiteit: ze beslaan meerdere trofische niveaus, vertonen variatie in voedsel-preferentie en habitatkeuze, nemen hun eigen specifieke plaats in in het voedselweb, en meerdere menselijke drukken zijn vertegenwoordigd in de verschillende soorten (in ieder geval eutrofiëring, visserij, bodemomwoeling, toxische stoffen, geluid, habitatvermindering en verstoring).

2.10.3 Rekenmethodiek Natuurkwaliteit

In de berekeningsmethode voor de Natuurkwaliteit wordt per soortgroep en per watersysteem gemiddeld. Dit wil zeggen dat er rekenkundig gemiddeld wordt: de som van alle onderdelen, gedeeld door het aantal onderdelen. Bij deze manier van berekenen worden geen wegingsfactoren voor individuele soorten toegepast: alle soorten binnen een soortgroep en alle soortgroepen binnen een watersysteem wegen even zwaar. Toch zijn er soorten die meer meetellen in de uiteindelijke Natuurkwaliteit van het watersysteem dan andere soorten. Dit ligt aan het feit dat in sommige soortgroepen maar een beperkt aantal soorten of kenmerken gebruikt is. Het duidelijkst speelt dit bij de hogere planten in het Grevelingenmeer en het Veerse Meer waar zeegras de Natuurkwaliteit voor de hogere planten bepaalt en dus één soort voor 20% de Natuurkwaliteit van het watersysteem bepaalt. Ter vergelijking: een vogelsoort telt maar voor 2% mee in de Natuurkwaliteit van de Waddenzee.

Lamb et al. (2009) bestudeerden het gedrag van een groot aantal indicatoren die gebruikt worden voor het detecteren van trends in de biodiversiteit. Criteria waren de detectiefout, de mogelijkheid om afnames van 1% en 3% te detecteren, het resultaat voor enkele ecologische scenario's, de mate waarin bij de berekening arbitraire keuzes moeten worden gemaakt en de mate waarin resultaten aan niet-wetenschappers kunnen worden uitgelegd. Van de 13 onderzochte indicatoren scoorde de Buckland-indicator met rekenkundige middeling van de indicatoren voor relatieve abundantie het beste. Dit is tevens de berekeningswijze die in dit rapport voor de Natuurkwaliteit van de soortgroepen is toegepast. De conclusie van Lamb et al. (2009) volgend, is in deze studie voor de mariene ecosystemen de best beschikbare methode gebruikt. Dit neemt niet weg dat een bredere selectie van soorten voor sommige soortgroepen wenselijk is (met name bij de bodemdieren in de Noordzee, zie hieronder).

2.10.4 Biodiversiteit bodemdieren in de Noordzee

De groep bodemdieren in de Noordzee is zeer soortenrijk. Verschillende habitats vertonen eigen specifieke levensgemeenschappen van bodemdieren. In de Natuurkwaliteit zoals gepresenteerd in dit rapport is wegens gebrek aan gegevens de soortgroep bodemdieren in de Noordzee alleen meegenomen voor de kustzone (nonnetje, gewone garnaal en KRW-indicatoren macrofauna). Voor de open zee kon geen indicator voor bodemdieren meegewogen worden. Dit is wel geprobeerd door niet voor aparte soorten maar voor het totaal aan soorten bodemdieren een indicator voor de biodiversiteit te ontwikkelen. Aan IMARES is gevraagd de biodiversiteit van de bodemdieren in kaartbeelden weer te geven (Craeymeersch et al., 2008; zie ook Paragraaf 5.7). Dit

leidde niet tot één kaart van de biodiversiteit maar tot drie kaarten van drie aparte indicatoren: aantal soorten, Shannon-Wiener Index en Simpson Index. Geen van deze indicatoren geeft echter een goed beeld van de biodiversiteit (Lamb et al., 2009). Hierdoor kon de totale biodiversiteit aan bodemfauna niet meegenomen worden in de Natuurkwaliteit.

Dat het wel mogelijk is om aan de hand van de beschikbare gegevens van bodemfauna een biodiversiteitsindex te berekenen, blijkt uit de kaarten in de Ecologische Atlas van de Noordzee (Lindeboom et al., 2008a). Hierin worden voor afzonderlijke bemonsteringspunten in de Noordzee waarden gegeven voor de biodiversiteit van bodemdieren (benthos), vissen, vogels en totaal fauna (Figuur 2.56). Voor de bodemdieren en de vissen is rekening gehouden met de zeldzaamheidswaarde van de soorten (Lindeboom en De Groot, 1998; Ter Hofstede et al., 2005). De vogelwaarden zijn bepaald aan de hand van de voorwaarden voor bescherming volgens de Europese Vogelrichtlijn en de mate waarin de verschillende vogelsoorten daaraan voldoen (Leopold en Dijkman, 2010). De biodiversiteit is hierbij uitgedrukt in een arbitraire schaal; er wordt geen vergelijking gemaakt met een natuurlijke referentie. Het bepalen van een natuurlijke referentie is volgens Lindeboom et al. (2008b) namelijk niet mogelijk (zie ook de discussie over natuurlijke referenties hierboven). Dit levert dus ook geen Natuurkwaliteit op. In de Bosatlas van Nederland (2008) is in de kaart van de natuurgebieden in de Noordzee ook de biodiversiteit van de bodemdieren aangegeven (Figuur 2.57). Hier is wel getracht voor sommige delen van de Noordzee vlakdekkend te werken. De biodiversiteit is hierbij uitgedrukt in arbitraire eenheden, waardoor er geen Natuurkwaliteit uit af te leiden is.

2.10.5 Verschillen met de Natuurbalans 2008

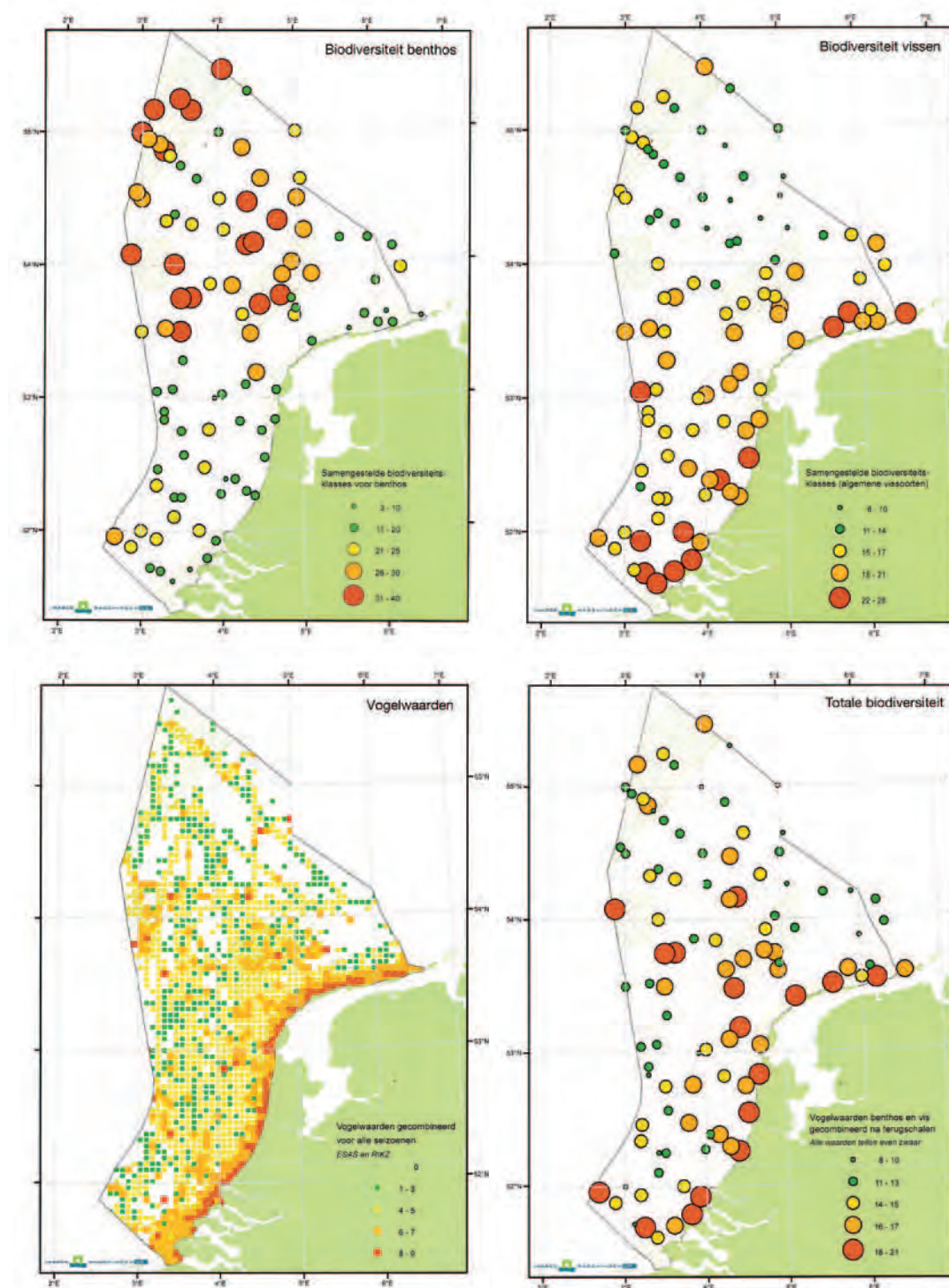
Ten opzichte van de Natuurkwaliteit van de zoute wateren zoals gepresenteerd in de Natuurbalans 2008, zijn er in deze rapportage een aantal verschillen opgetreden. Er zijn twee hoofdoorzaken aan te geven:

1. Fouten in de cijfers die gebruikt zijn. In sommige gevallen waren tegenstrijdige gegevens voor referenties of waarnemingen in de database opgenomen. Een keuze voor een van beide was nog niet gemaakt, zodat beide in de berekening werden meegenomen.
2. Inconsistentie in de gevolgde werkwijze. Dit is terug te voeren op het grote aantal gegevens dat verwerkt moest worden en de relatief korte tijd waarin dit voor de Natuurbalans moest gebeuren. Bij het schrijven van deze rapportage bleken in de database waar de Natuurkwaliteit mee berekend was enkele fouten te zitten.

De grootste verschillen doen zich voor in:

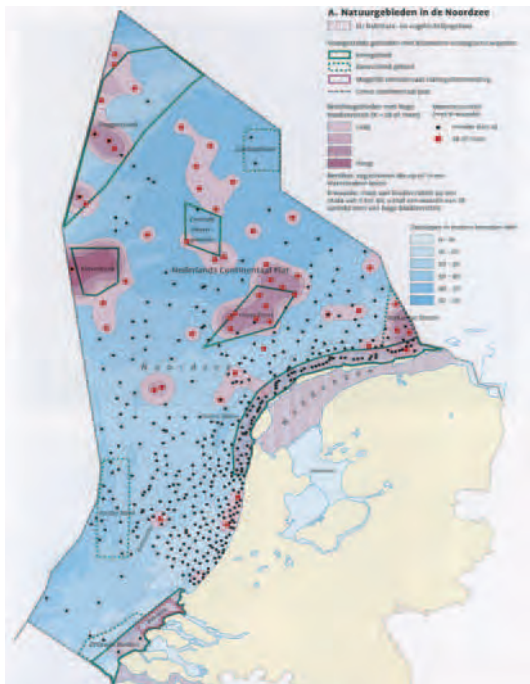
- Fytoplankton van de Noordzee. In de eerdere versie was een onjuiste natuurlijke referentie voor chlorofyl-a meegenomen in de berekeningen. De oorspronkelijke waarde van de Natuurkwaliteit van het fytoplankton in de periode 2000-2006 is bijgesteld van 68% naar 38%.
- Bij de natuurkwaliteit van de hogere planten is oppervlakte en kwaliteit van zeegras en kwelders en schorren als aparte indicatoren gebruikt in de Natuurbalans. Zo was voor de oostelijke Waddenzee in de huidige situatie

Rood: hoge biodiversiteit; groen: lage biodiversiteit



Bron: Ecologische Atlas van de Noordzee (Lindeboom et al., 2008)

Paars: hoge biodiversiteit; blauw: lage biodiversiteit



Bron: Bosatlas van Nederland (2007)

een kwaliteit voor het areaal zeegras van 8% en een kwaliteit voor het bedekkingspercentage zeegras van 81% berekend. Gemiddeld zou dit voor zeegras leiden tot een kwaliteit van 45%. In dit geval zou een groot verlies in areaal gecompenseerd worden door een hoge bedekking op het kleine, overgebleven areaal. Dit werd gezien als onrealistisch en een ongewenst bijverschijnsel van de middelling. In dit rapport zijn de kwaliteit voor areaal en bedekkingspercentage met elkaar vermenigvuldigd zodat een dergelijke compensatie niet meer optreedt. Bovendien is de ene indicator voor zeegras nu een voorraad-indicator, vergelijkbaar met het aantal vogels van een bepaalde soort in bijvoorbeeld de Waddenzee. Voor de indicator kwelders en schorren, opgebouwd uit een deelindicator voor areaal en een deelindicator voor kwaliteit, geldt hetzelfde.

- Voor de Natuurbalans is alleen de in Van der Molen en Pot (2007a) gerapporteerde kwaliteit van de bodemdieren in de kustwateren meegenomen. In Van der Molen en Pot (2007a) was een, verder niet-beargumenteerde, selectie gemaakt van één van de habitats voor bodemdieren in de kustwateren. In dit rapport is de beoordeling volgens de Kaderrichtlijn Water van de afzonderlijke habitats binnen een watersysteem als aparte indicatoren onder bodemdieren opgenomen, gebaseerd op de onderbouwende rapportages van de expert-groepen voor de Kaderrichtlijn Water.
- Bij de vissen in de Noordzee is de indicator Marine Trophic Index vervallen, evenals de indicator Fishing-in-Balance. De eerste vanwege de beperkte indicerende waarde (Fey-Hofstede en Meesters, 2007): de waarde

voor de huidige situatie is gelijk aan de 'natuurlijke' referentie terwijl er aantoonbaar veel veranderd is in de vispopulaties tussen het moment van de referentie en de huidige periode. De Fishing-in-Balance-indicator is vervallen vanwege het feit dat het een indicator is uit een model-berekening waar een arbitraire keuze moet worden gemaakt voor een parameterwaarde. De waarde van de indicator vertoont grote overeenkomst met die van de indicator Aandeel grote vissen in de vangst. Deze laatste is behouden (positief gewaardeerd door Fey-Hofstede en Meesters, 2007) en de Fishing-in-Balance-indicator is (ook vanwege het vermijden van dubbelingen) verwijderd.

- De steur is toegevoegd voor Eems-Dollard, Oosterschelde en Westerschelde vanwege het (huidige of oorspronkelijke) estuariene karakter van deze wateren, die ook leefgebied van de steur zijn geweest (in de Natuurbalans 2008 was de steur alleen voor de Noordzee meegenomen).
- De bruinvis is als indicator ook aan de kustwateren toegekend (zoals ook in de AMOEBE's het geval is) omdat de kustwateren in vroeger tijden ook als leefgebied van de bruinvis golden.
- De indicator voor dolfijnen is toegevoegd voor de Noordzee; deze is ook onderdeel van de AMOEBE's maar kon destijds voor de Natuurbalans niet meer ingevuld worden.
- De Natuurkwaliteit voor de afzonderlijke indicatoren in de gebieden Noordzee, Waddenzee en Delta-wateren is consequent berekend als het gemiddelde van de Natuur-

kwaliteit van de betreffende indicator in de deelgebieden. Hierdoor tellen de deelgebieden dus gelijkwaardig mee in het eindresultaat per gebied.

Verder zijn dubbelingen in de getallen voor het voorkomen van soorten in de database verwijderd zodat de juiste gemiddelden werden berekend. Met name voor de historische getallen van de oppervlaktes aan mosselbanken en kwelders zijn verschillende schattingen beschikbaar. In deze rapportage is één van de bronnen aangehouden. Deze wijzigingen hebben ertoe geleid dat de schatting voor de Natuurkwaliteit in de huidige situatie is veranderd ten opzichte van die in de Natuurbalans 2008: Noordzee was 45%, is geworden 38%; Waddenzee was 52%, is geworden 39%; Delta-wateren was 44%, is geworden 37%. Voor de Waddenzee is de aanpassing dus substantieel: 13% natuurkwaliteit minder dan in de Natuurbalans 2008.

2.10.6 Conclusie Natuurkwaliteit

Met de berekening van de Natuurkwaliteit is een periode van ontwikkeling afgesloten. Na de AMOEBE's in de jaren 90 is hiermee een up-to-date indicator voor de biodiversiteit van de zoute wateren verkregen. Deze indicator is zeker nog voor verbetering vatbaar, maar vormt een basis om de veranderingen in de biodiversiteit in de mariene ecosystemen te volgen, bijvoorbeeld in het kader van de biodiversiteitsdoelstelling van de Convention on Biological Diversity (CBD) en als basis voor de Initiële Beoordeling en vaststelling van de Goede Milieu Toestand die voor de Kaderrichtlijn Marien gemaakt moeten worden.

2.10.7 Biodiversiteit in de Nederlandse zoute wateren: tropische uitbreiding

Per 10 oktober 2010 zijn de eilanden Bonaire, Sint Eustatius en Saba (de zogenaamde BES-eilanden) onderdeel geworden van Nederland als openbare lichamen (bijzondere gemeenten) onder bestuur van de Nederlandse Rijksoverheid. Voorheen vielen de eilanden onder verantwoordelijkheid van het zelfstandige land Nederlandse Antillen binnen het Koninkrijk der Nederlanden. Nu de Nederlandse Antillen als zelfstandig land is opgeheven en de BES-eilanden bij Nederland horen, is de verantwoordelijkheid voor een aantal zaken bij de Nederlandse rijksoverheid komen te liggen. Dit betreft onder andere de afstemming van wet- en regelgeving en het aanpassen van internationale verdragen. De Nederlandse rijksoverheid heeft besloten dat de BES-eilanden niet onder de Europese regelgeving vallen. Dit betekent dat de Europese Vogel- en Habitatrichtlijn, de Kaderrichtlijn Water en de Kaderrichtlijn Mariene Strategie niet van toepassing zijn op de eilanden en de omringende wateren.

Met het opnemen van de BES-eilanden als bijzondere gemeenten van Nederland komt er 322 km² aan land-oppervlakte bij Nederland. De Nederlandse oppervlakte aan Exclusieve Economisch Zone in zee wordt uitgebreid met circa 58.000 km² en wordt hiermee verdubbeld. Tegelijkertijd krijgt Nederland er 15.000 ha nationale parken bij. De biodiversiteit van de eilanden is zeer hoog, zowel op het land als in zee, wat ze tot mondiale hotspots van de biodiversiteit maakt. De wereldwijd meest bedreigde biotopen, zoals tropisch

regenwoud, koraalriffen, mangrovebossen, zeegrasvelden en stranden voor eileggende zeeschildpadden, komen op en rond de eilanden voor (Foto 2.40). Op het zuidelijke deel van Bonaire komt het grootste aaneengesloten mangrovebos ter wereld voor. Diverse delen van de eilanden zijn aangewezen als internationaal belangwekkende wetlands (onder de Conventie van Ramsar).

Hoewel de biodiversiteit van de eilanden nog steeds op mondiaal niveau van groot belang is, staan de mariene systemen op de eilanden onder grote druk. De aansluiting bij Nederland heeft de ontwikkelingen op de eilanden namelijk versneld. De grootste effecten op de natuur zijn al opgetreden en zijn nog te verwachten van kustontwikkeling, toerisme, visserij en klimaatverandering. Door de geringe omvang van de eilanden, hebben nagenoeg alle ontwikkelingen op het land ook invloed op de biodiversiteit in zee. De Nederlandse beleidsministeries hebben een groot aantal projecten opgestart om het milieu en de infrastructuur te verbeteren, o.a. door de aanleg van riolering en een rioolwaterzuiveringsinstallatie op Bonaire. Dit beoogt de effecten op de koraalriffen in de toekomst te verminderen. Bij de beheerders van de nationale parken leeft een sterke behoefte aan een integrale ruimtelijke planning voor de eilanden om het voortbestaan van de hoge biodiversiteit op en rond de eilanden te garanderen.

Voor de eilanden is geen Natuurwaardegraadmeter ontwikkeld, zodat de Natuurkwaliteit van het mariene milieu hier niet gepresenteerd kan worden. Wereldwijd zijn de koraalriffen de afgelopen decennia achteruitgegaan (Selig en Bruno, 2010), hoewel de achteruitgang van koraalriffen in het Caribische gebied geringer was dan in bijvoorbeeld de Stille Oceaan. Mangrovebossen gaan eveneens wereldwijd achteruit (FAO, 2007; Spalding, 2010; Polidoro et al., 2010) evenals op Bonaire (Debrot et al., 2010). Ten opzichte van een natuurlijke referentiesituatie (voor koraalriffen en mangrovebossen) zullen beide ecosystemen op de BES-eilanden qua Natuurkwaliteit dus al geen 100% score meer halen.



Oppervlakte mariene biotopen met hoge biodiversiteit op de BES-eilanden

Tabel 2.64

Indicatieve oppervlaktes uit Debrot en Sybesma (2000). Koraalriffen inclusief de Saba-bank

Biotoop	Oppervlakte totaal (ha)	Oppervlakte binnen Nationale parken (ha)
Koraalriffen	23.500	4.500 (19%)
Mangrovebossen	79	79 (100%)
Zeegrasvelden	242	?
Stranden voor zeeschildpadden (km)	113	9 (8%)

OSPAR-doelen

3

3.1 Inleiding

Binnen de Oslo-Parijs Conventie (OSPAR) zijn doelen afgesproken die moeten helpen bij het beschermen van het mariene milieu in het noordoostelijk deel van de Atlantische Oceaan en aangrenzende kustzeeën (zie Figuur 3.1). Binnen OSPAR werken vijftien landen en de Europese Commissie samen. De beschermingsstatus wordt afgelezen aan ecologische kwaliteitselementen. Voor elk element is een doel geformuleerd (Ecological Quality Objective, of EcoQO). Wanneer deze doelen gehaald worden, kan het mariene ecosysteem als gezond beschouwd worden, zonder schadelijke effecten van menselijke handelen. Een eerste set van negen EcoQO's wordt in de praktijk uitgetest in de Noordzee. De EcoQO's zijn als volgt geformuleerd (OSPAR, 2009):

1. Duurzaam beheer visbestanden: behoud van de paaibiomassa van commerciële vissoorten boven een voorzorgsniveau dat is vastgesteld door een competente autoriteit voor visserijmanagement;
2. Gezonde populatie zeehonden: behoud van de populatie en de aanwas met jonge dieren;
3. Beperking van de bijvangst van bruinvissen;
4. Beperking van het aantal slachtoffers van verontreiniging met stookolie;
5. Terugdringen van kwik en organische microverontreinigingen in vogeleieren;
6. Terugdringen van het zwerfafval en plastic in de zee;
7. Herstel van grote vissen in de zee;
8. Terugdringen van afwijkingen aan voortplantingsorganen bij weekdieren;
9. Terugdringen van de effecten van eutrofiëring.

Voor de evaluatie van de OSPAR EcoQO's is gebruik gemaakt van de achtergronddocumenten voor de OSPAR-bijeenkomsten in 2007 en voorjaar 2008. Hierbij is gekeken naar de mate waarin landen de EcoQO's ondersteunen door middel van het aanleveren van gegevens en in hoeverre de doelstellingen gehaald worden. Voor Nederland is dit nog eens apart weergegeven.

3.2 Duurzaam beheer visbestanden (tevens SEBI-indicator 21)

EcoQO:

Maintain the spawning stock biomass above precautionary reference points for commercial fish stocks agreed by the competent authority for fisheries management.

Over wat duurzaam beviste bestanden zijn, bestaan verschillende denkbeelden. Er zijn verschillende kenmerken waar dit aan afgemeten wordt. Er is geen meningsverschil over de termen, maar wel over het aantal criteria waaraan voldaan moet worden om een visbestand duurzaam bevist te kunnen noemen. Uitgaande van de visserijbiologie, is er allereerst het limietniveau van de paaibiomassa, aangeduid met B_{lim} . Dit is het niveau waaronder de vissoort als bedreigd aangemerkt wordt omdat door de lage paaibiomassa de voortplanting van de soort in gevaar kan komen. De kabeljauw bevindt zich sinds 1999 onder dit niveau. Daarboven bestaat er een voorzorgsniveau (Precautionary Approach) voor de paaibiomassa (B_{PA}). Het doel is het paaibestand boven dit voorzorgsniveau te houden om niet de kans te lopen dat in bepaalde ongunstige jaren de paaibiomassa in de buurt van de gevarenzone komt. Daarnaast wordt het effect op een soort door de visserij ook nog uitgedrukt als de sterfte van een soort per jaar als gevolg van de visserij (F_{PA}). ICES (International Council for the Exploration of the Sea) is een organisatie die jaarlijks de paaibiomassa en de visserijsterfte van de afzonderlijke commerciële soorten in kaart brengt. Onduidelijkheid ontstaat omdat bij het voldoen aan slechts een van bovenstaande criteria soms al gezegd wordt dat een soort duurzaam bevist wordt. OSPAR (2009) onderscheidt alle drie de niveaus, hoewel ook hier uit de tekst niet blijkt wat er precies onder verstaan wordt. De EU, in het kader van SEBI 2010 (EEA, 2007), stelt dat een vissoort pas duurzaam bevist wordt als zowel de paaibiomassa zich boven het voorzorgsniveau bevindt als de visserijsterfte onder het voorzorgsniveau. Dit criterium is hier ook gebruikt. Voor de vaststelling van duurzame bevissing is uitgegaan van de evaluaties van ICES voor ICES-gebied IV (Internationale Noordzee zonder Het Kanaal). Hier is uitgegaan van de analyses voor soorten die ook in het Nederlandse deel van

Regio II: 'Greater North Sea'

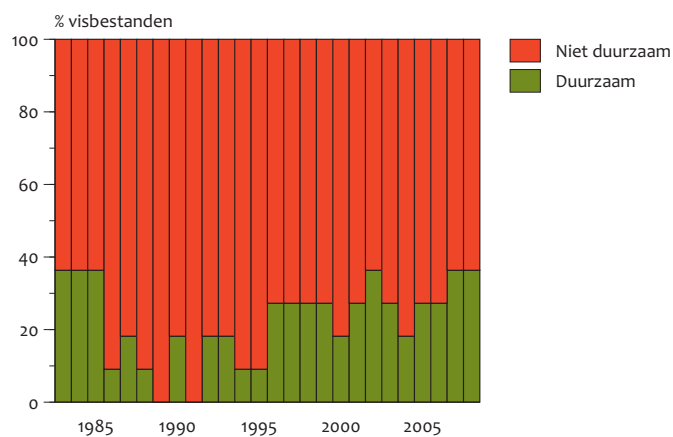


Methode SEBI



Data: ICES. Bewerking: PBL.

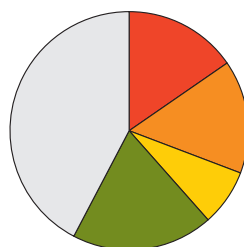
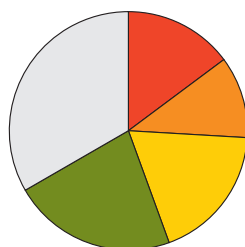
Methode SEBI



Data: ICES. Bewerking: PBL.

2003

2006



Niet duurzaam

Voortplanting verminderd

Paaibiomassa onder voorzorgsniveau

Visserijsterfte boven voorzorgsniveau

Duurzaam bevist

Onbekend

Data: OSPAR-ASMO (2008).

de Noordzee voorkomen en waarvoor bestandsschattingen en voorzorgsniveaus vastgesteld zijn (in totaal elf soorten). Voor makreel is gekeken naar de Noordzeepopulatie (die er slecht voorstaat), niet naar de Atlantische populatie (die het redelijk doet). Er zijn nog meer vissoorten die commercieel bevestigd worden, maar van deze soorten zijn geen evaluaties van paaibestanden en visserijsterfte beschikbaar. De analyse beperkt zich dus noodgedwongen tot de soorten waar wel bestandsanalyses voor beschikbaar zijn.

De resultaten laten zien dat een wisselend, maar klein deel van de commerciële visbestanden in de Noordzee duurzaam bevestigd wordt (Figuur 3.2 en 3.3): gemiddeld 30% over de laatste vijf jaren. Koolvis en schelvis worden al gedurende langere tijd (in dit geval acht jaar) structureel minder sterk bevestigd. Voor schol is dit vier jaar. De kever en de zandspiering vormen uitzonderingen in deze lijst: er is voor deze soorten wel een voorzorgsniveau voor de paaibiomassa vastgesteld, maar niet voor de visserijsterfte. Bij de kever trad tot 1995 een visserijsterfte van meer dan 80% per jaar op: meer dan 80% van bepaalde jaarklassen werd per jaar uit de Noordzee weggevisd (Van Densen en Van Overzee, 2008). Bij de zandspiering was dit in de jaren 80 en na 2000 het geval. Visserij waarbij een dergelijke hoge sterfte veroorzaakt wordt, kan geen duurzame visserij genoemd worden. De industriële visserij op kever en zandspiering in de Noordzee is na het instorten van de bestanden van deze soorten dan ook nagenoeg gestopt. Doordat er geen voorzorgsniveau voor de visserijsterfte is vastgesteld, worden volgens het criterium van de paaibiomassa deze soorten in sommige perioden toch 'duurzaam bevestigd' (Figuur 3.2). Verschillen met de figuren in de achtergrondrapportage bij de Natuurbalans 2008 Noordzee en Waddenzee (Van Leeuwen et al., 2008) en de PBL-brochure over biodiversiteit (Van Veen et al., 2008) zijn ontstaan door correctie van een fout in de berekeningen voor kever en zandspiering, en door gebruik te maken van de

laatste schattingen van ICES (werkgroeprapporten van 2010). Bij nieuwe berekeningen van ICES worden namelijk ook de schattingen voor eerdere jaren bijgesteld. Dit leidt in sommige gevallen tot een ander beoordelingsresultaat. Het gaat hier nog steeds over slechts een deel van de commercieel bevestigde soorten. Voor een groot deel van de soorten zijn onvoldoende onderzoeksgegevens beschikbaar om een evaluatie van de duurzaamheid van de visserij te maken (Figuur 3.4).

De definitie van duurzaamheid die hier gebruikt is, gaat hoofdzakelijk uit van economische argumenten: de populaties van de commerciële vissoorten moeten niet in gevaar komen omdat anders de toekomst van de visserij niet verzekerd is. Voor ecologische duurzaamheid zouden ook de bijverschijnselen van de visserij meegewogen moeten worden, zoals bijvangst, discards (overboord gegooid vangsten), bodembeschadiging en sterfte van bodemdieren. Zowel ICES als het Gemeenschappelijk Visserijbeleid van de EU hebben hier doelstellingen voor (het zogenaamde Ecosystem-based Approach to Fisheries Management; Frid et al., 2005, 2006), maar deze worden nog nauwelijks uitgewerkt in het huidige visserijbeheer (zie ook Paragraaf 5.9). Momenteel wordt het Gemeenschappelijk Visserijbeleid herzien. Zie verder Hoofdstuk 4 voor de uitwerking van de visserij-intensiteit en een indicator voor ecologisch duurzame bodemvisserij.

Participatie en doelbereik

De verzameling van gegevens gaat via ICES waaraan alle Noordzee-landen verplicht hun gegevens aanleveren. Nederland participeert in deze samenwerking in verschillende ICES-werkgroepen. Slechts een klein deel van de commerciële vissoorten wordt duurzaam bevestigd, zodat het doel niet bereikt is (zie Tabel 3.1).

Participatie en doelbereik EcoQO Duurzame visserij

Tabel 3.1

	Internationaal		Nederland	
	Participatie	Doelbereik	Participatie	Doelbereik
Duurzame visserij				

3.3 Gezonde populaties zeehonden

EcoQO:

Taking into account natural population dynamics and trends, there should be no decline in harbour seal population size (as measured by numbers hauled out) of $\geq 10\%$ as represented in a five-year running mean or point estimates (separated by up to five years) within any of eleven sub-units of the North Sea.

Taking into account natural population dynamics and trends, there should be no decline in pup production of grey seals of $\geq 10\%$ as represented in a five-year running mean or point estimates (separated by up to five years) within any of nine subunits of the North Sea. (OSPAR, 2009)

In de OSPAR-bijeenkomst van Marine Protected Areas, Species and Habitats (MASH) van november 2007 werd het concept rapport 'Draft evaluation of harbour and grey seal EcoQOs' besproken (document MASH 07/2/2-E; OSPAR-MASH, 2007a). Hierin zijn de data voor de grijze zeehond voor de Nederlandse kust afkomstig van ICES (ICES-WGMME, 2008). Voor de gewone zeehond was alleen het aantal voor de Waddenzee in 2005 door Nederland gerapporteerd, een 5-jaar trend voor de Waddenzee ontbrak, voor het Delta-gebied waren geen gegevens gerapporteerd. De conclusie van het rapport is: 'As can be seen from Tables 1.1 and 1.2, it is only possible to evaluate this question for a number of North Sea sections of coast. For those sections where grey seal data are available, it is apparent that the EcoQO has been met. In contrast, in areas where figures have been provided, numbers of harbour seals have declined in the past five years. The decline in the Greater Wash was almost certainly primarily due to seal epizootics. Note though that in both cases, no data are available for about half of the coastal sections requiring evaluation.' Mede door het ontbreken van Nederlandse gegevens kunnen geen zekere conclusies getrokken worden. Participatie scoort daarom matig. In het voorjaar van 2008 werden de EcoQO's gerapporteerd in een bijeenkomst van de OSPAR Environmental Assessment and Monitoring Committee (AMS; OSPAR-ASMO, 2008). Ook hieruit blijkt onvoldoende aanlevering van gegevens voor

zeehonden. De conclusie met betrekking tot het doelbereik van de EcoQO luidde: 'In general, production of grey seal pups in the North Sea has increased, while those of the harbour seal have decreased over the past five years. This summary masks some regional variance though and incomplete data mean that not all sub-units of the North Sea could be assessed. The EcoQO has thus probably been met for grey seals for all significant units of the North Sea population. The harbour seal EcoQO has probably not been met; in some areas this may be a consequence of seal epizootics, but in other areas the cause of decline in numbers hauled out is unknown. The status of the harbour seal EcoQO for many sub-units in the eastern North Sea is unknown due to lack of data from Contracting Parties. It is not known if this is due to lack of monitoring, or non-supply of data.' Op grond hiervan wordt aangehouden dat het doel voor gezonde populaties zeehonden in de Noordzee niet gehaald wordt. OSPAR heeft aan de werkgroep Marine Mammal Ecology van ICES gevraagd een assessment te doen van de status van de zeezoogdieren in het OSPAR-werkgebied (ICES-WGMME, 2008). Hieruit blijkt dat internationaal niet aan de doelstelling van de EcoQO voldaan wordt.

Data van de Nederlandse zeehonden zijn wel beschikbaar bij IMARES-Texel en Waterdienst (en recentelijk dus ook via bovengenoemde werkgroep van ICES) en worden in het Compendium voor de Leefomgeving bijgehouden voor zowel de Waddenzee als het Delta-gebied (Figuur 2.50). Gegevens van de Waddenzee worden ook gerapporteerd aan het Common Wadden Sea Secretariat in het kader van de Trilateral Monitoring (TMAP; www.waddensea-secretariat.org). Het aantal volwassen dieren van de gewone zeehond vertoont een stijgende lijn na dalingen als gevolg van groot-schalige virus-infecties (Figuur 2.50). Het aantal pups van de grijze zeehond dat in de Waddenzee wordt geteld is terug te vinden in de jaarlijkse gegevens op www.waddensea-secretariat.org en www.waddenzee.nl, en lijkt nog steeds te stijgen. Hiermee wordt voor de Nederlandse wateren voldaan aan de OSPAR-EcoQO. Bovenstaande leidt tot de beoordeling van de EcoQO in Tabel 3.2.

Participatie en doelbereik EcoQO Gezonde populaties zeehonden

Tabel 3.2

	Internationaal		Nederland	
	Participatie	Doelbereik	Participatie	Doelbereik
Gewone zeehond				
Grijze zeehond				

3.4 Beperking van de bijvangsten van bruinvissen

EcoQO:

Annual bycatch levels of harbour porpoise should be reduced to levels below 1.7% of the best population estimate.

De bruinvis is de meest algemene walvisachtige in de Noordzee. De bruinvis eet vis en vaak wordt deze in de buurt van visnetten aangetroffen. Bruinvissen kunnen dan verstrikt raken in de netten en verdrinken. Met name staandwantnetten die tot op de bodem lopen worden als gevaarlijk voor bruinvissen gezien. Er wordt onderzoek gedaan naar het effect van 'pingers' aan de netten: apparaatjes die geluiden maken die bruinvissen zouden moeten afschrikken (Kastelein et al., 2007). Ook in de boomkorvisserij worden regelmatig bruinvissen bijgevangen (mond. meded. vissers), die dan ook dood aan boord komen.

OSPAR-ASMO (2008) concludeert: *'The monitoring of bycatch of harbour porpoises in the North Sea was inadequate to assess whether or not the EcoQO was being met. Monitoring for EU Member States that is supposed to be carried out under an EU Fisheries Regulation is inadequate to assess overall effects of fisheries on harbour porpoise. Monitoring is also supposed to be carried out to meet the requirements of the EU Habitats Directive. Apart from not being fulfilled by most Member States this Directive sets very few standards, and the monitoring that is conducted is also insufficient for the purposes of the EcoQO. Some monitoring occurs in Norwegian fisheries though it is not known how representative this monitoring is of all relevant fisheries. In order to assess any bycatch as a percentage in this EcoQO, a best estimate of harbour porpoise numbers is needed.'* In 2007 is binnen ICES een werkgroep ingesteld die naar de bijvangst van beschermde soorten kijkt (Steering Group on Bycatch of Protected Species, SGBYC). Deze werkgroep concludeert dat er meer onderzoek en meer monitoring nodig is om conclusies te trekken over de bijvangsten (ICES-SGBYC, 2008). De bijvangsten van bruinvissen door de boomkorvisserij en door de bordentuig-visserij worden door deze ICES-werkgroep niet onderzocht.

Het probleem wordt hier adequaat beschreven: binnen het visserijbeleid is er onvoldoende aandacht voor het gedegen monitoren van de bijvangsten, terwijl dit vanuit het oogpunt van de Habitatrichtlijn wel zou moeten (zie ook de publicatie van Dotinga en Trouwborst (2008) en de relevante teksten hieruit in Paragraaf 5.10).

Vanuit andere bronnen kan echter wel iets over de bijvangsten van bruinvissen geconcludeerd worden. Het aantal bruinvissen dat jaarlijks op de Noordzee als gevolg van bijvangsten gedood wordt, wordt geschat op meer dan 7000 (JNCC, 2008). Dit is meer dan 2% van de populatie in de Noordzee (341.000 dieren volgens het SCANS-onderzoek; zie Paragraaf 2.9.1). Eerdere schattingen geven alleen al voor de Deense bodemstaandwantvisserij getallen van 4000-5.000 dieren per jaar (ICES-WGMMPH, 2002). De bijvangst door vissers in andere landen moet hier nog bij worden opgeteld. Young en Iudicello (2007) geven een overzicht van bijvangsten in de

noordoost-Atlantische wateren waaruit blijkt dat meerdere schattingen van de bijvangst van bruinvissen ruim boven de 2% van de populatie bedragen. Hiermee wordt het internationale doel van de EcoQO niet gehaald. Echte goede schattingen zijn er niet te maken omdat er weinig onderzoek naar gedaan wordt, zoals OSPAR-ASMO (2008) ook concludeerde. Beter schattingen zijn nodig, maar het is wel duidelijk dat in internationale Noordzee de bijvangsten momenteel ruim boven de EcoQO uitkomen.

In Nederland ontstond in 2006 grote verontwaardiging nadat een tiental kapotgesneden bruinvissen op het strand gevonden werden (Foto 3.2). Dit vestigde ook publieke aandacht met zich mee voor de oorzaak van het aanspoelen van bruinvissen. Door IMARES en NIOZ is, samen met internationale experts op het gebied van walvissen, onderzoek gedaan naar de doodsoorzaak van de in 2006 gestrande bruinvissen, waaruit bleek dat 53-70% (rekening houdend met onzekerheden in het vaststellen van de doodsoorzaak) als gevolg van de visserij is omgekomen (Leopold en Camphuysen, 2006). Dit getal is vergelijkbaar met eerdere resultaten van Naturalis (Figuur 3.5). Tegelijkertijd werden door Zeehondencreche Pieterburen bruinvissen verzameld en onderzocht. Dit leidde tot een rapport samen met de Nederlandse Vissersbond (Osinga et al., 2007a) waarin op basis van onderzoek naar de doodsoorzaak van de gestande bruinvissen geconcludeerd werd dat het percentage bruinvissen in bijvangst plus verdrinken bruinvissen tussen 7% en 19% lag (zie ook Osinga et al., 2007b). In tegenstelling tot de rapportage van IMARES en NIOZ zijn in het rapport van de Zeehondencreche niet alle ruwe gegevens opgenomen, waardoor de conclusies moeilijk verifieerbaar zijn. De conclusie dat er zelden bruinvissen in vissersnetten terechtkomen baseerden Osinga et al. (2007b) op vragenlijsten die door vissers waren ingevuld, en niet op onafhankelijke waarnemingen.

De verschillen in de uitkomsten waren voor het PBL aanleiding om in 2007 aan LNV te vragen wat nu het juiste antwoord was voor het aandeel bijgevangen bruinvissen, aangezien beide onderzoeken met toestemming van LNV waren uitgevoerd. Mede naar aanleiding van deze vraag is de Commissie Eysackers in het leven geroepen die beide onderzoeken en de oorspronkelijke gegevens nader onderzocht heeft. Noch het rapport van deze commissie noch de conclusies eruit zijn door LNV beschikbaar gesteld aan het PBL. Wat betreft het onderzoek naar gestrande bruinvissen is wel afgesproken dat in het vervolg de coördinatie van de strandingen plaatsvindt bij Naturalis, dat de coördinatie van de postmortemonderzoeken aan bruinvissen plaatsvindt bij de Universiteit Utrecht, Vakgroep Diergeneeskunde (mw. Garcia Hartmann) en dat de postmortemonderzoeken zelf alleen nog plaats zullen vinden op Texel bij IMARES en NIOZ en in Utrecht bij de Vakgroep Diergeneeskunde (mondelinge mededeling verschillende wetenschappers).

Uit het bovenstaande, en het feit dat alleen het rapport van IMARES en NIOZ op de site van LNV en op waddenze.nl wordt aangeboden, en het gebruik van deze gegevens door ICES (ICES-WGMME, 2008), leidt het PBL af dat de resultaten van het onderzoek van IMARES en NIOZ het meest betrouwbaar zijn.

Uitgaande van 53-70% van de gestrande bruinvissen die door de visserij om het leven zijn gekomen en een totaal aantal bruinvis-strandingen van 536 in 2006 (www.walvis-strandingen.nl), komt dit neer op 284-375 dieren met doodsoorzaak bijvangst. Op de totale bruinvis-populatie in het Nederlands deel van de Noordzee (circa 11.000-17.000 dieren) betekent dit dat in 2006 1,7-3,4% van de bruinvissen als gevolg van de visserij dood op het strand is beland. Omdat zeer waarschijnlijk het grootste deel van alle bruinvissen die in de netten terechtkomen niet op het strand belanden, zal het werkelijk percentage bruinvissen dat door de visserij omkomt aanzienlijk groter zijn. Dit betekent dat Nederland de doelstelling voor de EcoQO niet haalt (Tabel 3.3).

Binnen OSPAR wordt nog de discussie gevoerd of het percentage voor de EcoQO-doelstelling nu inderdaad 1,7% of wellicht 1,0% moet zijn dan wel dat dit laatste in feite al is afgesproken (OSPAR-MASH, 2007b).

Omdat Nederland niet rapporteert aan OSPAR voor wat betreft de bijvangsten van bruinvissen, is de Nederlandse participatie onvoldoende. Toch is het gezien de wettelijke verplichtingen voor de Habitatrichtlijn (zie Dotinga en Trouwborst, 2008) zeer noodzakelijk op korte termijn met een adequate monitoring van bijvangsten van bruinvissen op zee te starten, zoals in andere landen al wel gebeurt.

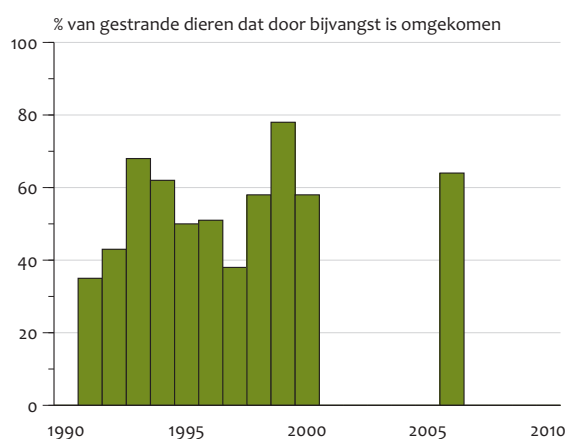
Participatie en doelbereik EcoQO Bijvangst bruinvissen

Tabel 3.3

	Internationaal		Nederland	
	Participatie	Doelbereik	Participatie	Doelbereik
Bijvangst Bruinvis				

Bijvangst als doodsoorzaak van bruinvissen

Figuur 3.5



Data: Leopold en Camphuysen (2006)

Aangespoelde bruinvis

Foto 3.1



Op het strand worden ook bruinvissen aangetroffen die in stukken gesneden zijn of waar lichaamsdelen van afgesneden zijn.



3.5 Stookolieslachtoffers

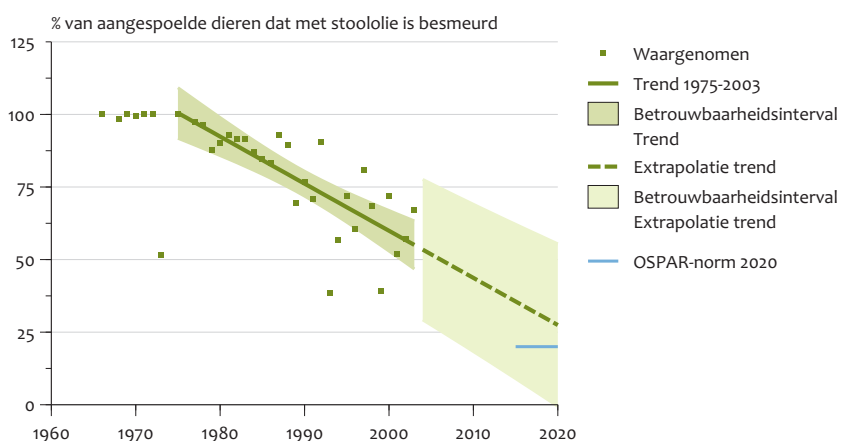
EcoQO:

The average proportion of oiled common guillemots in all winter months (November to April) should be 20% or less by 2020 and 10% or less by 2030 of the total found dead or dying in each of 15 areas of the North Sea over a period of at least 5 years.

Van de zeekoeten die op de Nederlandse stranden aanspoelen, is een steeds kleiner deel met olie besmeurd. De OSPAR-doelstelling voor 2020 wordt nu nog niet gehaald, maar als de huidige trend zich voortzet, is doelbereik in 2020 zeker mogelijk (Figuur 3.6). Niet alle OSPAR-landen doen mee aan deze EcoQO (Camphuysen, 2005). Nederland participeert en doet verslag. Bij evaluatie van het doelbereik wordt alleen gekeken naar de huidige situatie ten opzichte van het gestelde doel, waaruit volgt dat het doel nog niet bereikt is (Tabel 3.4).

Stookolieslachtoffers onder zeekoeten op de Nederlandse stranden

Figuur 3.6



Data: OSPAR (2009).

Participatie en doelbereik EcoQO Stookolieslachtoffers

Tabel 3.4

	Internationaal		Nederland	
	Participatie	Doelbereik	Participatie	Doelbereik
Stookolieslachtoffers				

3.6 Kwik en organische verontreinigingen in eieren

EcoQO:

Concentrations of mercury in the fresh mass of ten eggs from separate clutches of the common tern (*Sterna hirundo*) and Eurasian oystercatcher (*Haematopus ostralegus*) breeding adjacent to certain estuaries should not significantly exceed concentrations in the fresh mass of ten eggs from separate clutches of the same species breeding in similar, but not industrial, habitats.

Organochlorine: For each site, the average concentrations in fresh mass of the eggs of the common tern (*Sterna hirundo*) and Eurasian oystercatcher (*Haematopus ostralegus*) should not exceed: 20 ng/g of PCBs; 10 ng/g of DDT and metabolites; and 2 ng/g of HCB (hexachlorobenzene) and of HCH (hexachlorocyclo-hexane).

De EcoQO is nog in ontwikkeling en er zijn nog geen gegevens beschikbaar (OSPAR, 2009). Deze EcoQO is verder niet bij de beoordeling meegenomen.

3.7 Zwerfafval en noordse stormvogels

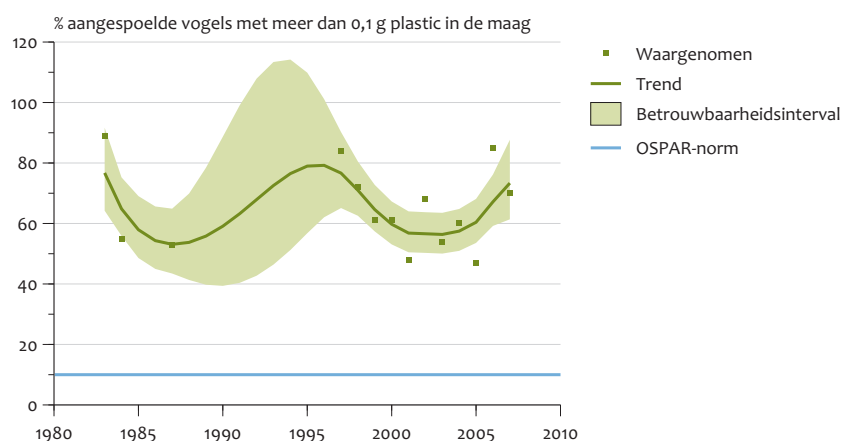
EcoQO:

There should be less than 10% of northern fulmars (*Fulmarus glacialis*) having more than 0.1 g plastic particles in the stomach in samples of 50 to 100 beach-washed fulmars found from each of 4 to 5 areas of the North Sea over a period of at least five years.

De aanlevering van gegevens is zowel internationaal als binnen Nederland goed geregeld. De gevonden hoeveelheden plastic in noordse stormvogels is nog steeds veel hoger dan het doel en vertoont de laatste jaren een stijgende in plaats van een dalende trend (Figuur 3.7). Ook in andere landen rond de Noordzee is dit het geval (Van Franeker, 2008).

Plastic in magen van noordse stormvogels

Figuur 3.7



Data: Van Franeker et al. (2009).

Participatie en doelbereik EcoQO Plastic in magen van noordse stormvogels

Tabel 3.5

	Internationaal		Nederland	
	Participatie	Doelbereik	Participatie	Doelbereik
Plastic in vogelmagen	■	■	■	■

3.8 Aandeel grote vissen in de vangst

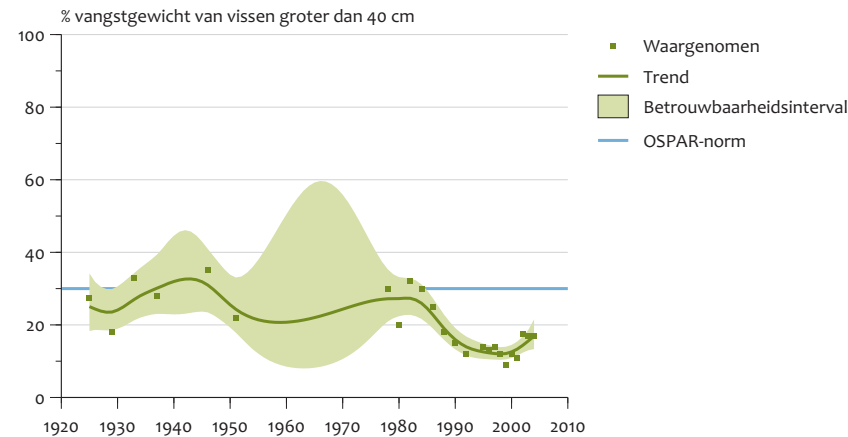
EcoQO:

The percentage (by weight) of fish greater than 40 cm in length should be greater than 30% based on the ICES Q1 IBTS survey series.

De verzameling en analyse van de gegevens gebeurt in ICES-verband (verplicht voor alle aangesloten landen). Het doel is nog niet bereikt (zie Figuur 3.8).

Aandeel grote vissen in de vangst; OSPAR

Figuur 3.8



Data: OSPAR (2009).

Participatie en doelbereik EcoQO Aandeel grote vissen in de vangst

Tabel 3.6

	Internationaal		Nederland	
	Participatie	Doelbereik	Participatie	Doelbereik
Grote vissen				

3.9 Afwijkingen aan voortplantingsorganen bij weekdieren

EcoQO:

The average level of imposex in a sample of not less than 10 female dog whelks (*Nucella lapillus*) should be consistent with exposure to TBT concentrations below the environmental assessment criterion for TBT. Where *Nucella lapillus* does not occur naturally or where it has become extinct, other species may be used.

OSPAR concludeert zelf (OSPAR-ASMO, 2008):

‘The assessment of the environmental status in relation to the EcoQO in imposex in dog whelks or other selected gastropods was prepared on the basis of data submitted by OSPAR Contracting Parties to ICES under the CEMP. This assessment

shows that, with the exception of a limited number of locations in France, Denmark and UK (North), the EcoQO has not been met in the North Sea Area, particularly in the vicinity of major ports, shipping lanes and shipyards (this is to be reviewed after a more elaborate assessment with more data). A significant trend has been detected at 28 stations, with 24 stations having a general downward trend indicating that the situation in general is improving. However, the area still suffers from the consequences of historic inputs related to shipping activities as is confirmed by the levels of TBT that are still found in sediments. The relative absence of positive trends indicates that only a limited input still remains, linked to very local situations.’

Hieruit blijkt dat de participatie goed is maar dat het doel nog niet bereikt is (Tabel 3.7).

Participatie en doelbereik EcoQO Afwijkingen aan voortplantingsorganen bij weekdieren

Tabel 3.7

	Internationaal		Nederland	
	Participatie	Doelbereik	Participatie	Doelbereik
Imposex weekdieren				



Bron: Baretta-Bekker et al. (2008)

3.10 Eutrofiëring

EcoQO:

A marine environment where eutrophication does not occur.

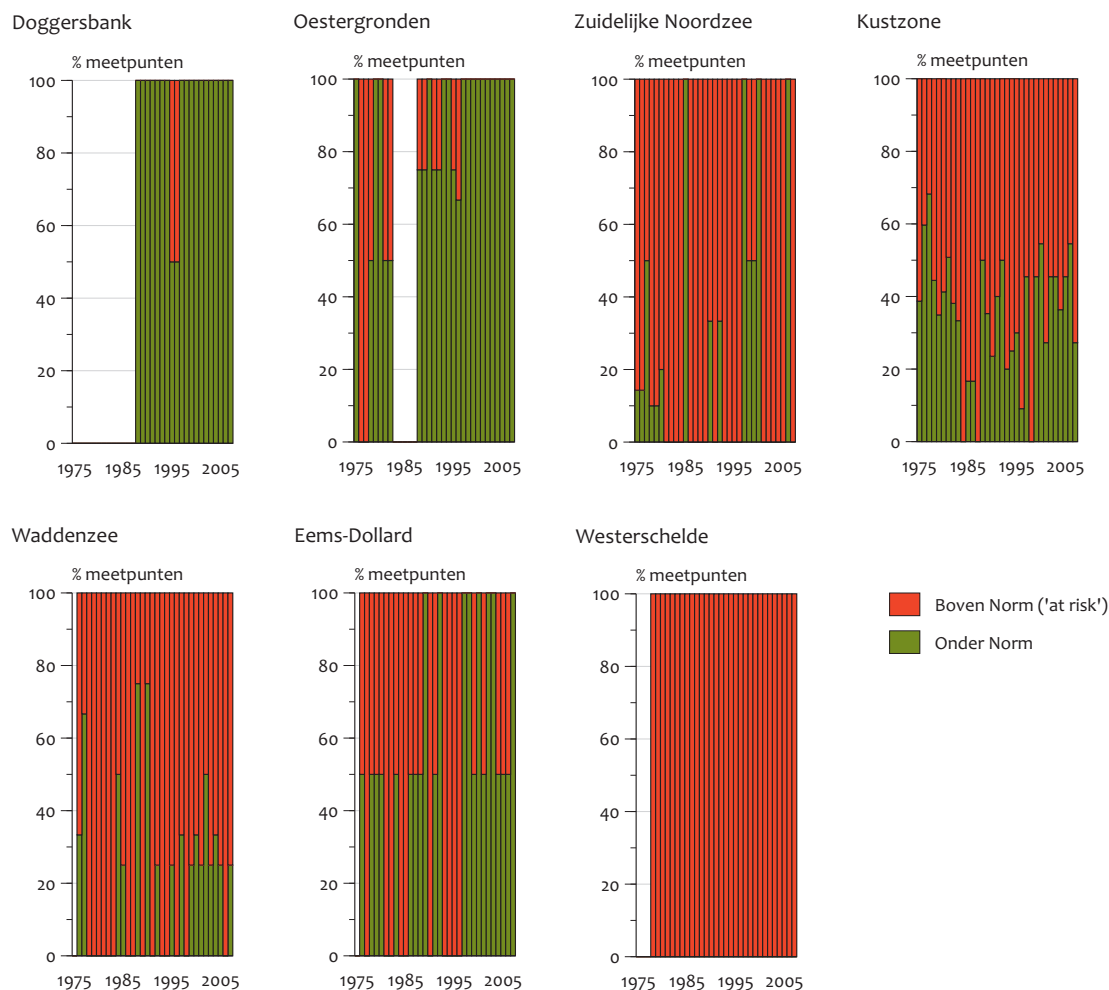
OSPAR onderscheidt voor de 'comprehensive procedure' voor het vaststellen van de eutrofiëringsstatus (Baretta-Bekker et al., 2008):

1. Mate van voedselverrijking
 - Aanvoer stikstof via rivieren en directe lozingen
 - Aanvoer fosfor via rivieren en directe lozingen
 - Concentratie aan opgeloste anorganische stikstof (DIN)
 - Concentratie aan opgeloste anorganische fosfor (DIP)
 - Verhouding tussen stikstof en fosfor (N/P-ratio).
2. Directe effecten
 - concentratie van chlorofyl-a
 - Fytoplankton-indicatorsoorten (*Phaeocystis* spp., *Noctiluca scintillans*, *Chrysochromulina* spp., *Gymnodinium mikimotoi*, *Alexandrium* spp., *Dinophysis* spp.)
 - macrofyten en macroalgen (niet relevant geacht voor de Nederlandse situatie)

3. Indirecte effecten
 - Zuurstofloosheid
 - Veranderingen of sterfte van zoöbenthos en vissterfte (niet meegenomen)
 - Organisch koolstof of organisch materiaal (niet meegenomen)
4. Overige mogelijke effecten
 - Igantoxinen (DSP/PSP mosselinfecties): niet meegenomen vanwege afwezigheid van mosselcultures.

Voor een recent overzicht van de toestand van de Nederlandse wateren voor wat betreft de complete OSPAR EcoQO Eutrofiëring, zie Baretta-Bekker et al. (2008).

Hier is gebruikgemaakt van de effectindicatoren chlorofyl-a-concentratie (90-percentiel van de zomerwaarnemingen) en aantal cellen van de flagellaat *Phaeocystis* (maximum aantal cellen waargenomen in een jaar). Voor deze indicatoren zijn achtergrondwaarden opgesteld en ook waarden waarboven het ecosysteem 'at risk' is voor de negatieve effecten van eutrofiëring. Deze laatste waarden zijn de normen waartegen getoetst wordt.

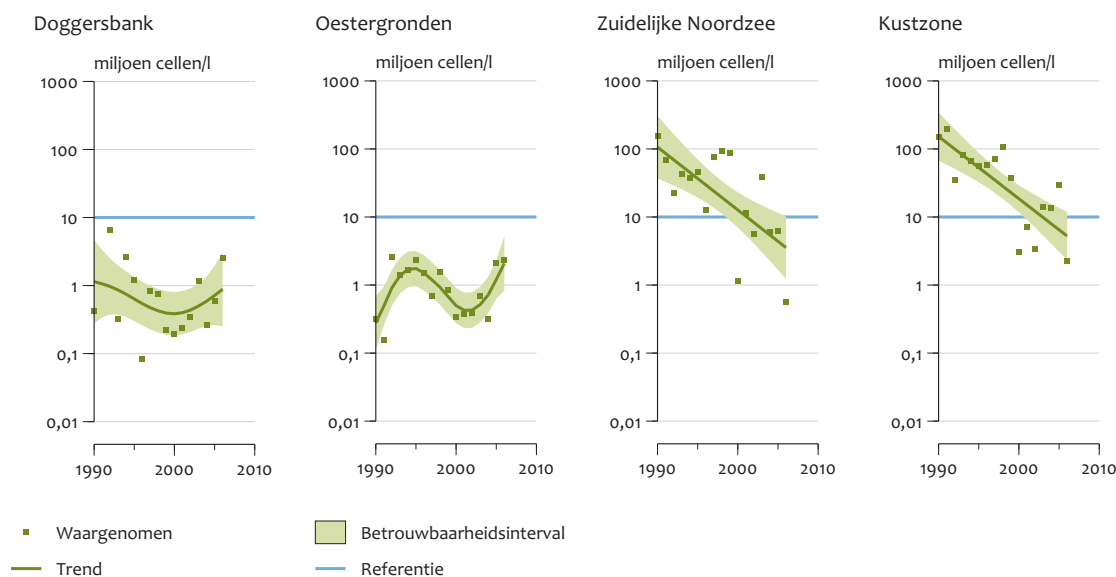


Data: Rijkswaterstaat. Berekening: PBL

3.10.1 OSPAR-indicator Chlorofyl-a

Zowel in de maatlat van de KRW als in de definitie van de norm van OSPAR worden de 90-percentielwaarden als vaste waarden gehanteerd, maar het zijn in feite benaderingen die het resultaat zijn van een statistische procedure. Hoe goed deze benadering is hangt af van de variabiliteit van het chlorofyl-gehalte op een meetpunt en het aantal waarnemingen dat voor dat meetpunt beschikbaar is. Voor het toetsen van de OSPAR-normen is de betrouwbaarheid van de 90-percentielwaarden geschat. Hiermee is voor elke 90-percentielwaarde een 95%-bovengrens van het betrouwbaarheidsinterval berekend (de zogenaamde toetswaarde). De methode voor het afleiden van het betrouwbaarheidsinterval van de 90-percentielwaarden wordt beschreven in

Bijlage 2. De toetswaarde per jaar per meetpunt is vergeleken met de norm, of in OSPAR-terminen de waarde waarboven een gebied 'at risk of negative effects of eutrophication' is. Per gebied is voor elk jaar gescoord welk deel van de meetpunten voldoen aan de norm. De ligging van de OSPAR-gebieden wijkt af van die voor de Vogel- en Habitatrichtlijn (vergelijk Figuur 3.9 en Figuur 2.1). De resultaten voor de vergelijking met de normen voor chlorofyl-a staan per jaar weergegeven in Figuur 3.10. Alleen voor de gebieden Doggersbank en Oestergronden bleven alle meetpunten gedurende de afgelopen vijf jaar beneden de OSPAR-norm. Op grond hiervan kan gesteld worden dat Nederland niet voldoet aan de OSPAR-indicator voor chlorofyl-a, en daarmee ook niet aan de algemenere OSPAR-indicator voor eutrofiëring.

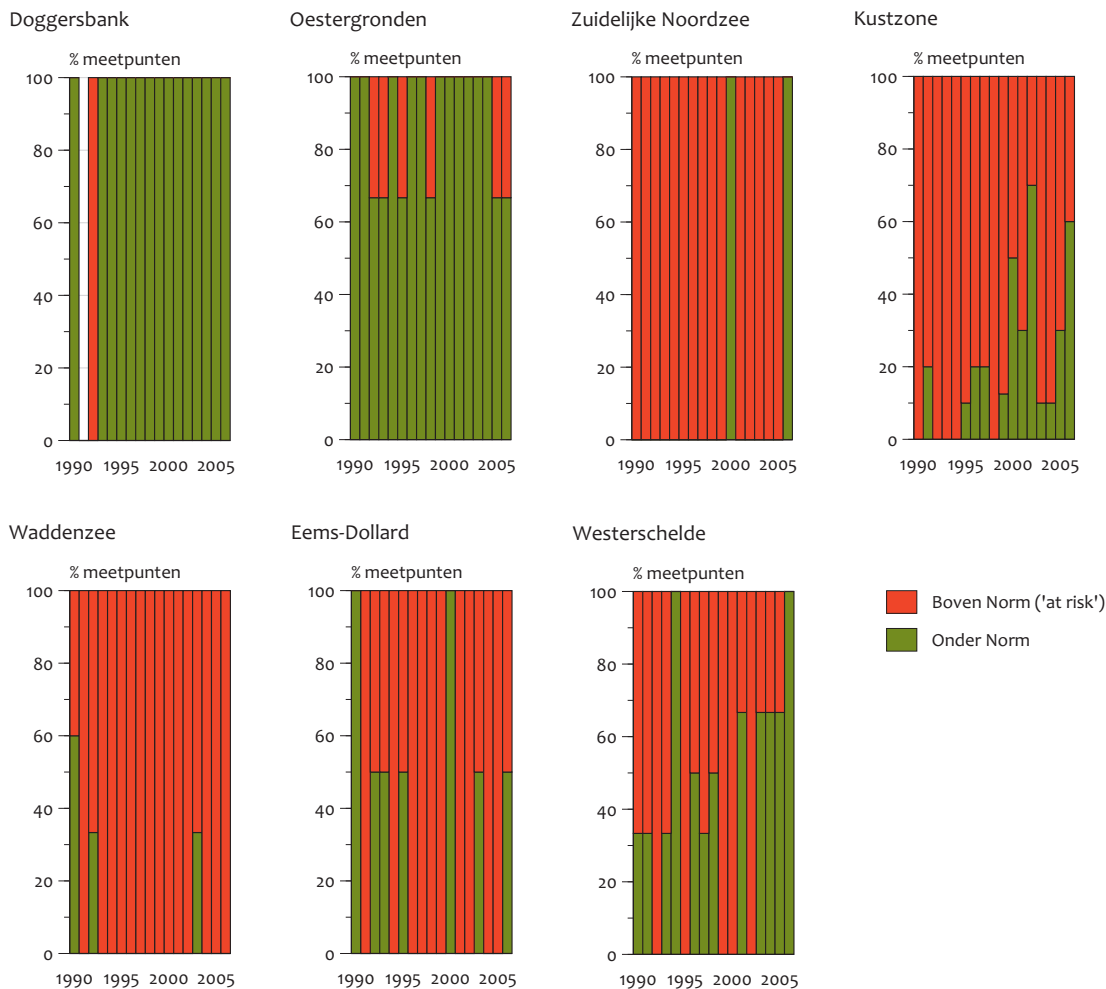


Data: Rijkswaterstaat. Berekening: PBL

3.10.2 OSPAR-indicator *Phaeocystis*

Phaeocystis is een kolonie-vormende alg die vrij in de zee leeft (zie ook Hoofdstuk 2). Een aantal cellen van *Phaeocystis* boven 1.10^7 cellen per liter, wordt binnen OSPAR beschouwd als een extreme bloei, waarbij een gebied 'at risk' is voor de negatieve effecten van eutrofiëring. De recente trends in het maximum aantal cellen is aflopend voor de zuidelijke Noordzee en de kustzone, maar oplopend voor Doggersbank en Oestergronden (Figuur 3.11). In het noordelijk deel van het NCP (OSPAR-gebieden Doggersbank en Oestergronden) komen zelden bloeien van *Phaeocystis* voor, in het zuidelijk deel van de Noordzee komen bloeien frequent voor (Figuur 3.12 en Figuur 2.4). Het maximum aantal cellen in een jaar, dat gebruikt wordt in de OSPAR-indicator *Phaeocystis*,

wordt bepaald op basis van een wisselend aantal metingen, waarbij de betrouwbaarheid van de schatting van het maximum aantal cellen in een jaar, afhankelijk is van het aantal metingen. Net als voor chlorofyl-a is rekening gehouden met de betrouwbaarheid van de schatting bij het toetsen tegen de norm (zie voor de uitwerking Bijlage 3). Figuur 3.12 laat zien dat de Doggersbank en de Oestergronden gemiddeld vrij zijn van bloei van *Phaeocystis*, maar dat in de andere gebieden (alle kustwateren) regelmatig op een of meerdere punten een bloei optreedt. *Phaeocystis* geeft een vergelijkbaar beeld over de gebieden heen als chlorofyl-a (vergelijk Figuur 3.10). Hiermee voldoet Nederland in de kustwateren niet aan de OSPAR-norm: ze worden gezien als 'problem area'. Dit is ook de conclusie van Baretta et al. (2008).



Data: Rijkswaterstaat. Berekening: PBL



Bron: OSPAR (2010)

	Internationaal		Nederland	
	Participatie	Doelbereik	Participatie	Doelbereik
Eutrofiëring				

	Internationaal		Nederland	
	Levering gegevens	Doelbereik	Levering gegevens	Doelbereik
Duurzaam beheer visbestanden				
Afval				
Zeehonden				
Bijvangsten bruinvis				
Olieslachtoffers				
Onvruchtbaarheid door imposex bij weekdieren				
Eutrofiëring				

Legenda: groen = ja, geel = gedeeltelijk, rood = nee

3.10.3 Participatie en doelbereik

In internationaal kader participeren niet alle landen, Nederland wel: het trekt zelfs samen met Noorwegen de werkgroep die deze EcoQO uitwerkt. Het doel wordt echter nog niet voor alle gebieden bereikt, zoals de vele rode staven in Figuur 3.10 en Figuur 3.12 laten zien. Alleen voor het noordelijke deel van het NCP (Doggersbank en Oestergronden) wordt het doel bereikt. Uit de rapportage van OSPAR blijkt dat de hele oostelijke kustzone van de internationale Noordzee aangemerkt moet worden als 'problem area' voor eutrofiëring (Figuur 3.13).

3.11 Conclusie OSPAR-EcoQO's: participatie en doelbereik

Een overzicht van participatie en doelbereik van de OSPAR-doelen is weergegeven in Tabel 3.9. De participatie van landen in OSPAR-verband laat nog wel eens te wensen over. Het bindend karakter van de OSPAR-besluiten wordt door veel landen niet als zodanig beschouwd. Dit leidt tot onvolledige gegevens waardoor het trekken van conclusies en het nemen van aanvullende maatregelen gehinderd wordt. Nederland vertoont hiaten in de rapportage van de zeezoogdieren. Over zeehonden wordt wel elders gerapporteerd, waaruit geconcludeerd kan worden dat in Nederlandse wateren het doel voor de zeehonden gehaald wordt. Monitoring van de aantallen bruinvissen gebeurt in internationaal verband, maar tellingen op het NCP zijn onvolledig. Een registratie van opgeviste bruinvissen is afwezig evenals een programma voor waarnemers op vissersschepen. Tot voor kort werd de doodsoorzaak van de op de Nederlandse kust gestrande bruinvissen niet eenduidig geregistreerd.

4

Visserij-intensiteit

4.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt een analyse weergegeven van de visserij-intensiteit in het Nederlands deel van de Noordzee. Een van de effecten van de huidige visserij is de beschadiging van de bodem en de bijvangst van bodemdieren. Daarom is hier de visserij-intensiteit weergegeven van de vistuigen die over de bodem gesleept worden, namelijk de boomkor en het bordentuig. Beide tuigen hebben met elkaar gemeen dat in de onderkant van de netten kettingen bevestigd zijn die door en over de bodem getrokken worden. Deze kettingen wekken de (plat)vissen op uit de bodem, maar veroorzaken ook de aanmerkelijke schade aan het bodem-ecosysteem (Lindeboom en De Groot, 1998). Het boomkortuig heeft een maximale breedte van 12 m (offshore-gebied) of 4 m (eurokotters in de kustzone). De boom-constructie maakt het mogelijk om zware wekker-kettingen te voeren. Dit tuig wordt aan beide zijden van het schip voortgetrokken. Het bordentuig (ook wel outrig-, twinrig- of multirig-tuig genoemd) wordt eveneens aan de zijanten van het schip uitgezet. Elk net heeft twee borden aan de zijanten, die het net openhouden als het wordt voortgesleept. Het tuig sleept over de bodem, en heeft ook een ketting onderin het net bevestigd (deze is aanmerkelijk minder zwaar dan de wekkerkettingen van het boomkortuig). Er kunnen wel extra wekkerkettingen bevestigd worden. Dit kan vervolgens een verdubbeling van de bijvangsten van schelpen als Noordkromp en Gedoornde hartschelp opleveren (Bult en Schelvis-Smit, 2007), doordat het net dan dieper door de bodem getrokken wordt. De bordentuigen kunnen aanzienlijk breder zijn dan de boomkortuigen. De nieuwste schepen worden uitgerust met bordentuigen van in totaal meer dan 200 m totale breedte (Visserijnieuws). Het bordentuig wordt door de Taskforce Duurzame Noordzeevervisserij (2006) als alternatief voor het boomkortuig gezien, vanwege brandstof-besparing en geringere bijvangst van bodemdieren.

4.2 Methode

4.2.1 Nederlandse VMS-gegevens

Sinds 2000 wordt gebruik gemaakt van satellietregistraties van Nederlandse schepen door de Algemene Inspectie Dienst (AID), met behulp van het systeem Vessel Monitoring

through Satellite (VMS). De AID volgt per satelliet waar de Nederlandse vissers zijn. De posities van de VMS-plichtige schepen worden gemiddeld eens per 1,5 uur geregistreerd. De registratiefrequentie varieert afhankelijk van het gebied waar de schepen zich bevinden. De ruimtelijke nauwkeurigheid van de registratie is <100 m.

Van sommige schepen wordt ook de vaarsnelheid geregistreerd zodat kan worden afgeleid of ze vissen of varen (Tabel 4.1). De snelheidsregistratie is echter niet verplicht, waardoor niet voor alle schepen ingeschat kan worden of ze vissen, stilliggen of stomen. Van schepen waar geen snelheid van bekend is, zijn de registraties niet meegenomen in de berekeningen. Met ingang van 2003 is het percentage registraties waarbij de snelheid ontbreekt minder dan 5% van het totaal (Figuur 4.1).

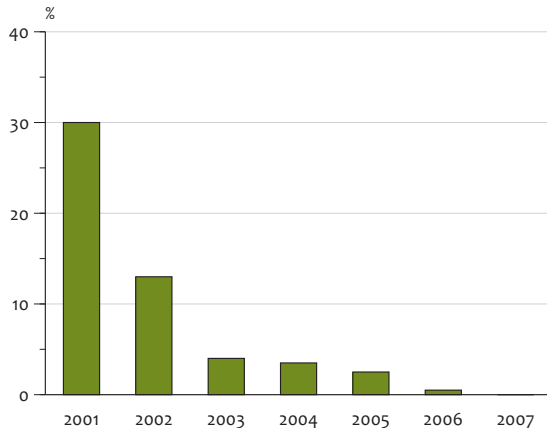
Voor schepen met een lengte boven de 24 m is het satellietvolgsysteem verplicht sinds 1 januari 2000. Sinds 1 september 2003 is die verplichting ook ingegaan voor schepen van 21-24 m en sinds 20 april 2004 voor schepen van 18-21 m. Per 1 januari 2005 zijn ook schepen van 15-18 m VMS-plichtig.

4.2.2 Gebruik van de VMS-gegevens en representativiteit van de gegevens

Om van deze VMS-gegevens op te kunnen vragen bij de AID, is toestemming van de schippers van de schepen nodig. IMARES heeft in totaal van 158 schepen toestemming om de gegevens te gebruiken. Ook is toestemming van het kotters-overleg verkregen. In tabel 4.2 staat een overzicht van hoe representatief de steekproef is voor de Nederlandse vloot. Schepen waarvan het vistuig onbekend was, zijn niet in deze tabel opgenomen. In figuur 4.2 is het verloop van de representativiteit van de verschillende tuigen en categorieën van motorvermogen voor de periode 2001-2007 weergegeven.

In de resultaten is de visserijactiviteit van de schepen die niet meegenomen zijn in de berekening wel verwerkt. Dit is gedaan door aan te nemen dat de schepen waar wel gegevens van beschikbaar zijn representatief zijn voor het resterende deel van de vloot. Hoe groter het aandeel van de schepen waar mee gerekend is, hoe groter de betrouwbaarheid van de resultaten. Hier geldt een voorbehoud, omdat het niet bekend is hoe de verdeling is van het aantal geregis-

Vistuig	Motorvermogen (pk)	Vissnelheid (knopen: zeemijl/uur)
Boomkor	260-300	3-6
	> 300	5-8
Bordentuig	260-300	3-5
	> 300	3-4



Data: IMARES.

Schepen die geregistreerd staan in de database van LNV met EC-logboeken (VIRIS) (tussen haakjes het aantal schepen). Gegevens van 2007. Data: IMARES.

	260-300 pk	> 300 pk
Boomkor	57% (56)	57% (113)
Bordentuig	50% (42)	60% (10)

treerde schepen over bijvoorbeeld de thuishavens en, nog belangrijker, hoe hun visserij-intensiteit en hun ruimtelijk patroon van vissen zich verhoudt tot dat van de niet-geregistreerde vissersschepen.

4.2.3 VMS-gegevens van het Verenigd Koninkrijk

De MFA (Marine and Fisheries Agency, Verenigd Koninkrijk) heeft VMS-gegevens aangeleverd van de schepen die geregistreerd zijn in het Verenigd Koninkrijk (hier verder kortweg VK genoemd) en die vissen op het NCP. De volgende variabelen waren beschikbaar:

- geanonimiseerde scheepscode;
- nationaliteit (alleen Verenigd Koninkrijk);
- type vistuig;
- positie van registratie (breedtegraden en lengtegraden);
- datum en tijdstip van registratie;
- snelheid (zeemijl/uur).

Gemiddeld werd een schip van het Verenigd Koninkrijk elke 2 uur geregistreerd.

Van de VK-vloot zijn preciese gegevens over representativiteit niet bekend.

4.2.4 Berekeningsmethode

De analyses zijn gedaan voor de boomkorvisserij als voor de bordenvisserij, voor zowel de Nederlandse vloot als de VK-vloot.

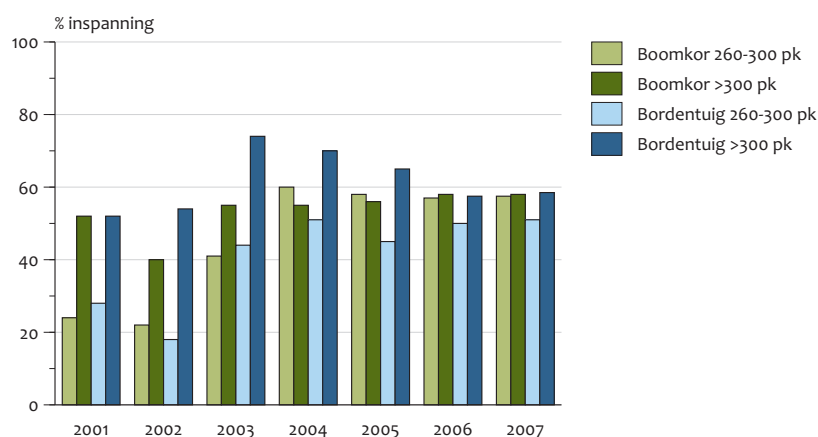
Op basis van het vistuig en de geregistreerde vaarsnelheid is een aanname gedaan over de activiteit van de schepen:

- boomkor <300 pk: vissen bij een vaarsnelheid 3-6 zeemijl/uur;
- boomkor >300 pk: vissen bij een vaarsnelheid 5-8 zeemijl/uur;
- bordentuig: vissen bij een vaarsnelheid 3-4 zeemijl/uur.

Van de schepen van het Verenigd Koninkrijk was het motorvermogen onbekend. Op basis van het visgebied van de schepen is de aanname gedaan dat het hier om grote kotters (>300 pk) gaat.

Per vak van 1x2 minuut (ongeveer 1x1 zeemijl) is berekend:

- de oppervlakte van het vak (in m²);
- de jaarlijks beviste oppervlakte binnen een vak:



Data: IMARES.

Aantal schepen in VK VMS-gegevens

Tabel 4.3

Tuig	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Boomkor	48	35	37	43	43	38
Bordentuig	4	4	4	18	16	27

$$Oppervlakte_{Bevist, Vak_i} = \sum_{j=1}^{Aantal\ Schepen} \left(BreedteNet_{Schip_j} \cdot Vaarsnelheid_{Schip_j} \cdot \frac{AantalRegistraties_{Vak_i, Schip_j}}{AantalRegistratiesPerUur} \right)$$

waarbij:

$Oppervlakte_{Bevist, Vak_i}$: Bodemoppervlakte die alle schepen bij elkaar in een jaar in Vak_i met de netten hebben bestreken (in m^2);

$BreedteNet$: Totale breedte van de netten waarmee gevist wordt (in m);

$Vaarsnelheid$: Vaarsnelheid tijdens het vissen (in m/uur);

$AantalRegistraties$: Aantal registraties dat in het VMS-systeem is opgeslagen voor het betreffende schip in het betreffende vak;

$AantalRegistratiesPerUur$: Aantal registraties per uur dat in het VMS-systeem wordt opgeslagen in het betreffende gebied (in per uur).

De beviste oppervlakte wordt gesommeerd over alle schepen die in het betreffende vak in het betreffende jaar gevist hebben.

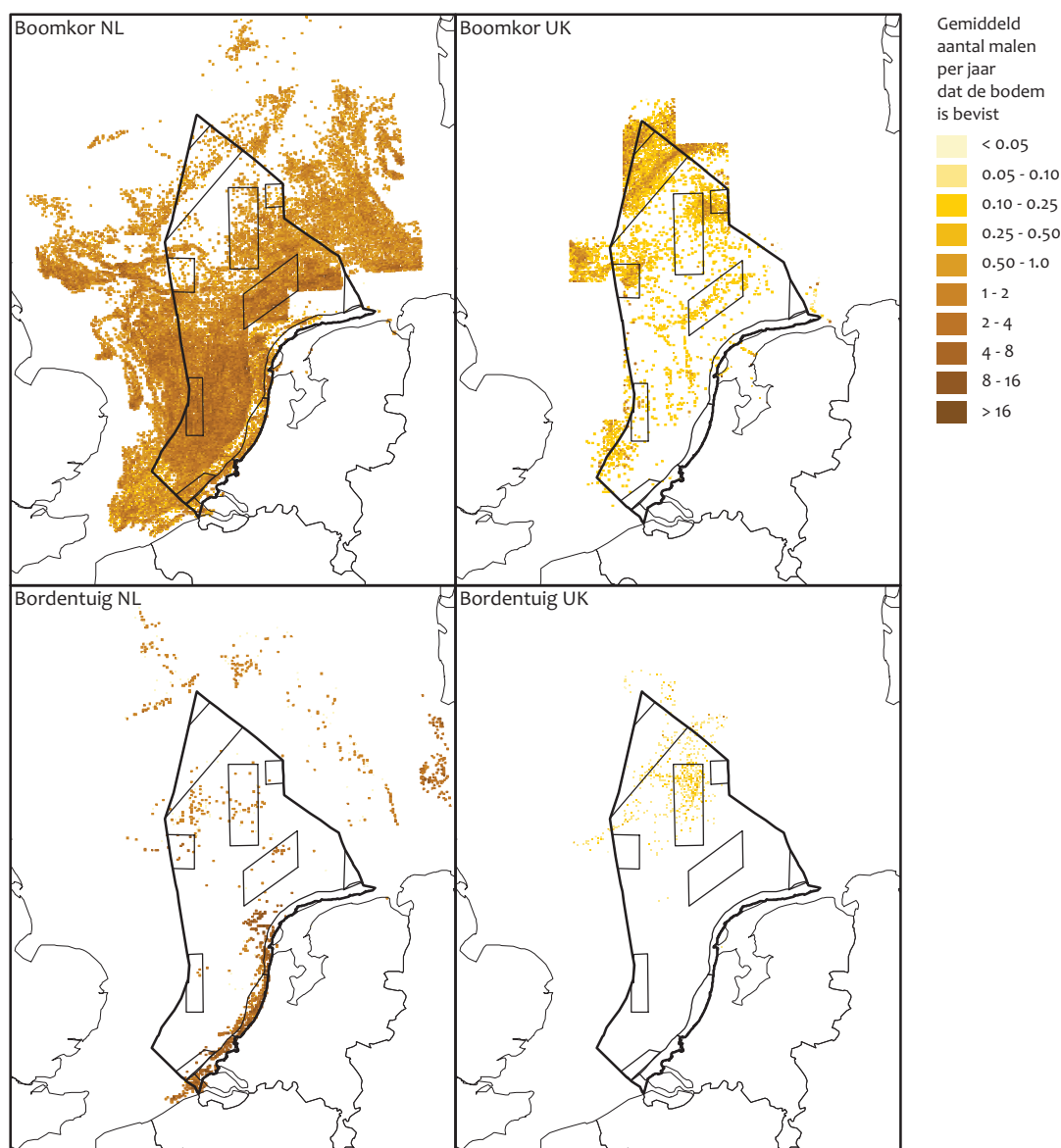
- de visserij-intensiteit, dit is het gemiddelde aantal keren dat het gehele bodemoppervlakte van een hok door een net is bestreken:

$$VisserijIntensiteit_{Vak_i} = \frac{Oppervlakte_{Bevist, Vak_i}}{Oppervlakte_{Vak_i}}$$

waarbij: $VisserijIntensiteit_{Vak_i}$: Gemiddelde intensiteit waarmee de bodem in het betreffende vak bevist wordt. Eenheid: m^2 bevist per m^2 bodemoppervlakte per jaar, oftewel per jaar.

Voor de Nederlandse schepen is de beviste oppervlakte opgeschaald naar de hele vloot, door gebruik van informatie over de in totaal toegepaste visserij-inspanning door de gehele vloot. Voor de VK-gegevens is de beviste oppervlakte van de schepen die in de beschikbare dataset zaten berekend.

Van de bordentuigen is de afzonderlijke breedte van de tuigen op de diverse schepen niet bekend en kon door IMARES geen gemiddelde breedte van het vistuig berekend worden. IMARES houdt een minimum-breedte van 30 m en een maximum-breedte van 220 m aan. In het laatste geval wordt tegelijkertijd gevist met 2 of meer netten naast elkaar. Voor de afzonderlijke tuigen (boomkor en bordentuig) en de schepen uit Nederland en het VK is door IMARES de



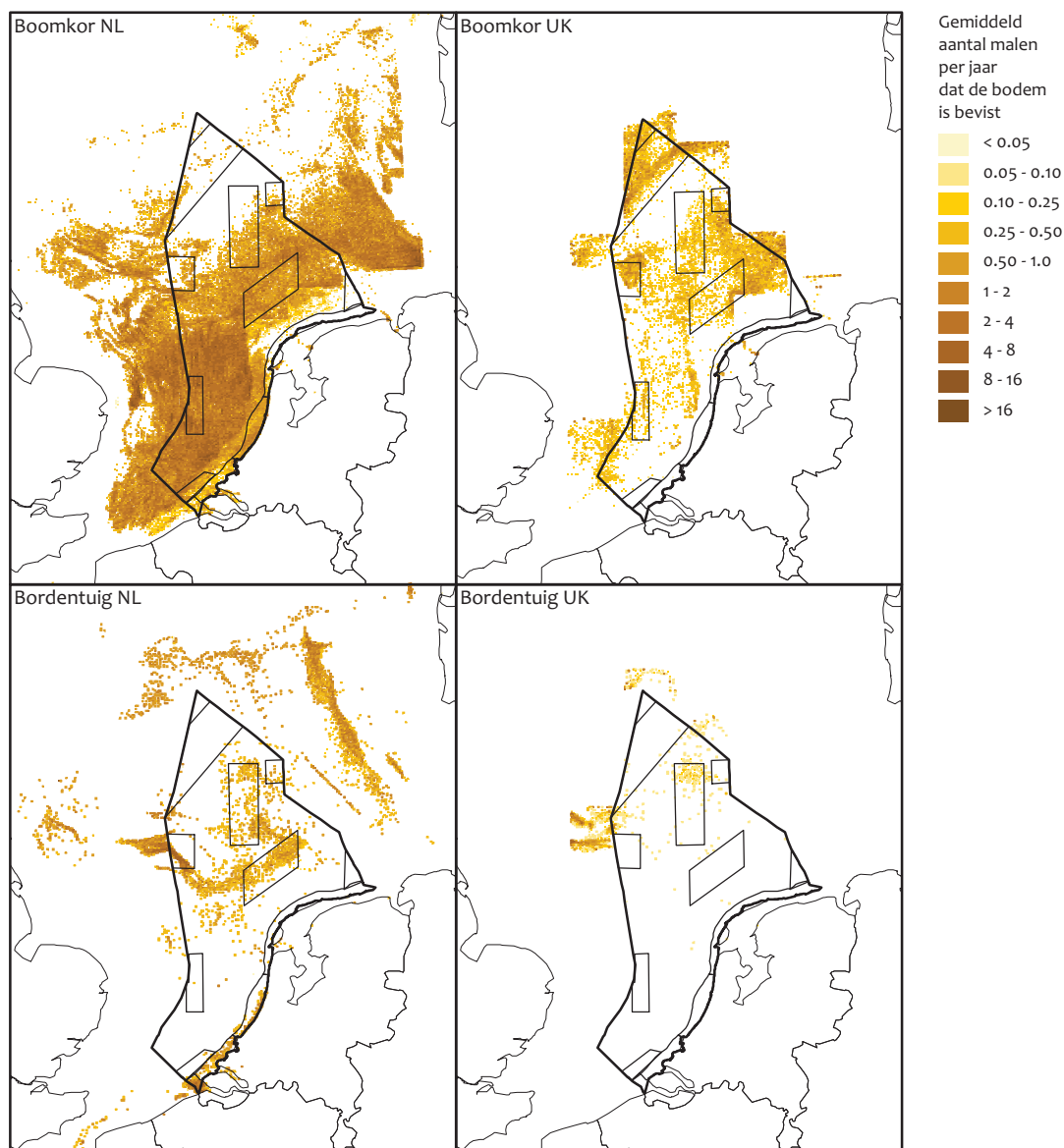
Data: IMARES. Bewerking: PBL.

visserij-intensiteit berekend. De berekeningen zijn uitgevoerd door Floor Quirijns van IMARES.

Om de totale visserij-intensiteit van de bodemvisserij met gesleepte tuigen te berekenen, zijn door het PBL de getallen voor boomkor en bordentuigen (beide zowel van de Nederlandse als de VK-visserij) bij elkaar opgeteld. Voor de bordentuigen is uitgegaan van de minimum-breedte van het tuig van 30 m, zoals door IMARES gehanteerd is. Dit geeft een conservatieve schatting (aan de lage kant) voor de visserij-intensiteit van de bordentuigen en in beperkte mate ook voor de totale visserij-intensiteit.

4.3 Ruimtelijke verdeling van de visserij-intensiteit op de Noordzee

Figuur 4.3 geeft de verspreiding van de Nederlandse en VK boomkor- en bordentuig-visserij in 2002 zoals dat uit de VMS-gegevens is geanalyseerd. Duidelijk is dat de Nederlandse vloot zich niet beperkt tot het NCP. De Nederlandse boomkorvisserij strekt zich uit over nagenoeg de gehele zuidelijke Noordzee (ook ver buiten het NCP) en in een brede band noordoostelijk richting Denemarken. In het noordelijk deel van het NCP (onder andere op de Doggersbank) wordt veel minder gevestigd. De rechte randen in de visserij-intensiteit ten noorden van de Waddeneilanden geven de randen van de Scholbox weer. Binnen de Scholbox is het voor vaartuigen met meer dan 300 pk motorvermogen niet

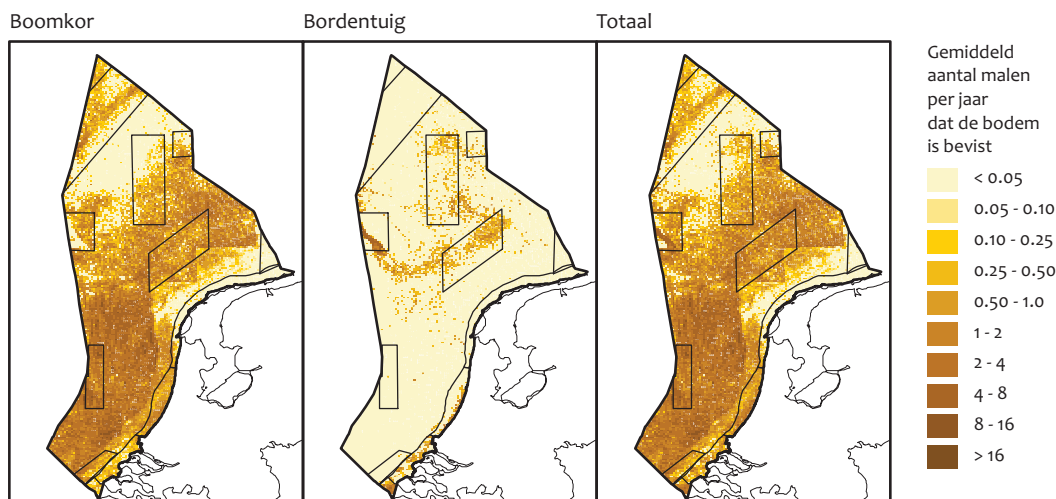


Data: IMARES. Bewerking: PBL.

toegestaan om te vissen. Ook langs de Hollandse kust is dit onderscheid waarneembaar (binnen de 12-mijlszone alleen visserij door schepen met minder dan 300 pk motorvermogen toegestaan). De boomkorschepen uit het VK beperken zich hoofdzakelijk tot de Doggersbank en de Klaverbank (Figuur 4.4 rechtsboven), hoewel het verspreidingspatroon van de deze visserij onduidelijk is vanwege de beperktheid van het gebied waaruit registratiegegevens zijn aangeleverd (zie de rechte lijnen bij de Doggersbank en de Klaverbank), waardoor bijvoorbeeld ook van het zuidelijke deel van de Doggersbank gegevens ontbreken. De Nederlandse bordentuigtrawlers visten in 2002 nagenoeg alleen in de kustzone, terwijl de bordentuigtrawlers uit het VK vooral op de Oestergronden visten.

In 2007 (Figuur 4.4) is het patroon van de Nederlandse Boomkorvisserij nagenoeg gelijk gebleven. In het zuidelijk deel van NCP wordt de bodem het meest intensief bevestigd. Gemiddeld wordt daar de bodem circa 2,5 keer per jaar bevestigd, terwijl 10% van de oppervlakte meer dan 5 keer per jaar bevestigd wordt.

Opvallend is wel dat de scherpe grenzen van de Scholbox zoals die in 2002 te zien waren, vervaagd zijn. Dit heeft te maken met de registratie in 2007 van kleinere schepen (ten opzichte van de registraties in 2002) die wel binnen de Scholbox mogen vissen. De boomkorvloot uit het VK laat voor een deel een ander patroon zien dan in 2002: de visserij op de Klaverbank en de Doggersbank vindt nog steeds plaats, maar daarnaast is er ook veel visserij op het oostelijk en centrale deel van het NCP, terwijl ook Nederlandse havens worden



Data: IMARES. Bewerking: PBL.

aangedaan. Hier gaat het waarschijnlijk om omgevlagde Nederlandse schepen die nu onder VK-vlag varen en die de hun zo vertrouwde vissersgronden zijn blijven bevissen. De bordentuigvisserij heeft tussen 2002 en 2007 een grote vlucht genomen, wat te zien is aan het grotere gebied waarin gevist wordt en de veel hogere visintensiteit verder op zee. De Nederlandse bordentuigvisserij vissen in het noordelijk en zuidelijk deel van de Oestergronden, het Friese Front en vooral heel frequent op de Klaverbank. In het laatste gebied gaat het voor deze vorm van visserij met name om de diepe geul die door het gebied van de Klaverbank heen loopt. Dit stuk van de Klaverbank wordt gemiddeld meer dan 8 maal per jaar bevestigd. De bordentuigvisserij uit het VK vissen vooral in het noordelijk deel van de Oestergronden en in de gebieden westelijk van de Klaverbank.

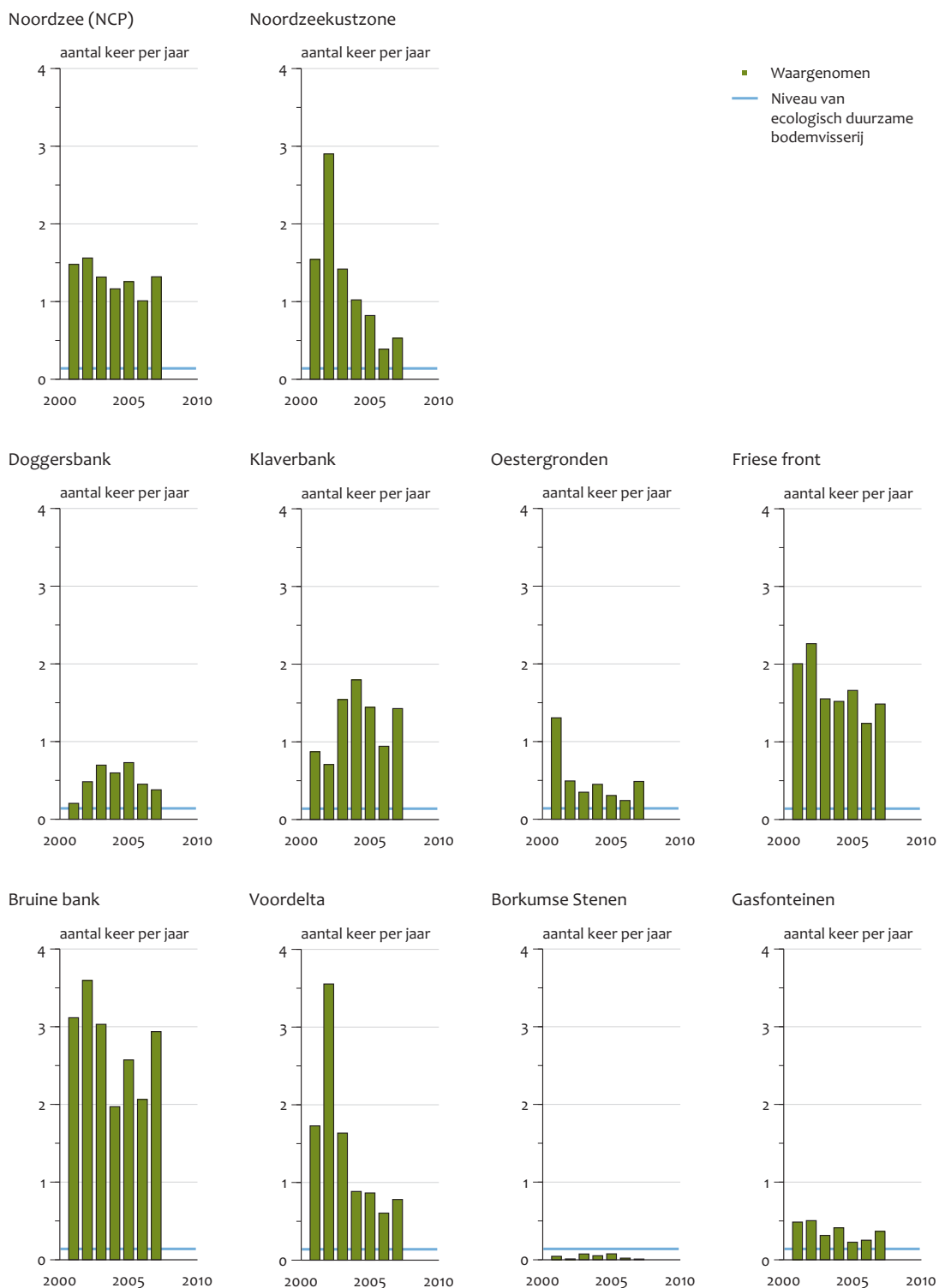
Door IMARES konden voor de bordentuigen geen nauwkeurige schattingen van de visserij-intensiteit gemaakt worden in verband met ontbrekende gegevens over de breedte van de netten. Er werd een minimale breedte van 30 m en een maximale breedte van 220 m aangegeven. In het laatste geval betreft het nieuwe schepen die in 2008-2009 werden opgeleverd die een zogeheten multirig-net slepen: dit zijn meerdere netten naast elkaar die elk met borden opengehouden worden. Wanneer in de berekeningen een tuigbreedte van 220 m gebruikt wordt, wijkt het patroon van de visserij-intensiteit niet af van die met een breedte van 30 m, maar de schatting van de visserij-intensiteit met bordentuigen komt wel een factor 7 hoger uit. Hier is verder uitgegaan van de minimale breedte van de netten wat dus een relatief lage schatting van de visserij-intensiteit door bordentuigtrawlers oplevert.

In de Figuur 4.5 is voor 2007 de visserij-intensiteit weer gegeven voor alleen het NCP. Omdat van dit gehele gebied de visserij-intensiteit van de Nederlandse en VK-visserijsschepen bekend was, zijn de tussenliggende hokken hier ingevuld

met nullen (er was niet gevist). Van 2001 zijn alleen gegevens van de Nederlandse schepen bekend. Het patroon door de jaren heen is voor het grootste deel gelijk: een hoge mate van bevissing op het zuidelijk deel van het NCP, op de Doggersbank, op de Klaverbank (en in de daar aanwezige geul) en op het Friese Front. Het gebied ten zuidoosten van de Doggersbank en de Noordzeekustzone boven de Waddeneilanden zijn gebieden die relatief weinig bevestigd worden met boomkor- en bordentuigen. Zie verder Paragraaf 4.4.

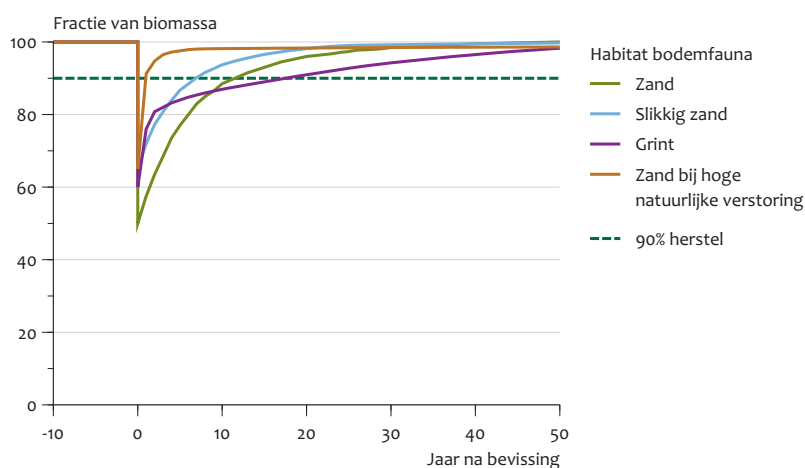
4.4 Ontwikkeling van de visserij-intensiteit in de Natura 2000-gebieden in zee: ecologisch duurzame bodemvisserij

De ruimtelijke gegevens van de visserij-intensiteit over de jaren 2001-2007 zijn gecombineerd met kaarten van de verschillende gebieden met bijzondere ecologische waarde op de Noordzee. Per gebied is een gemiddelde visserij-intensiteit berekend (Figuur 4.6). Het meest intensief gevist wordt er op de Bruine Bank en het Friese Front; hier wordt intensiever gevist dan gemiddeld op het NCP (zowel in de gehele periode 2001 tot en met 2007 als gedurende de laatste drie jaar). In het gehele NCP maar vooral in de Noordzeekustzone is een duidelijke trend te zien van een afnemende visserij-intensiteit. De resultaten voor het jaar 2001 zijn mogelijk te laag geschat vanwege een geringere dekking en betrouwbaarheid van de gegevens (zie Paragraaf 4.2). De relatief lage visserij-intensiteit in de gebieden Noordzeekustzone en Borkumse stenen geven aan dat de bodemvisserij met boomkor- en bordentuig in deze gebieden weliswaar laag is, maar tegelijkertijd moet bedacht worden dat andere vormen van bodemvisserij, met name de garnalenvisserij, in deze berekeningen niet is meegenomen (zie ook de discussie).



Data: IMARES. Bewerking: PBL.

Modelberekeningen met een eenmalige bevissing



Data: Hiddink et al. (2006).



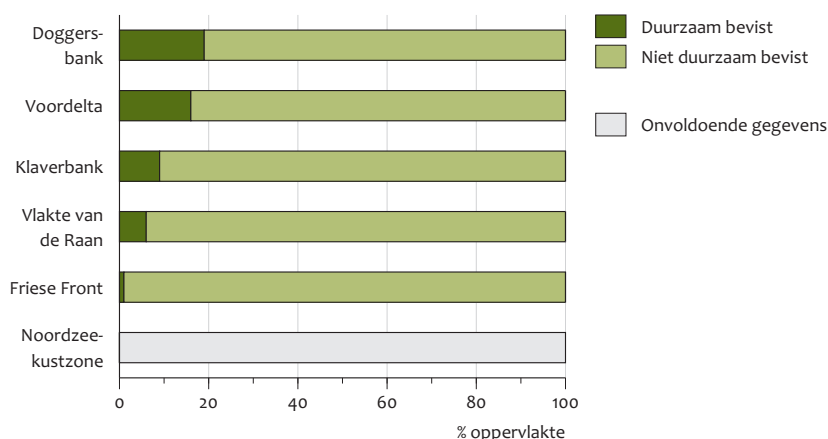
De Voordelta is het eerste Natura 2000-gebied op zee dat is vastgesteld en waarvoor een beheerplan operationeel is. In het beheerplan Voordelta (VenW et al., 2008) is boomkorvisserij voor een deel uitgesloten.

De verwachting is dat de visserij-intensiteit in de Natura 2000-gebieden de komende jaren een daling te zien zullen geven. Voor de nog aan te wijzen Natura 2000-gebieden Doggersbank, Klaverbank en Friese Front zal dit echter pas kunnen blijken na het nemen van visserijmaatregelen in de

nog op te stellen beheerplannen en het operationeel worden van deze plannen (vanaf 2015).

Hiddink et al. (2006) onderzochten de tijd die nodig is voor gemeenschappen van bodemdieren om te kunnen herstellen van een eenmalige bodembevissing. Op basis van metingen van de verschillen in gevoeligheden van bodemdieren in verschillende habitats voor het omwoelen van de bodem door de bodemkor, werd met behulp van een model

Boomkor- en bordenvisserij Nederland en Verenigd Koninkrijk

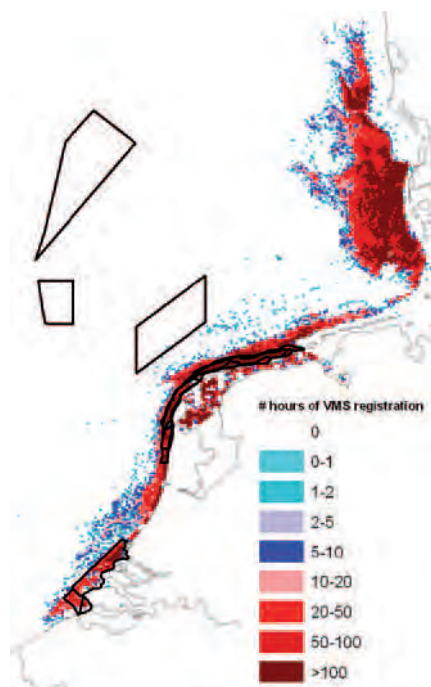


berekend hoe de biomassa zich herstelt. Bodemdieren in habitats die van nature erg dynamisch zijn, blijken zich snel te kunnen herstellen van bodemomwoeling: volgens de modelberekeningen kan binnen 1 jaar na bodemomwoeling de biomassa zich weer tot 90% van het oorspronkelijke niveau hersteld hebben (Figuur 4.7). Bij bodemdieren die op grint leven, duurt het herstel veel langer (circa 20 jaar). Bodemdieren die in zandige en slikgige bodems leven kunnen gemiddeld na 7 jaar voor 90% hersteld zijn in hun biomassa (Figuur 4.7). Als grenswaarde voor ecologisch duurzame visserij voor de Noordzee is een visserij-intensiteit van eenmaal per 7 jaar aangehouden (een lagere frequentie is volgens deze definitie ecologisch duurzaam bevist).

In Figuur 4.8 is weergegeven welke gebieden over de periode 2001 tot en met 2007 gemiddeld minder dan een maal in de zeven jaar door de bodemvisserij met boomkor- en bordentuig bevist is. Alleen in het gebied ten zuidoosten van de Doggersbank, in de noordelijke Noordzeekustzone en in het gebied Borkumse Stenen is dit het geval (Figuur 4.13). Vergelijking met het voorkomen van de langlevende Noordkromp (*Arctica islandica*), een voor visserij gevoelige soort vanwege beschadiging van de schelp (Witbaard, 1997, 2007), laat in het gebied met lage visserijintensiteit in de open Noordzee een hoge dichtheid aan dieren zien (zie ook Figuur 2.12). Hoewel de in kaart gebrachte visserij-intensiteit niet helemaal compleet is (het betreft wel de gegevens van vissers uit Nederland en het Verenigd Koninkrijk, maar niet de visserijgegevens van Denemarken en Duitsland) is de overeenkomst duidelijk. In onderzoek in 2008 en 2009 is in het gebied ten zuidoosten van de doggersbank (het groene gebied in Figuur 4.13) de noordkromp waargenomen in dichtheden van circa 1 volwassen dier per m² (tot zelfs meer dan 3 per m²; mededeling Rob Witbaard, 2009). Dit is vergelijkbaar met (of zelfs hoger dan) het niveau van voorkomen dat als streefdoel voor het Friese Front en de Oestergronden gegeven wordt (circa 1 dier per m²; Witbaard, 2007).

In de Noordzeekustzone ten noorden van de Waddeneilanden en in het gebied Borkumse Stenen is de berekende visserijintensiteit voor boomkor- en bordentuig weliswaar laag, maar hier staat tegenover dat dit habitat niet geschikt is voor de noordkromp. Ook is het waarschijnlijk dat in deze zone andere visserij plaatsvindt (en belangrijker is) dan de hier gehanteerde boomkor- en bordentuigvisserij uit uitsluitend Nederland en het Verenigd Koninkrijk, bijvoorbeeld garnalenvisserij en bodemvisserij door Belgische en Duitse vissers (zie ook Figuur 4.14. en 4.15). De visserij-intensiteit in de Noordzeekustzone boven de Nederlandse Waddeneilanden en in het gebied Borkumse Stenen wordt hierdoor onderschat.

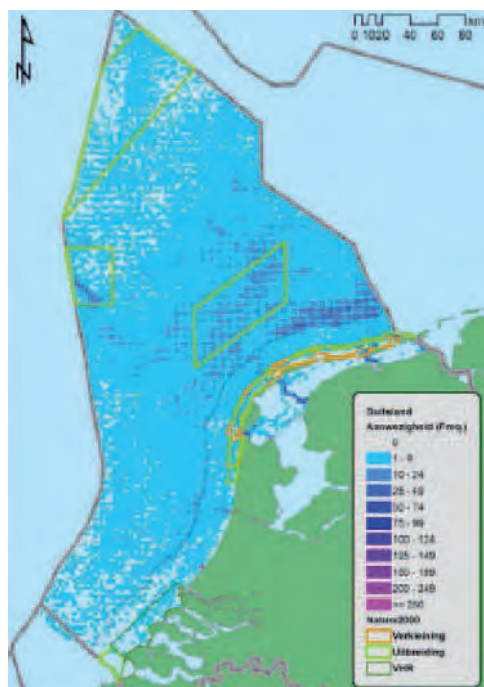
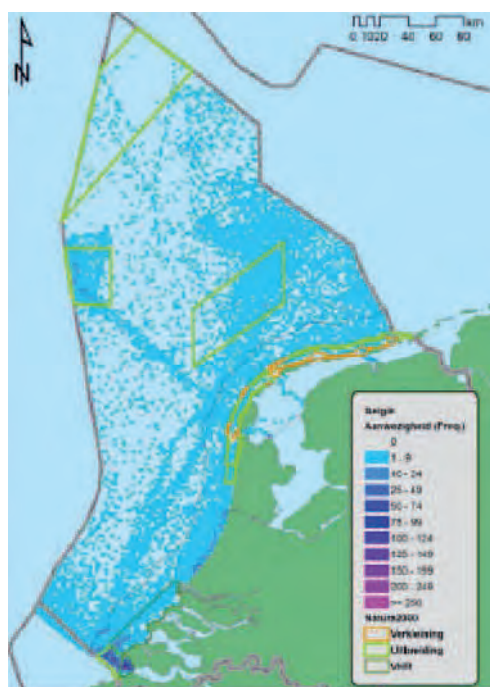
Op grond van de resultaten van Hiddink et al. (2006) kan geconcludeerd worden dat een visserij-intensiteit van minder dan 1 keer per zeven jaar een goede indicatie is voor een ecologisch duurzame bodemvisserij, waarbij langlevende organismen zich kunnen handhaven. Het is dan ook van belang te weten in hoeverre de voorgestelde Natura 2000-gebieden op de Noordzee nu al ecologisch duurzaam bevist worden. Hiervoor is het percentage oppervlakte dat ecologisch duurzaam bevist wordt berekend voor de afzonderlijke gebieden (Figuur 4.9). Nog slechts een klein deel van de Natura 2000-gebieden op de Noordzee wordt ecologisch duurzaam bevist door de bodemvisserij. De Doggersbank heeft het grootste deel van het gebied dat weinig bevist wordt (19%). Het Friese Front wordt in zijn geheel sterk bevist, hier is nog geen 1% van de bodem geschikt als leefgebied voor gevoelige bodemdieren. Het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone wordt volgens de beschikbare gegevens het minst sterk bevist (Figuur 4.6), maar deze schatting is onbetrouwbaar als gevolg van het ontbreken van gegevens (zie Paragraaf 4.5). De visserij-intensiteit in de Natura 2000-gebieden Voordelta en Vlake van de Raan wordt



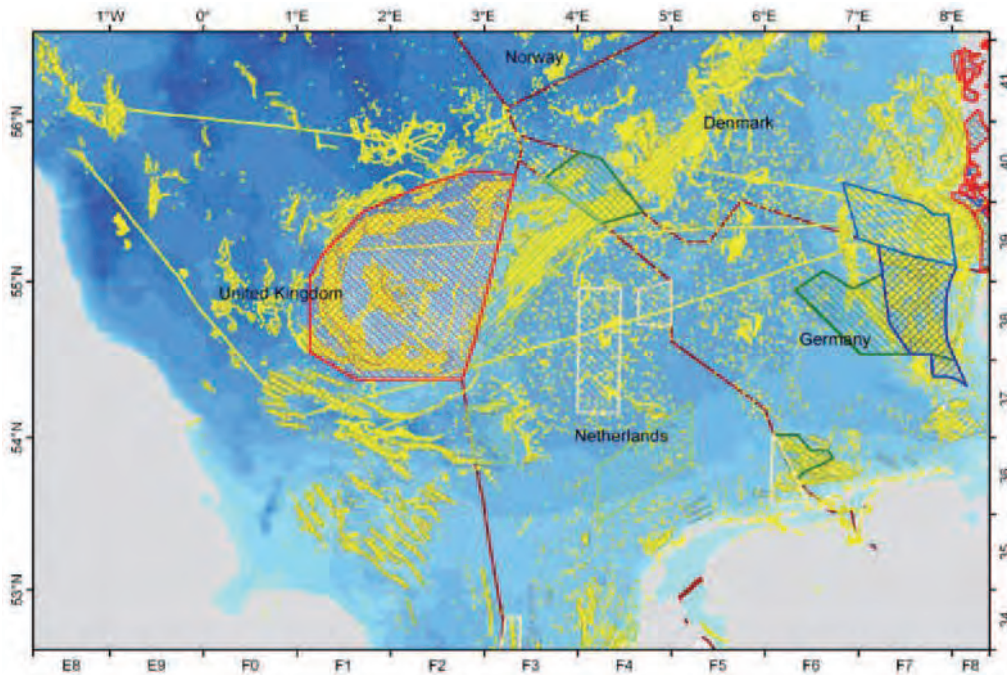
Bron: Quirijns et al. (2010).

België

Duitsland



Bron: Quirijns et al. (2010).



Bron: North Sea RAC.

waarschijnlijk onderschat als gevolg van het ontbreken van de gegevens van de Belgische vissers.

In de context van het beleidsdoel van LNV om de visserij duurzamer te maken, mag verwacht worden dat met het vaststellen van beschermingsdoelen voor deze gebieden en het opstellen en inwerking treden van beheerplannen, de percentages van de ecologisch duurzaam beviste oppervlakte in de Natura 2000-gebieden in de toekomst zullen stijgen.

4.5 Discussie

De hier getoonde resultaten zijn voorlopig omdat niet van alle landen en vloten die vissen in het Nederlandse deel van de Noordzee de gegevens gecombineerd konden worden. Niet alle visserijactiviteit op het NCP is met de boomkor- en bordentuigvloten van Nederland en het Verenigd Koninkrijk in kaart gebracht.

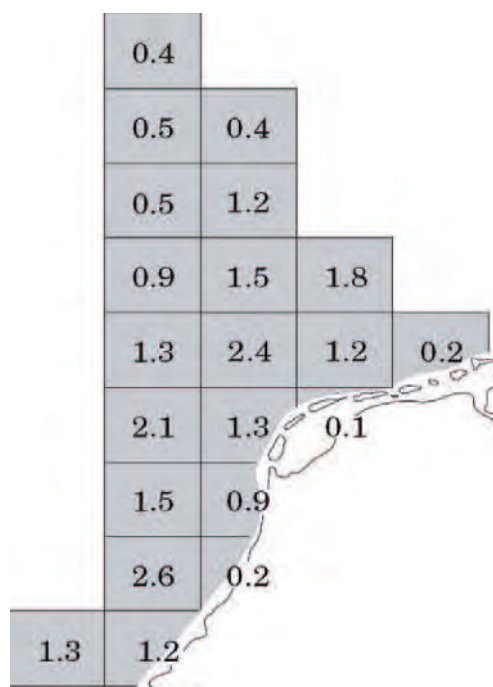
In het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone speelt dat de visserijgegevens van de Belgische en Duitse boomkorvissers ontbreken in de dataset. Bovendien is de dekking van de Nederlandse VMS-gegevens maar circa 60% (Figuur 4.2) en ontbreken in de dataset met name de gegevens van de vissers die ten noorden van de Waddeneilanden in de Noordzeekustzone vissen (mondelinge mededeling IMARES). Dit kon doordat de toestemming voor het gebruiken van de VMS-gegevens voor het berekenen van de visserij-intensiteit destijds (in 2008) door de vissers zelf gegeven moest worden. Doordat 40% van de Nederlandse vissers deze toestemming niet gegeven had, konden hun gegevens niet meegenomen worden. Met name in de kustzone heeft dit geleid tot een onevenwichtig patroon en een onderschatting van de visserij-

intensiteit. Voor het Natura 2000-gebied Noordzeekustzone is dan ook geen betrouwbare schatting te geven (zie Figuur 4.9). Per 1 januari 2009 is EU-regelgeving van kracht die landen verplicht de VMS-gegevens van alle schepen voor dergelijk onderzoek beschikbaar te stellen. Hopelijk kan hierdoor de schatting voor de visserijintensiteit vanaf 2001 alsnog verbeterd worden.

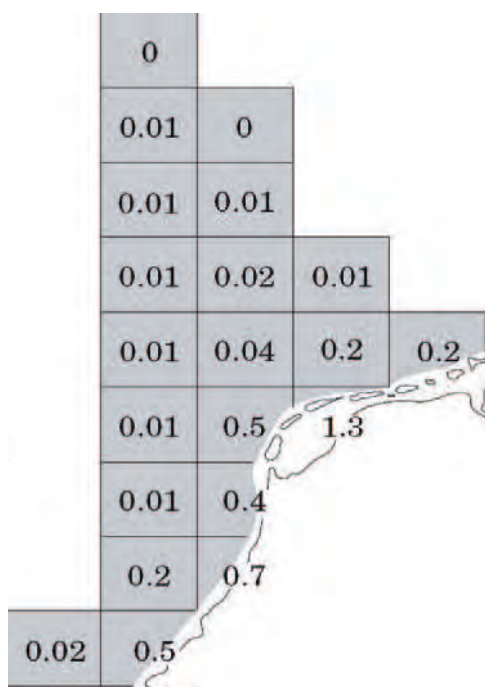
Recent zijn bij IMARES meer gedetailleerde gegevens van andere vloten, zowel Nederlandse als buitenlandse, ter beschikking gekomen. Figuur 4.10 geeft een beeld van de activiteit van de Nederlandse garnalenvisserij. Deze visserij beperkt zich grotendeels tot de kustzone. Hoewel een ander tuig gebruikt wordt dan boomkor of bordentuig, is door de grote frequentie van bevissing ook hiervan een effect op de bodemfauna te verwachten. De effecten van de garnalenvisserij op de bodemfauna is echter nog slecht onderzocht, waardoor er geen kwantitatieve schatting van gemaakt kon worden.

De Belgische vloot vist ook in de Nederlandse wateren (Figuur 4.11), echter de gegevens werden door de Belgische overheid niet vrijgegeven en de figuur ontbeert een legenda om een goede vergelijking te maken. Het betreft hier ongeveer 100 Belgische schepen die met een mat van wekkerkettingen in het net van het boomkortuig vissen (Anseeuw et al., 2008). Uit Figuur 4.11 blijkt dat alle registraties zijn weergegeven, ook bijvoorbeeld de reizen naar de visgronden in de Ierse Zee en de bezoeken aan Nederlandse havens, doordat er in deze gegevens geen onderscheid gemaakt is tussen vissende schepen en stomende schepen. Dit geeft een vertekend beeld (overschatting) ten opzichte van de uitwerking van de gegevens van Nederland en het Verenigd

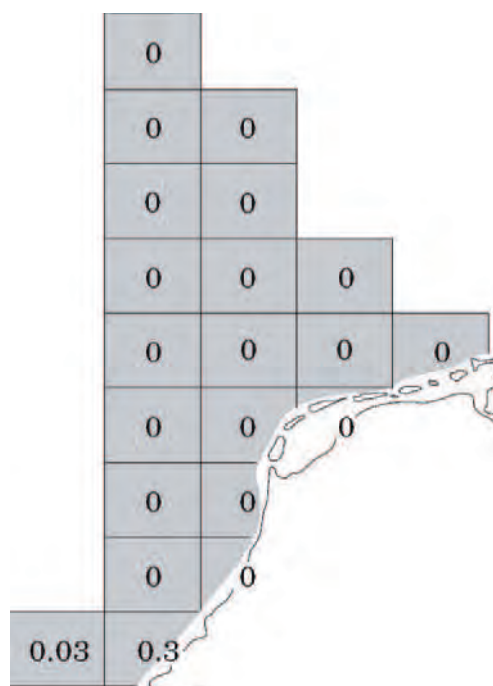
Boomkor 12 m met wekkerkettingen



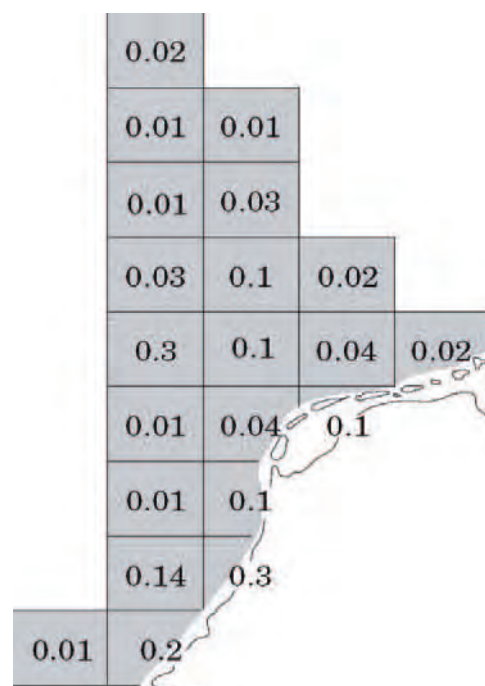
Boomkor 4 m met wekkerkettingen



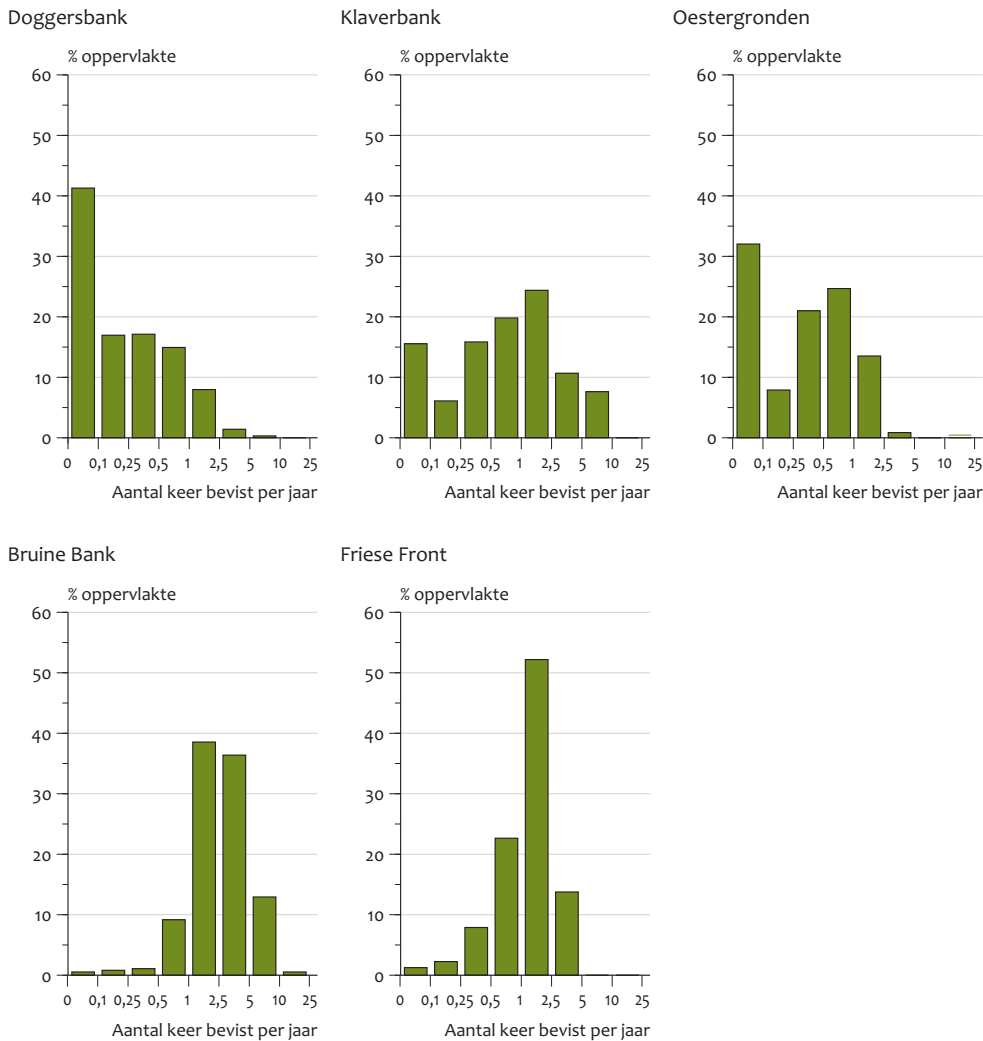
Boomkor 4 m met kettingmat



Bordentuig



Bron: Lindeboom en De Groot (1998).



Data: IMARES. Bewerking: PBL.

Koninkrijk, waarbij de registraties 'reizen-zonder-vissen' er door IMARES uitgefilterd zijn. Wel is duidelijk dat de Belgische boomkorvisser intensief vissen in de Nederlandse kustzone (inclusief de Scholbox) en in het gebied van de Klaverbank. Ook de Duitse en Deense visserij is niet in de berekeningen opgenomen. De preciese verdeling en intensiteit van deze visserijen op het NCP waren niet beschikbaar. De Duitse visserij op het Duitse deel van de Noordzee is vergelijkbaar met en sluit aan op die van Nederlandse vissers op het NCP (Figuur 4.12). De Deense vissers zijn de enigen met een TAC voor zandspiering op de Noordzee; deze visserij vindt ook in specifieke delen van het NCP plaats, ook in de Nederlandse Natura 2000-gebieden (Figuur 4.13).

Gegevens over de visserijintensiteit met bodemuigen in termen van aantal malen bevestig/omgewoeld per jaar, worden slechts spaarzaam in publicaties opgenomen. Voor 1994 geven Lindeboom en De Groot (1998) voor de Nederlandse Noordzee een gemiddelde visserijintensiteit per ICES-

kwadrant van 1-2 keer bevestiging per jaar, met een maximum van 2,6 keer per jaar (Figuur 4.14). Het betreft hier middeling over grote oppervlaktes (ICES-kwadranten), waardoor hogere waarden uitgemiddeld worden. Uit de verdelingen van de visserijintensiteit per habitat blijkt de grote variatie in bevestiging in de ruimte en het voorkomen van gebieden met een veel hoger en gebieden met een veel lager dan gemiddelde visserij-intensiteit (Figuur 4.15).

Door EU-regelgeving, van kracht geworden in 2009, zijn registratiegegevens van vissersschepen nu beter beschikbaar geworden. Dit maakt het in de toekomst mogelijk om een directere relatie te leggen tussen de totale (internationale) visserij-intensiteit in een bepaald gebied en de daar aanwezige biodiversiteit. Binnen de North Sea Regional Advisory Commissie (een commissie die opereert binnen het Europees Gemeenschappelijk Visserijbeleid en waarin de visserij en ngo's vertegenwoordigd zijn) is er nu de trend om meer openheid te geven over de visserijactiviteiten op zee.

Dit is ingegeven door het grote aantal ruimtelijke plannen dat momenteel voor de Noordzee wordt opgesteld en waarin de visserij stelselmatig ontbreekt, bijvoorbeeld in de kaarten in het Nationaal Waterplan (VenW, 2008). Openheid over de visserijactiviteiten (locatie, vangsten en bijvangsten) is essentieel om de effecten op het ecosysteem van de visserij te kunnen schatten en om bij ruimtelijke planning de belangen van de visserij mee te kunnen nemen.

Uit gesprekken met IMARES is gebleken dat er in feite weinig bekend is van de visserij met het bordentuig. Veel van monitoring van en het onderzoek naar de Nederlandse visserij richt zich op de visserij met het boomkortuig. Van andere tuigen, waarvan sommige ook de bodem omwoelen, is relatief weinig bekend. Zo kon IMARES van de bordentuigen niet aangeven welke breedte deze gemiddeld hebben, noch van de schepen van het Verenigd Koninkrijk, noch van de Nederlandse schepen. IMARES heeft alleen resultaten opgeleverd voor een minimum-breedte (30 m) en een maximum-breedte (220 m) van het tuig. Geen van deze resultaten geeft een goed beeld van de werkelijke visserijintensiteit met de bordentuigen. Er is de laatste jaren een duidelijke ontwikkeling richting bordentuigen met een grotere breedte. Voor een goede inschatting van de visserij-intensiteit en de mate waarin de bodem omgewoeld wordt, en de trends hierin, is een betere gegevensvoorziening noodzakelijk.

Bij de analyse van wat in ecologisch opzicht duurzame bodemvisserij betekent, is uitgegaan van een identieke kritische bevissingsfrequentie voor alle gebieden en habitats, terwijl volgens de modelberekeningen de gevoeligheid per habitattype anders is (zie Figuur 4.7). Door rekening te houden met het habitattype zou de berekening van het percentage duurzaam bevist gebied verbeterd kunnen worden. Voor gebieden met een zandig sediment waar van nature een hoge dynamiek aanwezig is, bijvoorbeeld op de randen van geulen, zou met de huidige methode een te laag oppervlakte aan duurzaam bevist gebied berekend worden. Qua oppervlakte maken dit soort gebieden maar een beperkt deel uit van de Natura 2000-gebieden. Daar staat tegenover dat wanneer een gebied een maal in de zeven jaar bevist wordt, de biomassa in geen enkel jaar in de buurt van een natuurlijke toestand komt, omdat volgens de modelberekeningen na zeven jaren nog maar een herstel tot 90% heeft plaatsgevonden. Als hiermee rekening wordt gehouden, zouden de oppervlaktes ecologisch duurzaam bevist gebied juist lager uitvallen. Meer onderzoek van bestaande gegevens kan hier duidelijkheid over geven. Door de bestaande monitoringsgegevens van bodemdieren te combineren met de gegevens van de visserij-intensiteit, wat tot nu toe niet goed mogelijk was, kan waardevolle informatie over de gevoeligheid van specifieke organismen verkregen worden. De informatie over de verschillen in visserij-intensiteit kan ook gebruikt worden om de monitoring te verbeteren. De monitoring kan met deze gegevens aangepast worden (gestratificeerd) zodat verschillende habitats en zones met verschillende visserij-intensiteit beter (representatiever) bemonsterd kunnen worden. Het percentage ecologisch duurzaam bevist gebied kan een rol gaan spelen bij het vaststellen van de doelen en beheer-

plannen voor de Natura 2000-gebieden in de Noordzee. Het is een indicator om de visserij-intensiteit aan af te meten en om eventuele toekomstige ontwikkelingen in de biodiversiteit in de Natura 2000-gebieden te kunnen duiden.

Achtergrondstudies Natuurbalans 2008

5

5.1 Inleiding

Door het PBL (toenmalig MNP) zijn in 2007, in de aanloop naar de Natuurbalans 2008 met het thema water, een aantal achtergrondstudies ten behoeve van de zoute wateren opgestart. De belangrijkste conclusies uit deze studies worden hier kort weergegeven. Zo nodig is hier vanuit het PBL nog een reactie bij gegeven. Hier moet ook verwezen worden naar het achtergronddocument bij Hoofdstuk 4 van de Natuurbalans 2008: Noordzee en Waddenzee: Natuur en Beleid (Van Leeuwen et al., 2008), waarin de relatie met het natuurbeleid verder uitgediept wordt. Voor de onderbouwing van de Natuurkwaliteit, de uitwerking van de visserij-intensiteit, de evaluatie van de OSPAR-EcoQO's verwijzen Van Leeuwen et al. (2008) naar het hier voorliggende rapport (zie Hoofdstukken 2, 3 en 4 hiervoor). Tenslotte is de casus Voordelta, in Hoofdstuk 4 van de Natuurbalans 2008, apart beschreven in Van Leeuwen (2008).

Bij de hieronder besproken onderzoeken en rapportages worden de samenvatting en de conclusies weergegeven zoals deze in de betreffende rapportages zijn vermeld. Indien de resultaten of conclusies te uitgebreid waren om hier te kunnen weergeven, zijn ze ingekort. Toevoegingen van het PBL volgen onder de kopjes 'Reactie PBL'.

5.2 Natuurwaardegraadmeter zoute wateren. I. Beleidskaders en indicatoren – IMARES

Rapport

Meesters, H.W.G., Brinkman, A.G., Van Duin, W.E., Lindeboom, H.J. en Van Breukelen, S., 2009a. Graadmeterstelsel Biodiversiteit Zoute Wateren. I. Beleidskaders en indicatoren. WOT-rapport 92. IMARES, Texel.

Samenvatting

Dit rapport is deel van het project "Graadmeterstelsel Biodiversiteit Zoute Wateren". Het project is uitgevoerd door IMARES (destijds Alterra Texel) en had een looptijd van 3 jaar (2003-2006). Doel was te komen tot een adequaat en samenhangend instrumentarium van biodiversiteitsgraadmeters,

-meetnetten en -modellen voor de zoute wateren voor het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL, voorheen het Milieu- en Natuurplanbureau, MNP), analoog aan dat voor terrestrische ecosystemen. Met dit instrumentarium kan het PBL actuele ontwikkelingen in de biodiversiteit van Noordzee, Delta en Waddenzee signaleren (Natuurbalansen), beleidsmaatregelen evalueren en verkenningen maken van de kosteneffectiviteit van beleidsopties. Door onvoorziene gebeurtenissen kan dit rapport pas begin 2009 gepubliceerd worden. Daar waar relevante nieuwe gegevens beschikbaar zijn, wordt dit vermeld in de tekst.

Het rapport is opgebouwd uit een aantal overzichten. Allereerst wordt het graadmeterstelsel Biodiversiteit -zoals thans bij het PBL in gebruik is- beschreven (Hoofdstuk 2), gevolgd door een overzicht van eerder voorgestelde en soms toegepaste graadmetersystemen (Hoofdstuk 3). Hierna volgen een aantal overzichten met betrekking tot internationale verdragen en bijbehorende graadmeters (Paragraaf 4.1), nationale wetten en beleidskaders met bijbehorende graadmeters (Paragraaf 4.2), evaluatiekaders voor water- en natuurbeleid (Paragraaf 4.3), lopende meetnetten (Paragraaf 4.4), modellen (Paragraaf 4.6) en gebruiksfuncties en drukfactoren (Paragraaf 4.7).

In Hoofdstuk 5 wordt een lijst met graadmeters uitgewerkt waarmee met zo min mogelijk inspanning en kosten, met behulp van bestaande meetnetten, zoveel mogelijk beleidskaders kunnen worden bediend. De set van graadmeters als geheel geeft tevens een representatief beeld van de toestand van de biodiversiteit van de Waddenzee, Noordzee en Delta, samengebracht in de Natuurwaardegraadmeter. Een punt van aandacht tijdens het project was de organisatie van de gegevens. Hiervoor is een applicatie ontwikkeld die ervoor zorgt dat de onderliggende meetgegevens snel beschikbaar zijn en makkelijk ge-update kunnen worden. Deze applicatie, EMIGMA (EffectModellering Indicatoren Gebruik en Management), wordt beschreven in Hoofdstuk 6.

Resultaten

In Hoofdstuk 5 van het rapport wordt een voorbeeld-berekening gegeven van de Natuurkwaliteit van de

Hier zijn alleen de gegevens voor de periode 'huidig' weergegeven (de jaartallen zijn tussen haakjes weergegeven).

Soort	Eenheid	Periode	Waarde	Referentie	Kwaliteit (%)
Rosse grutto	n. ind.	Huidig (01-04)	57625	33000	100
Eider	n. broedp.	Huidig (02-04)	6060	9000	67
Eider	n. ind.	Huidig (01-04)	110075	120.000	92
Visdief	n. broedp.	Huidig (02-04)	4427	8450	52
Zwartbuirotgans	n. ind.	Huidig (01-04)	24759	25.000	99
Bonte strandloper	n. ind.	Huidig (01-04)	211433	130.000	100
Scholekster	Index broedp.	Huidig (02-04)	59.3	100	59
Scholekster	n. ind.	Huidig (01-04)	120990	160.000	76
Aalscholver	n. ind.	Huidig (01-04)	4846	5.000	97
Kanoet	n. ind.	Huidig (01-04)	36555	40.000	91
Zilverplevier	n. ind.	Huidig (01-04)	23220	12000	100
Strandplevier	n. broedp.	Huidig (02-04)	12.3	215	6
Dwergstern	n. broedp.	Huidig (02-04)	191.7	300	64
Kluut	n. broedp.	Huidig (02-04)	3090	5300	58
Drieteenstrandloper	n. ind.	Huidig (01-04)	6946	1300	100
Grote stern	n. broedp.	Huidig (02-04)	11482	28000	41
Puitaal	N per trek	Huidig (04-05)	22.1	112.1	20
Spiering	N per trek	Huidig (04-05)	62.3	94.1	66
Grijze zeehond	n geteld	Huidig (04-05)	1305	onbekend	
Gewone zeehond	n geteld	Huidig (04-05)	3319	16000	21
Mosselbanken (litoraal)	ha	Huidig (03-05)	2086.43	5005	42
Kokkels	10 ⁶ kg	Huidig (03-05)	165.83	192	86

Waddenzee. Niet voor alle in het rapport voorgestelde indicatoren konden gegevens verzameld worden.

Conclusies Selectie Indicatoren

Met de op korte termijn beschikbare graadmetergegevens blijkt dat het recht-toe-recht-aan gemiddelde van de Natuurkwaliteit over alle afzonderlijke indicatoren voor de Waddenzee rond de 68% ligt. Met de berekeningsmethode van de Natuurwaardegraadmeter wordt een Natuurkwaliteit van 51% berekend. Welke betekenis moet nu aan dergelijke getallen toegekend worden?

Vanuit methodisch oogpunt valt op te merken dat de Natuurkwaliteit dan wel verschilt van die in een situatie die voldoet aan de natuurlijke referentie (namelijk in dat geval 100%), maar dat deze maximale waarde praktisch gezien moeilijk haalbaar is: er is altijd wel een soort die het minder optimaal doet, waardoor er een lagere kwaliteit berekend wordt. Een soort die een kwaliteit van 75% haalt, kan niet gecompenseerd worden door een soort die 125% haalt, omdat dit laatste getal wordt afgekapt op 100%. Aan de andere kant is een Natuurkwaliteit van 0% ook nagenoeg 'onhaalbaar': hiervoor zouden alle soorten die deel uitmaken van de index dan uitgestorven moeten zijn. De gevonden waarde van 51% zegt dat er gemiddeld gezien geen sprake is van de natuurlijke referentiesituatie. Het doel van de Natuurwaardegraadmeter op zich is niet om deze op 100% te krijgen. De Natuurkwaliteit is een relatieve maat waarmee de natuur-

lijkheid van het systeem (of de biodiversiteit van de natuur) wordt weergegeven.

Welk niveau van Natuurkwaliteit nagestreeft moet worden is een maatschappelijke afweging, waarbij meer factoren een rol kunnen spelen (onder andere sociaal-economische en culturele factoren).

Representativiteit en gevoeligheid

In de voorbeeldberekening van de Natuurkwaliteit voor de Waddenzee zijn in verband met de op korte termijn beschikbaarheid van gegevens slechts 22 van de voorgestelde 64 indicatoren gebruikt (Tabel 5.1, inclusief de aanvullende indicatoren voor de Waddenzee uit Tabel 5.2). Dit heeft duidelijke gevolgen voor de gevoeligheid van de index, met name als deze wordt gemiddeld over verschillende soortgroepen. De gebruikte indicatoren behoren tot vier soortgroepen (macrofauna, vissen, vogels, zoogdieren). De Natuurkwaliteit van de afzonderlijke soortgroepen varieert van 21% voor zoogdieren tot 75% voor vogels. Drie soortgroepen zijn niet in de berekeningen meegenomen: fytoplankton, zooplankton en planten (zeegras, wieren en kwelders). De invulling per soortgroep is ook verschillend. Van de vogels zijn 16 van de 25 voorgestelde indicatoren gebruikt. Bij vissen zijn daarentegen maar 2 van de 18 indicatoren gebruikt. Een vogelsoort telt zodoende in de Natuurkwaliteit slechts voor 1,5% mee, een vissoort voor 12,5%. Voor de zoogdieren (3 voorgestelde indicatoren voor de Waddenzee) is alleen

de gewone zeehond in de berekeningen meegenomen; deze soort telt dus voor 25% in het eindresultaat mee. Het eindresultaat van de Natuurkwaliteit is hierdoor ook gevoelig voor de Natuurkwaliteit van de gewone zeehond: als het aantal gewone zeehonden van de natuurlijke referentie in de Waddenzee aanwezig zou zijn (16.000 dieren, zie tabel 5.1), dan zou de Natuurkwaliteit voor de Waddenzee ruim 70% bedragen (een stijging met 20%). Het is dus belangrijk om als de Natuurkwaliteit berekend wordt als een gemiddelde van geaggregeerde indicatoren (bijvoorbeeld in de vorm van soortgroepen), het liefst een gelijk aantal indicatoren per aggregatiegroep gebruikt wordt, want elke soortgroep zal (zonder extra weegfactoren) even zwaar meetellen bij het berekenen van de Natuurkwaliteit. Verschilt het aantal soorten per soortgroep sterk, dan verdient het de voorkeur om bij de berekening van de Natuurkwaliteit niet te aggregeren in soortgroepen.

Belangrijk is ook dat de verschillende habitats binnen het ecosysteem in de graadmeter goed vertegenwoordigd zijn. Dit hoeft niet beperkt te zijn tot de habitats die in de Europese Habitatrichtlijn genoemd worden. In de gebruikte set voor de Waddenzee zijn droogvallende platen, kwelders (alleen vogels) en geulen vertegenwoordigd. Het sublitorale habitat van de zich onder water bevindende mosselbanken, is echter niet meegenomen, en is ook niet in de uitgebreide lijst van indicatoren vertegenwoordigd. Hiervoor is aanvulling van de lijst van indicatoren nodig. Dit geldt ook voor de Noordzee (denk aan kenmerkende soorten voor de specifieke habitats van Klaverbank en Oestergronden) en de Delta-wateren (denk aan soorten van de rijk-begroeide dijkvoeten langs de Oosterschelde die een hoge biodiversiteit vertegenwoordigen).

Voor een goede representiviteit van een graadmeter voor de biodiversiteit is het noodzakelijk dat deze alle belangrijke soortgroepen omvat. Tevens moet een soortgroep goed gedekt worden door de afzonderlijke indicatoren, bijvoorbeeld qua functionele groepen en qua gevoeligheid voor specifieke drukfactoren. Hier moet bij het gebruik van de Natuurkwaliteit als maat voor de biodiversiteit rekening mee gehouden worden. Niet alleen de voorgestelde set van indicatoren, maar ook de in werkelijkheid gebruikte set van indicatoren, zou gescreend moeten worden op de drukfactoren die, als gevolg van de indicator-keuze, wel en niet doorwerken in de berekende Natuurkwaliteit. Meesters et al. (2008) geven een aanzet voor het bij elkaar brengen van de hiervoor benodigde gegevens.

Het verdient aanbeveling om de voorgestelde lijst van indicatoren nog eens te bezien in het licht van meer recente kennis en ontwikkelingen.

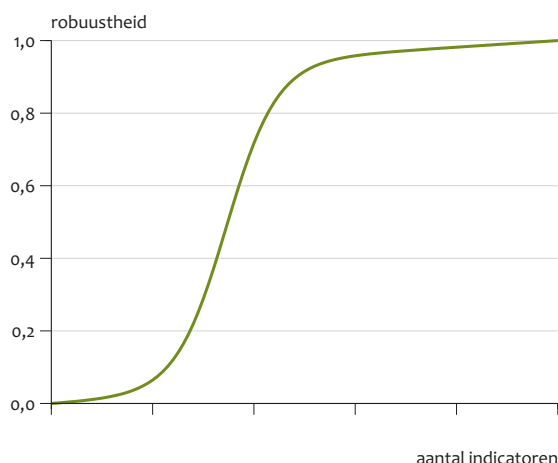
Referentiewaarden

De referentiewaarden voor de afzonderlijke indicatoren zijn in de loop van vele jaren discussie tot stand gekomen. De keuze van de indicatoren is in de meeste gevallen goed te achterhalen. Het wordt echter steeds lastiger te achterhalen waar de getalsmatige invulling op gebaseerd is. Voor de Delta-wateren en de Waddenzee geldt heel sterk dat heel

precies bekend moet zijn welke door de mens aangebrachte morfologische veranderingen wel en niet meegenomen worden bij het bepalen van de referentie. Beschouw je het Grevelingenmeer in natuurlijke staat als een getijdewater of als een zout meer? In welke mate wordt de aanleg van de Afsluitdijk meegenomen in het bepalen van de referentie voor het areaal kwelders, mosselbanken en zeegrasvelden in de Waddenzee? Ook binnen de Kaderrichtlijn Water hebben deze discussies zich (opnieuw) afgespeeld. Tegelijkertijd hebben de indicatoren in sommige gevallen ook een beperkte houdbaarheid. Een duidelijk voorbeeld is het verschijnen van de grijze zeehond in de Waddenzee in de 80-er jaren en de sterke stijging van de aantallen waargenomen dieren in de laatste tien jaar. Indertijd is alleen voor de gewone zeehond een referentie-getal vastgesteld. De vraag is nu of, gegeven de natuurlijke wijze waarop de grijze zeehond zich in de Waddenzee gevestigd heeft, er ook een referentie voor de grijze zeehond opgesteld moet worden, of dat de referentie voor de gewone zeehond wellicht zou moeten gelden voor het totaal aantal zeehonden in de Waddenzee. In dit laatste geval is de achterliggende gedachte dat gewone zeehond en grijze zeehond elkaar beconcurreren, en dat er met de grijze zeehonden erbij minder voedsel en ruimte beschikbaar is voor de gewone zeehond.

Uit het bovenstaande blijkt dat het voor de in dit rapport voorgestelde (meestal historische) referentiewaarden nodig is om van elke afzonderlijke indicator nog eens te bekijken wat de Ausgangssituatie is geweest bij het vaststellen van de referentiewaarden. Natuurkwaliteit zou daarom meer bezien moeten worden binnen een temporeel kader: hoe groot was ze 3 jaar geleden, 6 jaar geleden, etc. Dit kan nog steeds in relatie tot een referentiewaarde, maar de conclusie is dan dat een indicator zich ontwikkelt in de richting van een (natuurlijk geachte) toestand of juist ervan af. De combinatie van parameters geeft dan informatie over de toestand van het systeem. In de Waddenzee worden menselijke handelingen (met name gaswinning) 'met de hand aan de kraan' uitgevoerd. De omvang van de menselijke handeling kan worden bijgesteld op het moment dat een bepaalde parameter op een ongewenste wijze afwijkt van de referentie of de Ausgangssituatie. Of een dergelijk beleid ook voor andere gebieden en voor een combinatie van menselijk gebruik (in het geval van cumulatieve effecten) kan werken, dient nog onderzocht te worden. Mogelijk kan de Natuurwaardegraadmeter, vanwege haar integrerend karakter, hierbij een rol spelen.

Algemeen kan geconcludeerd worden dat een zo goed mogelijk beeld van de natuur verkregen wordt door zoveel mogelijk eenvoudige indicatoren op te nemen in de Natuurwaardegraadmeter. De uiteindelijke kwaliteit en robuustheid van de graadmeter hangt af van het aantal indicatoren, maar neemt waarschijnlijk niet lineair toe met het aantal indicatoren maar waarschijnlijk meer volgens een relatie zoals geschetst in Figuur 6. Om een optimale samenstelling van de Natuurwaardegraadmeter te garanderen zou deze veronderstelde relatie beter onderzocht moeten worden. Daarmee is een gefundeerde afweging mogelijk van de gewenste betrouwbaarheid van de schatting van de Natuurkwaliteit en de daarvoor benodigde meetinspanning.



Samenvattende tabel voor de Natuurkwaliteit Waddenzee

Tabel 5.2

Data: Meesters et al., 2009b

Soortgroep	Natuurkwaliteit (%)	
	Periode 1999-2003	Periode 2001-2005
Fytoplankton	-	-
Hogere planten	-	-
Bodemdieren	64	64
Vissen	52	43
Vogels	75	75
Zoogdieren	21	21
Gemiddeld	53	51

Reactie PBL

De verschillen in de berekende Natuurkwaliteit tussen de periode zijn erg klein. In de Natuurbalans zijn voor de huidige periode de gegevens van de jaren 2000-2006 samengenomen, aan de ene kant om jaarlijkse fluctuaties op te vangen, aan de andere kant omdat binnen deze periode geen grote verschuivingen te verwachten zijn (en de betrouwbaarheid van de gegevens het vaak ook niet toelaten daarbinnen nog eens veranderingen te detecteren). Het PBL onderschrijft de punten in de discussie van IMARES. Een voldoende aantal indicatoren per soortgroep is essentieel om een voldoende nauwkeurige schatting te verkrijgen. Het loslaten van een natuurlijke referentie (zoals voorgestaan door IMARES) geeft het ongewilde probleem dat de referentie dan onderwerp kan worden van politieke besluitvorming. Het alternatief is namelijk dat een gekozen referentie (die bijvoorbeeld als streefwaarde in het beleid gebruikt wordt) een politieke lading krijgt en daarmee, met veranderend beleid, ook aan veranderingen onderhevig kan zijn. Bij de Natuurkwaliteit wordt getracht de discussie te laten gaan over welk niveau van de Natuurkwaliteit (of 'natuurlijkheid') nagestreefd moet worden, en het verschil met een natuurlijke situatie in het vizier te houden. Toch is de discussie over referenties

zeker van belang (zie ook de discussie bij de Natuurkwaliteit, Paragraaf 2.10).

5.3 Natuurwaardegraadmeter zoute wateren. II. Ecoprofielen – IMARES

Rapport

Meesters, H.W.G., Ter Hofstede, R., Deerenberg, C.M., Craeymeersch, J.A.M., De Mesel, I.G., Brasseur, S.M.J.M., Reijnders, P.J.H. en Witbaard, R., 2008. Indicator system for Biodiversity in Dutch marine waters. II. Ecoprofiles of Indicators for Wadden Sea, North Sea and Delta Area. WOT-rapport 82. IMARES, Texel.

Samenvatting

Een van de belangrijkste aspecten om beleidsmakers te ondersteunen, is de ontwikkeling van biodiversiteits-indicatoren die de toestand van de omgeving adequaat weergeven. Het Planbureau voor de Leefomgeving (PBL) heeft een systeem van indicatoren ontwikkeld om de huidige biodiversiteit te bepalen. De Natuurkwaliteit voor de biodiversiteit wordt hierbij uitgedrukt als percentage van

Natuurkwaliteit Noordzee zoals gepresenteerd in Meesters et al. (2008)
Tabel 5.3

Hier zijn alleen de gegevens voor de periode 'huidig' weergegeven. SSB: Paaibiomassa. Int. NZ: Internationale Noordzee.
n: aantal.

Soort	Eenheid	Gebied	Periode	Waarde	Referentie	Kwaliteit
Strandplevier	n broedpaar	Kust	02-04	6.7	455	1
Drieteenstrandloper	n broedpaar	Kust	01-04	2383	1700	100
Grote stern	n broedpaar	Kust	02-04	17182	28000	61
Visdief	n broedpaar	Kust	02-04	2449	20.000	12
Kabeljauw	SSB 10 ⁶ kg	Int. NZ	04-05	46	200	23
Schelvis	n.uur ¹	Int. NZ	04-05	357.1	519.3	69
Haring	SSB 10 ⁹ kg	Int. NZ	04-05	1.9	3.5	54
Haring	n.uur ¹	Int. NZ	04-05	2283.3	157.2	100
Kever	n.uur ¹	Int. NZ	04-05	687.6	3641.9	19
Schol	SSB 10 ⁶ kg	Int. NZ	04-05	187	400	47
Tong	SSB 10 ⁶ kg	Int. NZ	04	45	35	100
Sprot	n.uur ¹	Int. NZ	04-05	2207.3	974.3	100
Wijting	SSB 10 ⁶ kg	Int. NZ	04	124	315	39
Bruinvis	n.km ²	NCP	04-05	0.43	0.36	100
Grijze zeehond	n.km ²	NCP	00-03	0.36	onbekend	
Noordkromp	n.m ²	NCP	01-03		0.36	
Spisula	n 10 ⁶	Kust	03-05	5726		
Spisula	10 ⁶ kg versgew.	Kust	03-05	13.77		

Natuurkwaliteit Waddenzee zoals gepresenteerd in Meesters et al. (2008)
Tabel 5.4

Hier zijn alleen de gegevens voor de periode 'huidig' weergegeven.

Soort	Eenheid	Periode	Waarde	Referentie	Kwaliteit
Rosse grutto	n ind.	01-04	57625	33000	100
Eider	n broedpaar	01-04	6060	9000	67
Eider	n ind.	01-04	110075	120.000	92
Grote stern	n broedpaar	01-04	11482	28000	41
Visdief	n broedpaar	01-04	4427	8450	52
Zwartbuikrotgans	n ind.	01-04	24759	25.000	99
Bonte strandloper	n ind.	01-04	211433	130.000	100
Scholekster	index broedpaar	01-04	59.3	100	59
Scholekster	n ind.	01-04	120990	160.000	76
Aalscholver	n ind.	01-04	4846	5.000	97
Kanoet	n ind.	01-04	36555	40.000	91
Zilverplevier	n ind.	01-04	23220	12000	100
Strandplevier	n broedpaar	01-04	12.3	215	6
Kluut	n broedpaar	01-04	3090	5300	58
Drieteenstrandloper	n ind.	01-04	6946	1300	100
Puitaal	n.trek ¹	04-05	22.1	112.1	20
Spiering	n.trek ¹	04-05	62.3	94.1	66
Grijze zeehond	n	04-05	1305	onbekend	
Gewone zeehond	n	04-05	3319	16000	21
Mosselbanken (litoraal)	ha	03-05	2086.43	5005	42
Mossels (litoraal, voorjaar)	10 ⁶ kg versgew.	03-05	62.98		
Mossels (sublitoraal, voorjaar)	10 ⁶ kg versgew.	03-05	17.33		
Kokkels	10 ⁶ kg	03-05	165.83	192	86

Hier zijn alleen de gegevens voor de periode 'huidig' weergegeven.

Soort	Eenheid	Periode	Waarde	Referentie	Kwaliteit
Rosse grutto	n ind.	01-04	6076	6.000	100
Grote stern	n broedpaar	02-04	5700	28.000	20
Visdief	n broedpaar	02-04	3751	3.500	100
Dwergstern	n broedpaar	02-04	279.3	600	47
Zwartbuikrotgans	n ind.	01-04	7833	10.000	78
Bonte strandloper	n ind.	01-04	32053	25.000	100
Scholekster	n ind.	01-04	35481	64.000	55
Aalscholver	n ind.	01-04	687	1.500	46
Kanoet	n ind.	01-04	8884	6.000	100
Zilverplevier	n ind.	01-04	6064	7.000	87
Strandplevier	n broedpaar	02-04	161.3	250	65
Kluut	n broedpaar	02-04	1.9	960	0
Drieteenstrandloper	n ind.	01-04	1526	600	100
Puitaal	n.trek ¹	04-05	46.3	16	100
Spiering	n.trek ¹	04-05	18	onbekend	
Kokkels, Oosterschelde	10 ⁶ kg	03-05	27.1	26	100
Kokkels, Westerschelde	10 ⁶ kg	03-05	9.57	7	100

de biodiversiteit die zou bestaan in een natuurlijke situatie, zonder menselijke verstoring. Eerdere onderzoeken van IMARES hebben informatie opgeleverd over relevante biodiversiteitsindicatoren voor de mariene omgeving, gebaseerd op internationale verdragen, onderzoek en beschikbare gegevens.

In dit rapport wordt een aantal korte ecologische profielen (zogenaamde 'ecoprofielen') gepresenteerd van voor de Nederlandse mariene wateren belangrijke soorten. Het gaat hierbij om vogels, vissen, zeezoogdieren en invertebraten. Elk ecoprofiel biedt informatie over belangrijke kenmerken van de soort, zoals morfometrische gegevens, informatie over de leefwijze, voedingsgewoonten en verspreidingsmechanismen. Voorts bevat het profiel informatie over de gevoeligheid van de soort voor milieudruk en over bestaande monitoringsprogramma's en beschikbare gegevensverzamelingen. Voor elke indicatorsoort worden (voor zover beschikbaar) de gemiddelde aantallen gegeven voor de Waddenzee, Noordzee en Deltagebied, over de periode 2001-2004 en 1999-2002. Waar mogelijk worden natuurlijke referentiewaarden gegeven. Ten slotte wordt voor elk gebied en voor elke periode de Natuurkwaliteit berekend. Uit de resultaten blijkt dat de Natuurkwaliteit sterk kan verschillen tussen de diverse indicatorsoorten, perioden en locaties.

Resultaten

In Hoofdstuk 6 van het rapport wordt de Natuurkwaliteit van Noordzee, Waddenzee en Delta-wateren berekend aan de hand van de beschikbare gegevens. De resultaten worden hier enigszins aangepast weergegeven (alleen periode 'Huidig', meestal 2001-2005, en Nederlandse namen van de indicatoren). De Grijze zeehond is weggelaten omdat hiervan geen referentie beschikbaar is (foutief vermeld in de tabel; mond.meded. Erik Meesters).

Discussie en conclusies

This report presents ecoprofiles for a large number of species. These profiles offer valuable ecological and geographical information, as well as data on each species' sensitivity to environmental pressures and monitoring data. The list of species is not exhaustive and more species can be added to increase the robustness of the nature quality index. This may not always be possible, however, as limited data may be available for certain groups. For example, as regards sea mammals there are hardly any long-term data available for species other than the ones used here, and in most cases, these additional data consist of anecdotal reports. Another problem is the availability of historical data which can be used to determine reference values.

The results of this nature quality study with respect to biodiversity have to be interpreted in relation to the sparse amount of data available for certain species groups or even the complete absence of species groups. For example, available data or references cover only one indicator (one species) for fish in the Delta area and for invertebrates in the Delta area and the North Sea. These single species will presumably not be representative of the species groups as a whole, nor as indicators of the pressures acting upon the ecosystems as a whole.

Other aspects which may contribute to the nature quality of the systems under study, especially the size and quality of seagrass beds and salt marshes in the Delta area and Wadden Sea, are not represented.

The implementation of an indicator for biodiversity, like the one presented in this study, probably needs further reflection. For certain species groups, e.g. benthic organisms, an overall biodiversity indicator might be more appropriate than using individual species as indicators. Another option might be to use indicators for functional groups. This might result in the concept of nature quality becoming different from that

Samenvattende tabel voor de Natuurkwaliteit Noordzee

Tabel 5.6

Data: Meesters et al., 2008.

Soortgroep	Natuurkwaliteit (%)	
	Periode 1999-2003	Periode 2001-2005
Fytoplankton	-	-
Hogere planten	-	-
Bodemdieren	6	-
Vogels	43	44
Vissen	73	61
Zoogdieren	-	100
Gemiddeld	40	68

Samenvattende tabel voor de Natuurkwaliteit Waddenzee

Tabel 5.7

Data: Meesters et al., 2008 (de gegevens zijn identiek aan die gepresenteerd in het rapport Graadmeterstelsel Biodiversiteit Zoute wateren, Deel 1; Meesters et al., 2009a.

Soortgroep	Natuurkwaliteit (%)	
	Periode 1999-2003	Periode 2001-2005
Fytoplankton	-	-
Hogere planten	-	-
Bodemdieren	64	64
Vissen	52	43
Vogels	75	75
Zoogdieren	21	21
Gemiddeld	53	51

Samenvattende tabel voor de Natuurkwaliteit Delta-wateren

Tabel 5.8

Data: Meesters et al., 2008.

Soortgroep	Natuurkwaliteit (%)	
	Periode 1999-2003	Periode 2001-2005
Fytoplankton	-	-
Hogere planten	-	-
Bodemdieren	76	100
Vissen	100	100
Vogels	77	69
Zoogdieren	-	-
Gemiddeld	85	90

for terrestrial ecosystems, for which it was designed, but might make it more suitable for marine ecosystems.

Reactie PBL

De soortgroepen Fytoplankton en Hogere planten ontbreken bij deze berekeningen voor alle drie de gebieden. Het grote verschil tussen de perioden in de Natuurkwaliteit van de Noordzee wordt veroorzaakt doordat voor hele soortgroepen voor bepaalde perioden geen gegevens beschikbaar zijn. In de Delta-wateren ontbreken ook de zoogdieren. De perioden waaruit de referentiewaarde genomen is, ligt voor de indicatoren van de soortgroepen bodemdieren, vissen en vogels in een recent verleden. Hierdoor vallen de hier berekende natuurkwaliteiten hoger uit dan die door het PBL zijn berekend. Zie ook de discussie van de Natuurkwaliteit, Paragraaf 2.10.

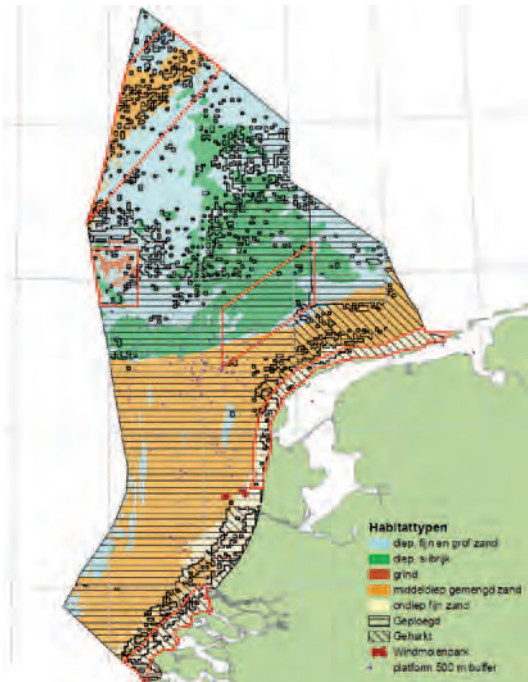
5.4 Beschermde gebieden op de Noordzee – IMARES

Rapport

Lindeboom, H.J., Witbaard, R., Bos, O.G. en Meesters, H.W.G., 2008. Gebiedsbescherming Noordzee. Habitattypen, instandhoudingsdoelen en beheersmaatregelen. WOT-werkdocument 114. IMARES, Texel.

Samenvatting

In het Integraal Beheerplan Noordzee 2015 is een aantal gebieden aangewezen als potentieel te beschermen gebieden. Voor deze gebieden dienen instandhoudingsdoelen te worden opgesteld. Echter door de grote variatie van het mariene ecosysteem en het feit dat grote delen van de Noordzee al gedurende decennia enorm door menselijke activiteiten zijn beïnvloed, kleven hier een aantal problemen aan.



Bron: Lindeboom et al. (2008).

In dit werkdocument worden deze nader uiteengezet en worden bouwstenen voor mogelijke oplossingen aangedragen.

Het werkdocument bevat een korte beschrijving van de (eventueel) te beschermen gebieden; een overzicht van natuurlijke en door de mens gecreëerde habitattypen; een beschrijving van de natuurlijke fluctuaties van het mariene ecosysteem en de mogelijke consequenties voor aanwijzing en beheer van te beschermen gebieden.

Gezien de grote variatie van het systeem is het vaststellen van instandhoudingsdoelen die gebaseerd zijn op het voorkomen van soorten en het daarna handhaven van zulke doelen in een dergelijk sterk wisselend systeem waarschijnlijk niet efficiënt. Voorgesteld wordt om beheersdoelen of managementdoelen te definiëren uitgaande van de beschreven habitatindeling. Het beheer zou gericht moeten zijn op de menselijke invloeden op de verschillende habitattypen waardoor men een rigide nastreven van mogelijk onbereikbare doelen voorkomt.

Conclusie

De Noordzee is een dynamisch systeem. Van nature voorkomende en door menselijk handelen gecreëerde habitattypen zijn in ruimte en tijd aan grote variatie onderhevig. De gevolgen van de klimaatverandering zijn nog onduidelijk. Vraag is dan ook of het verstandig is om relatief starre instandhoudingsdoelen te formuleren en te implementeren voor het sturen van beleid.

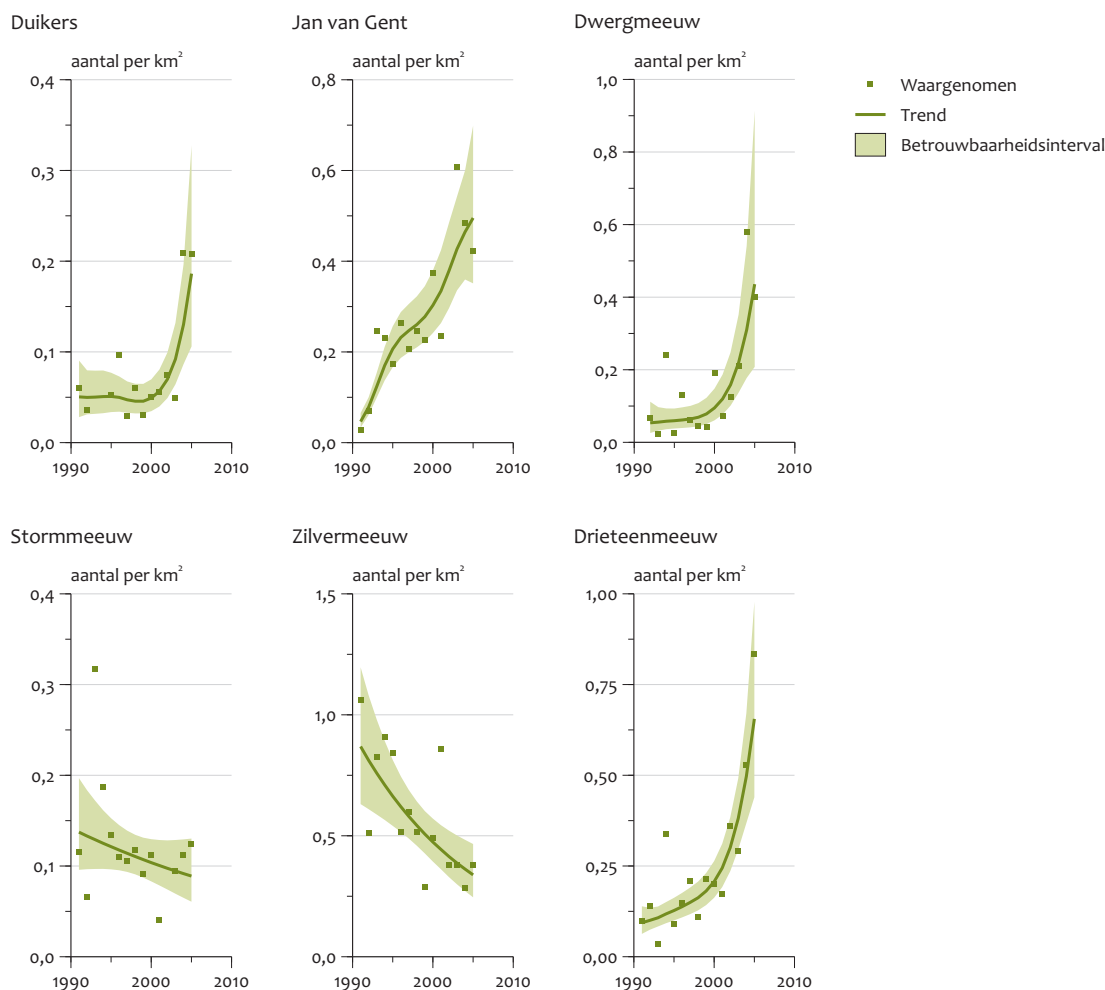
Voorstel is om niet te werken met aantallen en aanwezigheid van soorten of groepen soorten, maar uit te gaan van huidige en gewenste habitattypen en, waar voor bescherming gekozen is, te werken aan een (meer) natuurlijk systeem, met

de bijbehorende variatie. De afrekening zou dan niet plaatsvinden op beheer dat zou moeten leiden tot doelrealisatie, maar op reductie of afwezigheid van het menselijk handelen dat effect heeft op het natuurlijk systeem.

Niet de aanwezigheid van organismen maar de afwezigheid van habitatbepalende menselijke handelingen is dan het controleerbare criterium voor bescherming van natuur onder water.

Reactie PBL

Voor het kunnen bepalen welk menselijk handelen gecontroleerd moet worden, is kennis nodig van de effecten van dit menselijk handelen op het ecosysteem. Hiervoor moeten keuzes gemaakt worden welke effecten op welke soorten meegewogen worden: is alleen de bodemfauna belangrijk of ook de zeezoogdieren. Dit bepaalt in sterke mate de maatregelen die voorgesteld gaan worden. Geen keuze maken kan betekenen dat al het menselijk handelen uit de gehele Noordzee uitgebannen moet worden. Ook hier is dus kennis en focus van deze kennis nodig om adequaat de doelen te kunnen stellen en de gewenste ontwikkelingsrichting te kunnen bepalen. Het gaat ook in dit geval om het vaststellen van het al of niet voorkomen van soorten of groepen van soorten. Uiteraard kan deze selectie van soorten wel robuust gebeuren: een overall-indicator voor de biodiversiteit van bodemdieren is waarschijnlijk een meer klimaat-robuste indicator dan een enkele zeldzame soort met een beperkte verspreiding. Door alleen af te rekenen op de intensiteit van menselijk handelen kan het eigenlijke doel, herstel van de biodiversiteit, uit het zicht raken. Het PBL streeft naar doelen in termen van biodiversiteit voor de beschermde gebieden in de Noordzee.



Data: Rijkswaterstaat, Helpdesk Water. Berekeningen: PBL.

5.5 Trends in vogels – SOVON

Rapport

Aarts, B., Van den Bremer, L., Van Winden, E. en Zoetebier, D., 2008. Trendinformatie en referentiewaarden voor Nederlandse kustvogels. WOT-rapport 79. SOVON Vogelonderzoek, Beek-Ubbergen.

Samenvatting

In dit rapport worden trends en referentiewaarden gepresenteerd voor het voorkomen van een selectie van kenmerkende vogelsoorten in een aantal Natura 2000-gebieden aan de Nederlandse kust. Het betreft de Waddenzee (totaal en delen daarvan), Noordzeekustzone, Voordelta, Oosterschelde, Westerschelde, Grevelingenmeer, evenals het totaal over de laatste drie gebieden. De gegevens worden apart gepresenteerd voor broedvogels en voor niet-broedvogels (wintervogels, watervogels). Het betreft grotendeels soorten waarvoor instandhoudingsdoelstellingen zijn geformuleerd

voor één of meer Natura 2000-gebieden. De informatie bestaat uit aantallen en trends over een zo lang mogelijke periode (veelal vanaf medio jaren 70), een toelichting daarop en onderbouwde referentiewaarden. In toelichtende teksten wordt per vogelsoort de huidige toestand beschreven, worden de ecologische randvoorwaarden voor het voorkomen van de soort aangegeven en worden de gepresenteerde trends nader verklaard met mogelijke redenen voor toe- of afname.

Reactie PBL

In dit rapport worden ook referentiewaarden voor de betreffende vogels genoemd. In tegenstelling tot wat voor het berekenen van de Natuurkwaliteit gebruikt wordt, worden in dit SOVON-rapport niet de referentiewaarden voor een meer natuurlijke situatie bedoeld, maar de referentiewaarden zoals die zijn afgesproken voor de implementatie van de Vogel- en Habitatrichtlijn. In veel gevallen betreft dit een behoudsdoelstelling met overeenkomstige referentiewaarden uit de

Rood: significante afname; oranje: zowel af- als toename; groen: significante toename. Toelichting trends:

+ positieve trend; - negatieve trend; o geen trend; na geen/onvoldoende gegevens. Bron: Meesters et al. (2009b).

	Noordzee	Waddenzee	Delta
Adderzeenaald	+(02-06)	0	-(81-83)
Ansjovis	0	na	0
Bot	0	0	0
Botervis	+(92-06)	-(81-06)	+(81-06)
Dwergtong	+(89-90)	0	na
Fint	0	0	0
Haring	-(92-94)	0	+(81-06)
Horsmakreel	0	0	0
Kabeljauw	-(82-06)	-(81-87)	0
Kleine pieterman	0	+(88-92)	+(81-06)
Puitaal	na	-(84-86), -(91-92)	0
Rode poon	0	+(97-01)	0
Schar	0	-(87-06)	-(81-06)
Schol	0	-(81-06)	-(89-91)
Slakdolf	na	-(81-06)	-(81-02)
Spiering	na	0	+(93-98)
Sprot	+(92-06)	-(81-06)	0
Tarbot	+(88-91)	0	0
Tong	+(88-90)	-(84-90)	0
Tongschar	+(86-06)	0	0
Vijfdradige meun	na	+(81-06)	0
Wijting	-(93-96), +(98-01), -(02-06)	-(82-06)	0
Zeebaars	0	+(94-02)	+(81-06)
Kokkels	na	+(91-07)	na
Mossels (biomassa litoraal)	na	-(91-92), +(94-97), +(02-03)	na
Mossels (oppervlakte litoraal)	na	+02	na
Mossels (biomassa sublitoraal)	na	0	na
Mossels (biomassa percelen)	na	0 ¹	na
Spisula (aantal) ²	-(99-07)	na	na
Spisula (biomassa) ²	-98; +00; -(02-05)	na	na
Gewone zeehond	na	+(92-01)	+(94-01)
Grijze zeehond	na	+(81-86), +(89-06)	+(02-04) ³
Bruinvis	+(02-03)	na	na

¹ Alleen westelijke Waddenzee

² Noordzeekustzone

³ Alleen Voordelta

periode 1999-2003. Een behoudsdoelstelling betekent echter niet dat een soort in een gunstige staat van instandhouding verkeert (zie ook Van Leeuwen et al., 2008). Alleen voor soorten met een verbeterdoelstelling kan de in het SOVON-rapport gegeven referentie dienen als richtingbepalend voor een (meer) natuurlijke referentie.

Zeevogels

De in opdracht van het RIKZ/Waterdienst verzamelde gegevens van de zeevogels zijn door het PBL bewerkt tot gemiddelde dichtheden per gebied per jaar. De aan de hand van de vliegtuigtellingen berekende dichtheden per monsterpunt, zijn per gebied gemiddeld. Bij deze analyse is uitsluitend gebruikt gemaakt van de directe tellingen en is dus geen gebruik gemaakt van de zeer eenvoudige regressie-modellen (met de onderling gecorrleerde variabelen afstand tot de kust en noorderbreedte) die gebruikt zijn voor het schatten van dichtheden en aantallen op het gehele NCP (zie bijvoorbeeld Arts

en Berrevoets, 2005). Deze laatste berekeningen geven zeer afwijkende en onbetrouwbare schattingen wanneer enkele dieren dicht bij de kust waargenomen worden. Het regressie-model voldoet daarom in lang niet alle telperioden. Op basis van de PBL-schattingen heeft SOVON trends berekend met het programma TrendSpotter (Visser, 2002). Deze trends van de zeevogels zijn niet in het achtergrondrapport van SOVON opgenomen, maar worden hieronder alsnog weergegeven voor het gehele NCP (Figuur 5.3). Duikers en dwergmeeuwen (vooral langs de kust) en vogels die profiteren van afval van de visserij als voedsel (Jan van Gent en drieteenmeeuw) nemen in aantallen toe; de overige meeuwen (zilverbmeeuw en stormmeeuw) zijn in de afgelopen twintig jaar afgenomen. De trends van alk/zeekoet en noordse stormvogel is terug te vinden in Hoofdstuk 2. De aantalsontwikkelingen van zeevogels is tevens een van de voorgestelde, nog te ontwikkelen EcoQO's van OSPAR (zie ook Hoofdstuk 3). Voor een uitgebreidere beschrijving van de trends van zeevogels, zie Arts (2008).

Data: Meesters et al. (2009b). Bewerking: PBL. -: onvoldoende meetgegevens. leeg: niet van toepassing (bijvoorbeeld vis van open zee).

Soort	Noordzee	Waddenzee	Delta-wateren
Adderzeenaald	-	100	100
Ansjovis	-	-	-
Bot	100	76	88
Botervis	-	32	100
Dwergtong	100	-	-
Fint	-	30	-
Gevlekte rog	-	-	-
Haring	17	100	100
Horsmakreel	32	97	100
Kabeljauw	40	12	100
Kever	-	-	-
Kleine pieterman	100	-	-
Puitaal	-	10	100
Rode poot	100	95	100
Schar	80	2	6
Schelvis	-	-	-
Schol	63	22	100
Slakdolf	-	19	0
Spiering	-	91	100
Sprot	100	26	9
Stekelrog	-	-	-
Steur	-	-	-
Tarbot	100	47	100
Tong	100	20	35
Tongschar	100	100	100
Vijfdradige meun	-	100	89
Wijting	21	5	100
Zeebaars	-	-	100
Zeeduivel	-	-	-
Gemiddeld vissen	75 (+33; n=14)	52 (+39; n=19)	80 (+37; n=19)
Kokkels (biomassa)	-	100	-
Mosselbanken (oppervlakte litoraal voorjaar)	-	48	-
Mossels (biomassa litoraal voorjaar)	-	100	-
Mossels (biomassa sublitoraal)	-	94	-
Halfgeknotte strandschelp (aantallen)	0,4	-	-
Halfgeknotte strandschelp (biomassa)	0,7	-	-
Gemiddeld bodemdieren	0,6 (+0,21; n=2)	86 (+25; n=4)	-
Gewone zeehond	-	25	3
Grijze zeehond	-	-	-
Bruinvis	-	-	-
Gemiddeld zeezoogdieren	-	25	3

5.6 Toestand en trends in voorkomen van vissen, bodemdieren en zoogdieren – IMARES

Rapport

Meesters, H.W.G., Ter Hofstede, R., De Mesel, I., Craeymeersch, J.A., Deerenberg, C., Reijnders, P.J.H., Brasseur, S.M.J.M. en Fey, F., 2009. De toestand van de zoute natuur in Nederland. Vissen, benthos en zeezoogdieren. WOT-rapport 97. IMARES, Texel.

Samenvatting

Dit rapport geeft een overzicht van tijdsreeksen van vis-, schelpdier- en zeezoogdiergegevens die door IMARES en de Waterdienst (voormalig RIKZ) van Rijkswaterstaat voor verschillende monitoringprogramma's worden verzameld. Het gaat hierbij om gegevens van bijna dertig vissoorten, drie soorten benthos (schelpdieren) en twee soorten zeezoogdieren in de Nederlandse kustwateren: Noordzee (Nederlands Continentaal Plat, NCP), de Waddenzee en de Zeeuwse Delta.

Per soort wordt een overzicht gegeven met daarin enkele algemene gegevens en een beschrijving van de toestand en de trends in de tijd in verschillende gebieden. Per gebied (NCP, Delta, Waddenzee) is informatie gegeven over de gebruikte data, te weten de gebruikte survey, tijdreeks, referentieperiode, ijkperiode en natuurkwaliteit. Als referentie- en ijkperiode voor de visgegevens zijn respectievelijk de eerste en laatste drie jaren van de tijdreeks genomen. Voor de benthosgegevens is dit voor de meeste indicatoren ook gedaan omdat een duidelijke historische referentiewaarde ontbrak. De natuurkwaliteit is bepaald door de waarde van de ijkperiode (=ijkwaarde) te delen door die van de referentieperiode (=referentiewaarde).

De resultaten laten zien dat er reden tot bezorgdheid is. Veel soorten laten een negatieve trend zien, een afname in de tijd. Vooral in de Waddenzee is voor een groot deel van de onderzochte soorten het beeld negatief. Het berekenen van de natuurkwaliteit leverde een aantal complicaties op. Met name voor vissen en benthos was het niet mogelijk om een goede historische referentie te vinden. Daarom is als referentie het gemiddelde van de eerste drie jaar van de meetreeks genomen is. Omdat de tijdsreeksen verschillen in begintijd zijn de referentiewaarden niet allemaal gebaseerd op dezelfde periode. Een bijkomend probleem bij het definiëren van referentiewaarden is dat de tijdsreeksen relatief nog maar zeer kort zijn en de referentiewaarde dus niet afkomstig is uit een periode waarin de mens nog geen invloed had op het ecosysteem. Uit de combinatie van trends en kwaliteit blijkt dat het met een groot aantal soorten niet goed gaat. Voor sommige soorten waarmee het in relatie tot referentiewaarden disproportioneel goed gaat, kan klimaatverandering een rol spelen. Voor de Waddenzee zijn er maar zeer weinig soorten die het goed doen.

Reactie PBL

Het onderzoek van IMARES aan trends van soorten vissen, bodemdieren en zeezoogdieren is gestart in voorjaar 2007 en zou eind 2007 afgesloten worden. Het project liep echter vertraging op. In het voorjaar van 2008 zijn door IMARES de getallen waarmee op dat moment de trends berekend waren digitaal aangeleverd aan het PBL om gebruikt te kunnen worden bij het samenstellen van de Natuurbalans 2008. Echter, in de laatste versie van het IMARES-rapport (zoals het uiteindelijk in december 2009 als WOT-rapport is verschenen) zijn van de vissen de trends, de referentiewaarden en de waarden voor de meest recente periode herberekend. Bij een aantal soorten is bij een of meerdere gebieden van compleet andere gegevens uitgegaan. Dit heeft tot gevolg dat nu in de IMARES-rapportage andere resultaten gepresenteerd worden (Tabel 5.9) dan die welke gebruikt zijn voor het berekenen van de trends van de natuurdoelsoorten (zie Van Leeuwen et al., 2008). Voor de berekening van de Natuurkwaliteit heeft dit geen effect gehad omdat de gegevens voor de paai-biomassa van haring en kabeljauw van ICES afkomstig zijn, en de gegevens van gewone garnaal, spiering en KRW-indicator vissen van andere berekeningen van IMARES afkomstig zijn. In Hoofdstuk 2 zijn bij de beschrijvingen van de vissoorten de meest recente trendgrafieken weergegeven.

Voor de vissen is als referentieperiode het begin van de meetperiode aangehouden. Dit verschilt per type bemonstering en per gebied en valt grofweg in de periode 1980 tot 1993. Doordat er andere keuzes zijn gemaakt voor referenties en soorten (anders dan die door het PBL), wijken deze getallen af van die in de Natuurbalans 2008 en van die in Hoofdstuk 2 van dit achtergrondrapport. In Tabel 5.10 zijn de betreffende getallen als Natuurkwaliteit weergegeven, nog steeds ten opzichte van de in Meesters et al. gehanteerde referenties. De gemiddelde Natuurkwaliteit voor vissen komt uit op 78% voor de Noordzee, 42% voor de Waddenzee en 76% voor de Delta-wateren. In Tabel 5.10 zijn ook de soorten toegevoegd waarvoor geen trendanalyses gedaan konden worden omdat deze soorten daarvoor tegenwoordig te zeldzaam zijn (Meesters et al., 2009b). Dit betreft de soorten gevlekte rog, stekelrog, kever, schelvis, steur en zeeduivel. Roggen en steur zijn voor de berekening van de Natuurkwaliteit meegenomen (zie Hoofdstuk 2). Voor een berekening van de Natuurkwaliteit ten opzichte van een natuurlijke referentie zouden deze soorten in de berekening zeker meegenomen moeten worden. Dit is door IMARES niet gedaan, omdat zij uitgaan van referentiewaarden uit het begin van de meetperiode en de metbaarheid van de soorten in de huidige situatie. De cijfers voor de vissen in Tabel 5.10 laten zien dat de Natuurkwaliteit in de afgelopen 20-25 jaar in de Noordzee en de Delta-wateren met 25% is achteruitgegaan, terwijl die in de Waddenzee meer dan gehalveerd is. Ten opzichte van een natuurlijke referentie zou de Natuurkwaliteit van de vissen aanmerkelijk lager uitkomen.

Bij de bodemdieren is de Natuurkwaliteit van de halfgeknotte strandschelp erg laag, omdat deze soort al vóór 2000 nagenoeg verdwenen is uit de Noordzeekustzone. Bij de overige bodemdieren het huidige niveau vergelijkbaar met dat in de periode 1990-1995. Bij de zeezoogdieren ontbreken veel gegevens.

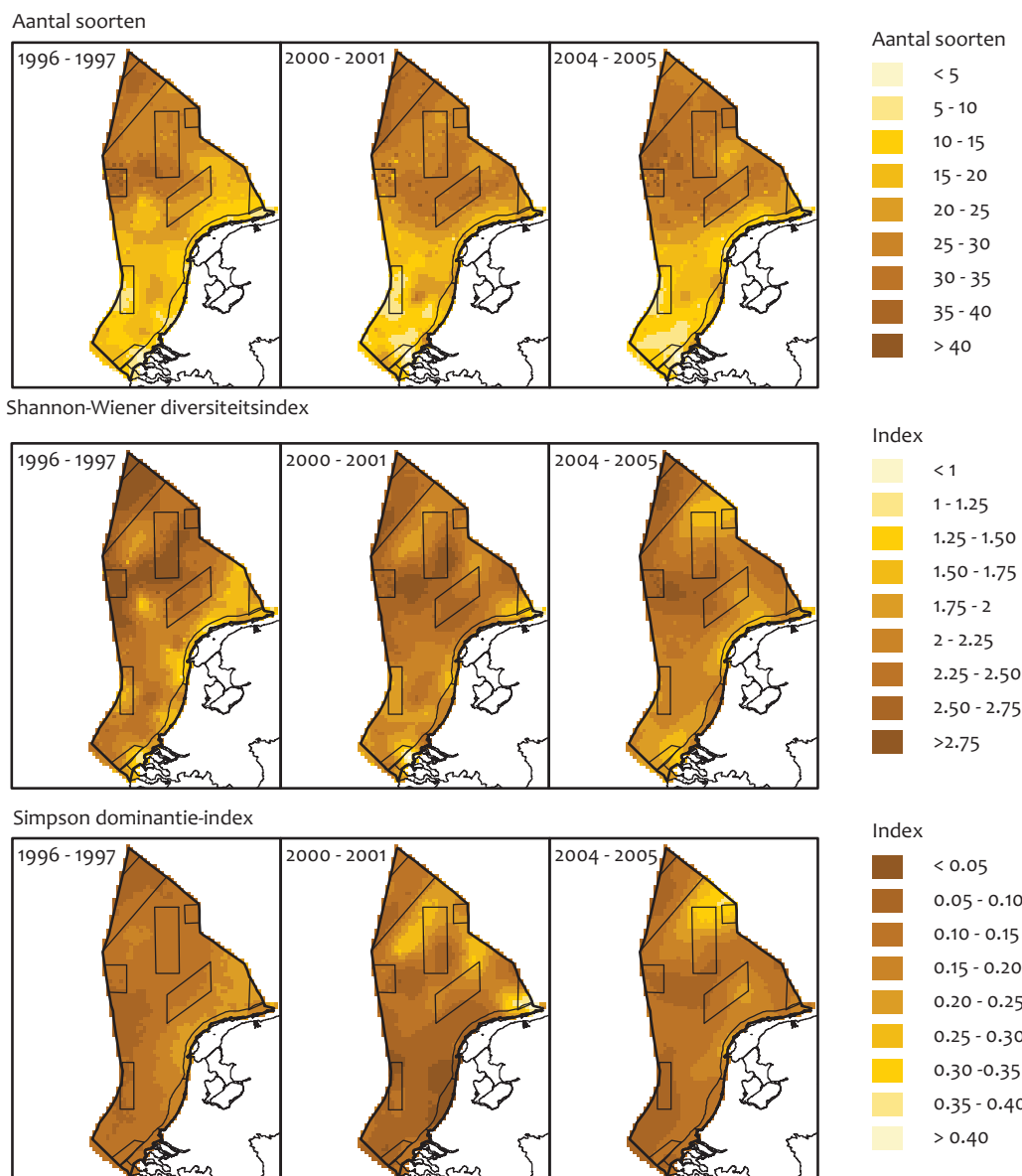
5.7 Biodiversiteit van de bodemfauna in de Noordzee – IMARES

Rapport

Craeymeersch, J.A., Witbaard, R., Dijkman, E. en Meesters, H.W.G., 2008. Ruimtelijke en temporele patronen in de diversiteit van de macrobenthische infauna op het Nederlands Continentaal Plat. Rapport C070/08. IMARES, Yerseke.

Samenvatting

In opdracht van het Planbureau voor de Leefomgeving is een overzicht gemaakt van ruimtelijke en temporele verschillen in de diversiteit van het benthos op het Nederlands Continentaal Plat. Voor de berekeningen werd gebruik gemaakt van de meetgegevens van het landelijke monitoringprogramma MWTL (Monitoring van de Waterstaatkundige Toestand des Lands). In dit rapport zijn de macrobenthos-gegevens van de periode 1991-2005 geanalyseerd.



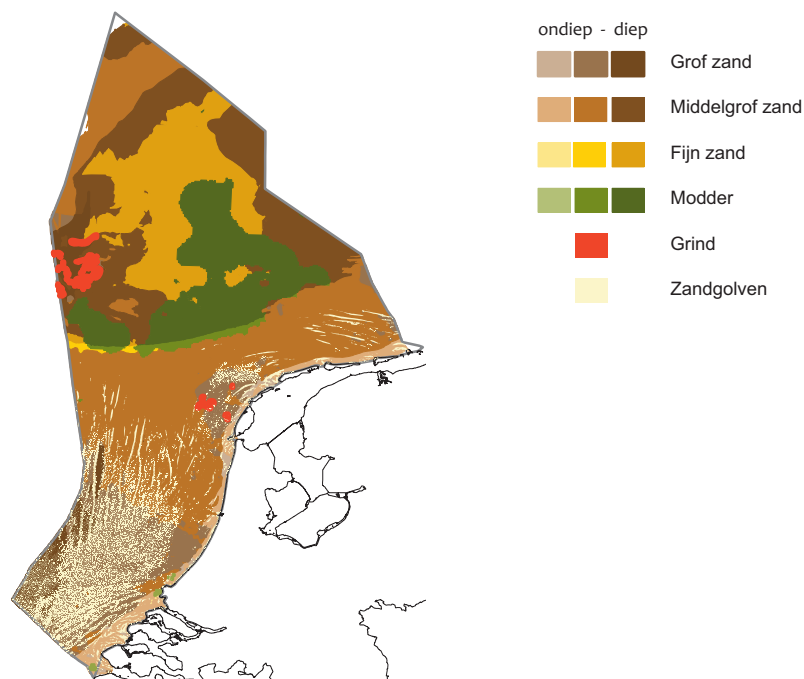
Data: Craeymeersch et al. (2008) op basis van het BIOMON-meetprogramma. Bewerking: PBL.

Een analyse van drie diversiteitsindices (aantal soorten, Shannon-Wiener index, Simpsons index voor dominantie) laat zien dat de macrobenthische infauna in het noorden (Doggersbank, Oostergonden, Friesche Front) hoger is dan in het zuiden (kustzone en offshore-gebied). Dat is in overeenstemming met eerdere bevindingen. Blijkbaar zijn de abiotische factoren die deze verschillen veroorzaken weinig veranderd.

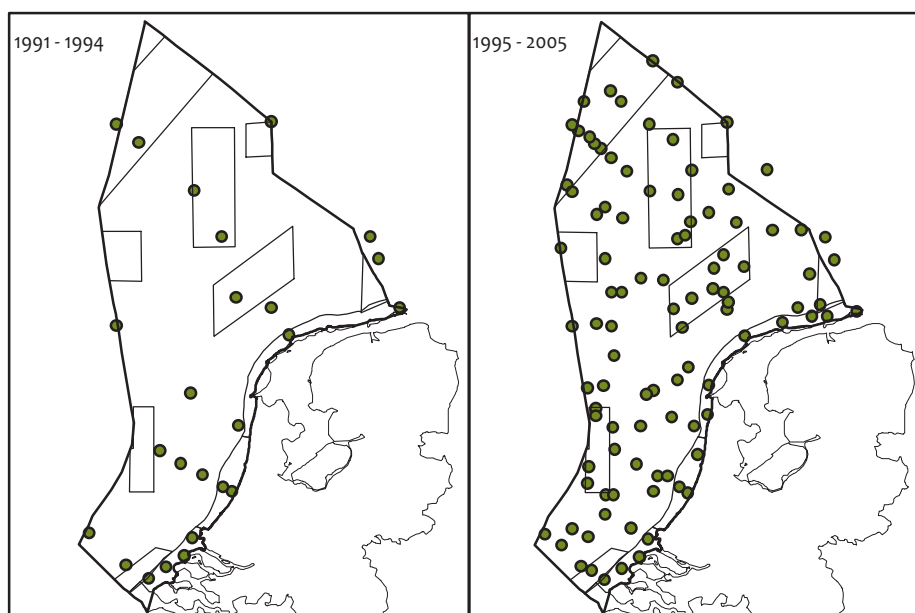
Globaal gezien blijken er in de periode 1991-2005 weinig, hoogstens kleine, veranderingen in de biodiversiteit van de macrobenthische infauna. Fluctuaties in de populatieomvang van een aantal soorten leidden wel tot significante fluctuaties in dominantie, gereflecteerd in de Simpson index.

Reactie PBL

Door het PBL was gevraagd om een jaarlijks beeld te geven van de biodiversiteit van het benthos in de Noordzee, uitgaande van het bestaande BIOMON-meetprogramma. IMARES kon geen unieke maat voor de totale biodiversiteit van het benthos opleveren, maar wel drie aparte indices (aantal soorten, Shannon-Wiener Index en de Simpson diversiteit-index). Er zijn geen jaarlijkse overzichten gemaakt, maar de gegevens van twee aansluitende jaren zijn samen genomen. Door de late opdrachtverlening en oplevering konden de gegevens niet meer gebruikt worden voor de Natuurbalans 2008.



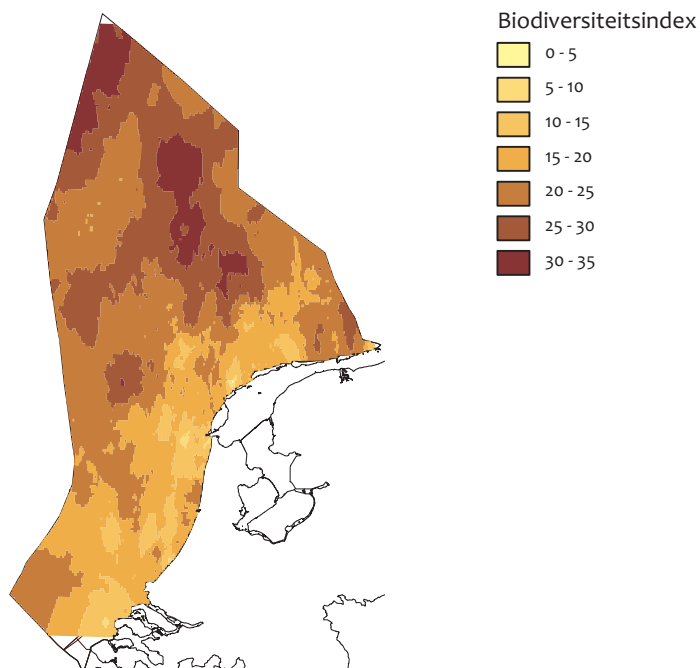
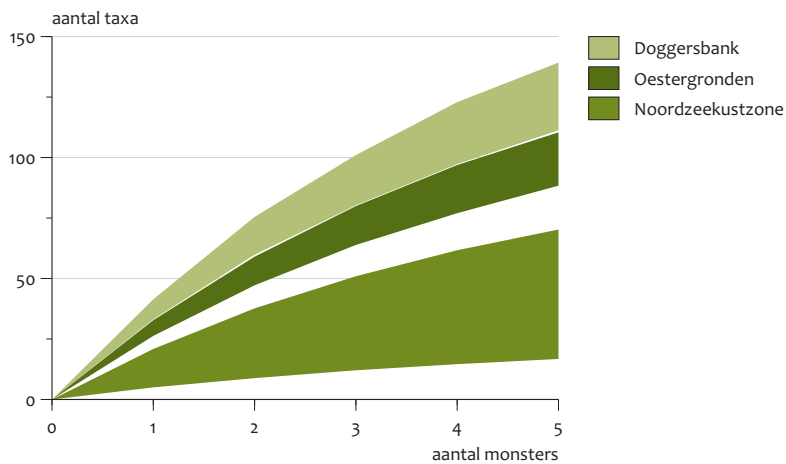
Data: MESH.



De kaarten van zowel aantal soorten, Shannon-Wiener-index en Simpson-index vertonen uitgesproken ruimtelijke patronen (Figuur 5.4). Aantal soorten en Shannon-Wiener-index zijn over het algemeen het hoogst in het Noordelijke deel van het NCP en laag langs de kust en in het zuidelijke deel van het NCP. De Simpson-index voor diversiteit laat een vergelijkbaar patroon zien, behalve in jaren dat er hoge dichtheden van enkele soorten worden gevonden in kustzone en

zuidelijk deel van het NCP, dan is de Simpson-index hoog wat veroorzaakt wordt door een onevenwichtige verdeling van de aantallen dieren over de soorten, wat een lagere diversiteit volgens deze index zou betekenen. De kaarten geven de meest waarschijnlijke verdeling van de parameters over de Noordzee weer, gebruikmakend van de EUNIS-habitatkaart van de Noordzee (Figuur 5.5). Het blijven echter interpretaties van de meetgegevens waarbij het homogeen verdeeld zijn

Resultaten bootstrap-methode



Data: Lavaleye, 2004. Bewerking: PBL.

van soorten binnen de verschillende habitats een belangrijke aanname is.

Door het PBL is een aanvullende analyse gedaan op de meetgegevens van de bodemdieren.

In de periode 1991-1994 werd op een beperkt aantal monsterpunten in de Noordzee de bodemdieren gemeten (Figuur 5.6). In deze periode werden 5 monsters per monster-

punt genomen. In de periode 1995-2005 werd nog maar 1 monster per monsterpunt genomen, maar was het aantal monsterpunten uitgebreid van 25 naar 100. Voor de vijf monsters per bemonsteringen in de periode 1991-1994 kon met behulp van de bootstrap-methode (zie ook Bijlage 2), nagegaan worden wat het effect is van het aantal monsters per meetpunt op het gevonden aantal soorten (taxa; data Rijkswaterstaat, Helpdesk; zie Figuur 5.7). Hoe meer monsters

er gestoken worden, hoe hoger het totaal aantal soorten is dat op een bepaald moment op een meetpunt wordt aangetroffen. Hoge curves in de figuur gelden voor offshore-gebieden zoals de Doggersbank en de Oestergronden, lage curves in de figuur betreffen monsterpunten in de kustzone. Bij analyse van 5 monsters ligt het aantal soorten gemiddeld ongeveer een factor 3 hoger dan wanneer slechts één monster bekeken wordt. Hiermee moeten de gegevens uit de jaren 1995-2005 (met slechts 1 monster per meetpunt) anders bekeken worden. Het weergeven van de biodiversiteits-indices per jaar (zoals oorspronkelijk de vraag van het PBL was) is niet zinvol. Ook bij het weergeven per 2 jaar wordt nog maar ongeveer de helft van het werkelijk aanwezige aantal soorten meegewogen. 5 monsters per meetpunt (in één jaar of over 5 jaar verzameld) lijkt het minimum voor verdere analyses aangezien dan (theoretisch gezien) gemiddeld circa 80% van de aanwezige soorten ook daadwerkelijk in de monsters aangetroffen wordt. Dit vergt een nieuwe analyse.

De hier gebruikte indices voor de diversiteit van het benthos beschouwen alle taxa als gelijkwaardig, zowel heel algemene als heel specifieke soorten. Door Lavaleye (2004) zijn deze indices gecombineerd met een indicator voor de zeldzaamheid van de afzonderlijke soorten. Uitgaande van meerdere datasets van de bodemdieren in de Noordzee (niet alleen Biomon) van een totaal van 590 meetpunten over de periode 1995-2002, heeft Lavaleye de biodiversiteit van de bodemdieren berekend (Figuur 5.8). Deze werkwijze sluit beter aan bij de benadering van de Natuurkwaliteit zoals die in dit rapport gepresenteerd is: ook hierin worden niet alle soorten meegenomen, maar wordt een representatieve steekproef genomen van karakteristieke soorten die sleutelposities in het ecosysteem innemen. De biodiversiteit van de bodemdieren dient nog verder uitgewerkt te worden voordat de deze als overall-indicator in de Natuurkwaliteit van de Noordzee meegenomen kan worden.

5.8 Visserij-intensiteit op de Noordzee – IMARES

De studie is uitgevoerd door Floor Quirijns van IMARES. Deze studie heeft geen rapport maar uitsluitend databestanden opgeleverd. De resultaten worden beschreven in Hoofdstuk 4.

5.9 Visserijbeheer op de Noordzee - IMARES

Rapport

Van Densen, W.L.T. en Van Overzee, H.M.J., 2008. Vijftig jaar visserij en beheer op de Noordzee. WOT-rapport 81. IMARES, IJmuiden.

Samenvatting

‘Dit rapport geeft een overzicht van de inspanningen en uitkomsten van de Noordzevisserij in de afgelopen 50 jaar en van het daarbij gevoerde beheer. Het richt zich uiteindelijk op

de vraag of dat beheer op een begrijpelijke manier effectief is gebleken.

- Met de huidige oogst van in totaal 30 kg per hectare per jaar voor de elf commercieel meest belangrijke vissoorten samen is de Noordzee een productief continentaal plat.
- Na het herstel van de Tweede Wereldoorlog volgde in de jaren 60 een ongekend snelle ontwikkeling in de visserij en de aanvoer. Rond 1970 haalde de visserij de hoogste visooft binnen die ooit aan de Noordzee is onttrokken (60 kg per ha per jaar).
- Sindsdien is de totale aanvoer gestaag gedaald en is nu een factor twee lager dan in 1970. Daarbij is de aanvoer van de gemiddeld grotere en duurdere demersale vis, zoals rondvis (kabeljauw) en platvis, het sterkst gedaald en ligt nu een factor vier lager dan in 1970.
- In 1970 landde de visserij nog gelijke delen aan van demersale consumptievis, pelagische consumptievis en industrievis. De industriële visserij gericht op de productie van vismeel kwam uit het niets tot ontwikkeling. De totale aanvoer bereikte in 1975 een recordhoogte van 1,6 miljoen ton. De laatste tijd is het aandeel pelagische consumptievis – haring en makreel – gestegen ten koste van het aandeel demersale consumptievis, vooral kabeljauw en schol, en industrievis, vooral zandspiering.
- De visserijdruk is af te lezen aan de visserijsterftecoëfficiënt F , die de verhouding tussen vangst en bestand weergeeft. Het is zo goed als onmogelijk om die visserijdruk uitgeoefend met verschillende vistechieken, motorvermogens en zoekstrategieën direct om te rekenen naar de visserijsterftecoëfficiënt F . Dat dwingt de beheerder om beheer dat gericht is op de vermindering van de visserijdruk, te monitoren en te evalueren aan de hand van de visserijsterftecoëfficiënt F .
- De visserijsterftecoëfficiënt F nam in de jaren 60 en 70 voor de meeste soorten toe met een factor twee tot drie en is daarna lange tijd hoog gebleven. Hoger dan de visserijsterfte F_{max} die theoretisch nodig is om de Maximale Duurzame Oogst (MSY) te realiseren.
- Voor koolvis, schelvis, haring en kever is er al weer jaren sprake van een duidelijke afname in de visserijsterfte. Voor schol en tong is die daling meer recent ingezet. De industriële visserij lijkt weer voorbij. De laatste jaren is de aanvoer van industrievis nog sneller gedaald dan dat ze in de jaren 60 en zeventig is gestegen.
- De visserijsterfte als monitoringsvariabele is alleen modelmatig te schatten en heeft dus de tekortkoming van iedere modeluitkomst: onzekerheden, inclusief systematische fouten. Die onzekerheden, vooral rond de schatting voor de momentane visserijsterfte, stellen hoge eisen aan het communiceren van de beheersbeslissingen van de overheid naar de vissers. Tegelijkertijd zorgen ze voor hoge transactiekosten van het TAC-beheer (Total Allowable Catch) in de vorm van hoogfrequente meet- en regeltechniek.
- De soms systematische onderschatting van de visserijsterfte en daarmee overschatting van het bestand is ook bekend van het visserijbeheer in de Verenigde Staten. Zonder de verlaagde bovengrens voor de visserijsterfte

(voorzorgbeginsel) zouden die onder- en overschattingen onbedoeld hebben geleid tot veel te hoge TAC-adviezen en TAC-toewijzingen. Desondanks hebben overschattingen van de schol- en kabeljauwstand indirect schade berokkend aan het productiepotentieel van die bestanden.

- Een deel van de vangst van schelvis, schol en wijting bestaat uit ondermaatse vis die overboord wordt gezet (discarding). Dat is de onvermijdelijke consequentie van iedere gemengde visserij op meerdere soorten tegelijkertijd. Via een bemonsteringsprogramma voor discards, waaraan Nederlandse vissers een eigen bijdrage leveren, zijn de schattingen voor de totale visserijsterfte van schol verbeterd. Het overboord gooien van gevangen schelvis is door het instellen van een grotere minimummaaswijde in de noordelijke Noordzee sterk teruggedrongen.
- De geschiedenis van de meeste visserijen is niet direct informatief over het effect van een verandering in de visserijdruk op de visstand en de aanvoer. Dat komt omdat beheersmaatregelen vaak geleidelijk worden doorgevoerd, omdat er altijd tijdsvertraging zit in de respons van de visstand op de maatregel en omdat natuurlijke variaties, vooral variaties in jaarklassterkte, het effect van de maatregelen vertroebelen. Daar komt bij dat de jaarlijkse beheercyclus met bestandsschattingen, TAC-adviezen en TAC-toewijzingen alle aandacht richt op het beheer op de korte termijn.
- Het blijkt niet eenvoudig de invloed van de visserij op de visgemeenschap als geheel aan te tonen. Alleen de algemene tendens naar kleinere vis in de visgemeenschap binnen een tijdsraam van tientallen jaren lijkt informatief op dit punt. Maar een dergelijk gegeven biedt nog weinig houvast voor het praktische visserijbeheer.
- De ruimere beleidskaders buiten die voor het Europese visserijbeleid hebben wel invloed op dat visserijbeleid. Dat geldt vooral voor de Verklaring van Johannesburg 2002, die een sterke impuls heeft gegeven om van risicomijdend visserijbeheer (voorzorgniveau voor de paaistand) over te gaan naar een meer doelgericht beheer (MSY) bij een aanzienlijk lagere visserijdruk.
- De andere beleidskaders verwijzen vaak naar het instrument van de beschermde of gesloten gebieden in zee (Marine Protected Areas, MPA). Die MPA's zijn meer gericht op de lokale ontwikkeling van de natuurwaarde. Hun bijdrage aan het beheer van de commercieel belangrijke vissoorten lijkt vooralsnog beperkt. Het is ook moeilijk om die bijdrage helder aan te tonen, zoals de ervaring met de scholbox ter bescherming van de juveniele schol heeft laten zien.
- Het geheel overziend, valt te concluderen dat de visserij sinds de jaren 50 door drie fasen is gegaan. Eerst heeft expansie plaatsgevonden op een golf van technische ontwikkelingen en de hogere productiviteit van de visstand; in Nederland maakten investeringspremies die expansie mede mogelijk (Wet Investeringsrekening). Daarna was er een periode van bijsturing (paaistand) via risicomijdend beheer en daarbij behorende voorzorg-niveaus voor de visserijsterfte. En dan nu inkrimping en structuurverandering; actief via beheer dat gericht is op

een veel lagere visserijdruk en passief via het economisch renderen dat steeds afhankelijker is geworden van de stijgende olieprijs.

- Blijft het manco van het povere informatiebeheer. Dat wrekt zich al in het werk van de visserijbiologen die afhankelijk zijn van de verschillende wijzen waarop gegevens uit de nationale databases worden aangeleverd. Maar het wrekt zich verder in het nota bene door de beheerder zelf in het leven geroepen overleg tussen alle stakeholders over het visserijbeheer (Noordzee-Regionale Adviesraden en nationaal beheeroverleg).
- Visserijbeheer is een complexe zaak. Zonder overzichtelijke informatie over visstand en visserij verliest het debat daarover zich in weinig productieve versimpelingen.'

Commentaar van Stichting De Noordzee

Het PBL heeft een verzoek gedaan aan de Stichting De Noordzee om een *second opinion* uit te brengen op het rapport Vijftig Jaar Visserijbeheer op de Noordzee van IMARES. Hieronder wordt deze *second opinion* weergegeven.

Commentaar van Stichting De Noordzee – Christien Absil

Visserijbeheer is multidisciplinair: naast visserijbiologie heeft het beheer onder andere ecologische, economische, juridische en sociale dimensies. De vragen die gesteld zijn door de opdrachtgever voor deze evaluatie beslaan soms onderdelen van dit brede terrein. De keuze van IMARES is geweest om de vragen vooral vanuit visserijbiologisch perspectief te bekijken.

Door de focus op visserijbiologie zijn andere elementen die bijdragen aan het inzicht in het visserijbeheer de afgelopen 50 jaar minder sterk belicht. Om een aantal voorbeelden te noemen:

- Een belangrijk sturingsinstrument dat de EU gedurende de periode voor de herziening van het GVB in 2003 heeft gebruikt, is de reductie van de visserijcapaciteit, om deze in lijn te brengen met de vangstmogelijkheden. Dit programma werd het MAGP (multi-annual guidance program) genoemd. Nederland probeerde aan de reductie-verplichtingen te voldoen middels een zeedagenregeling. In diverse evaluaties is geconcludeerd dat zowel het MAGP als het zeedagen instrument niet effectief is (onder andere rapport Europese Rekenkamer).
- Een beleidsdocument dat een belangrijke richting gaf in het visserijbeleid is de Structuurnota "Vissen naar Evenwicht" waar de richting is gegeven voor het risico-mijdend beheer. Deze nota is in 2002 geëvalueerd ("Op weg naar Evenwicht").

De keuze voor een visserijbiologische insteek heeft tot gevolg gehad dat andere disciplines die IMARES in huis heeft onderbelicht worden. Wellicht dat in de toekomst, wanneer de integratie van de verschillende disciplines binnen IMARES beter vorm heeft gekregen, voor een meer interdisciplinaire benadering van een opdracht als deze gekozen kan worden.

- Om deze vraag (en de andere over capaciteit) te kunnen beantwoorden zou een analyse van de pro's en contra's

van ITQs in relatie tot bestandsbeheer nodig zijn geweest. Dat is overigens een studie op zichzelf, die bovendien aanvullende sociale en economische expertise vergt.

- Op blz 28 wordt melding gedaan van de fenotypische en evolutionaire veranderingen van visserij op populaties. Er wordt niet vermeld in hoeverre dit van toepassing is op de Noordzevisserij, terwijl daar wel inmiddels veel over gepubliceerd is. Dit kan ook weer een mogelijke verklaring zijn voor de geconstateerde afname van groei bij sommige soorten. Het is jammer dat dit fenomeen niet uitgebreider besproken wordt, juist ook omdat wetenschappers van IMARES dit aangetoond hebben in de Noordzee.
- Er wordt meerdere keren gerefereerd aan de sterk toegenomen productie in de Noordzee vanaf het begin van de 70-er jaren (piek vd productietoename verschilt per vissoort). Bij kabeljauw wordt er in de literatuur vaak gesproken van de 'gadoid outburst'. Nergens wordt echter een verklaring hiervoor gegeven, of een samenvatting van de verklaringen uit de literatuur. Meer zicht op hoe er over dit fenomeen gedacht wordt kan echter meehelpen een beeld te krijgen van de verschillende factoren die hebben meegespeeld in de afname van de productiviteit (en de aanvoer) van de meeste demersale soorten.
- Op pag 97 komt de term 'adaptief visserijbeheer' om de hoek kijken zonder enige duidelijke introductie. Er wordt dan verder over indicatoren gesproken die gebruikt kunnen worden bij dit adaptief visserijbeheer. Het is een gemiste kans dat hier niet de link wordt gelegd met de indicatoren die door OSPAR worden ontwikkeld: Ecological Quality Objectives (Eco QO's), of de indicatoren die de implementatie van de ecosysteembenadering in het visserijbeheer zullen gaan ondersteunen (projecten Indeco en IMAGE, waar IMARES bij betrokken is).
- Bij de rapportage over de effecten van de visserij is gekozen om te rapporteren over de effecten van de visserij op de visgemeenschap. De vraagstelling rept over visserijtechnieken. Het is jammer dat dit aspect van de visserij vrijwel onbesproken blijft. Juist hierover zijn veel studies beschikbaar, en een overzicht van de 'state of the art' van kennis (en ontbrekende kennis) op dit gebied is zeer welkom, zeker gezien de discussies over transitie van de sector, en de ambitie om de ecosysteembenadering in het GVB te introduceren.

De conclusies die worden getrokken in deze rapportage moeten naar onze mening ook in het licht gezien worden van de visserijbiologische insteek die gekozen is:

In par 13.2 wordt gesuggereerd dat het visserijbeheer op orde is (weliswaar pas 20 jaar). Het is niet duidelijk waaruit kan opgemaakt worden dat het visserijbeheer op orde is. Het feit dat de TACs redelijk consequent zijn gevolgd? (Dit geldt overigens misschien voor sommige Noordzee-soorten en dan ook alleen als het niet veel consequenties had voor de visserij; voor Europa als geheel kan dit zeker niet gesteld worden). Alle relevante publicaties waar het visserijbeheer van de EU geevalueerd wordt, spreken van een falen van het beheer (Sissenwine en Symes, 2007; RCEP, 2004; Europese Rekenkamer, 2007).

De politieke beslissing om TACs niet zo direct te volgen als de onderzoekers adviseren wordt een 'zachte landing' genoemd. Feit is dat er afspraken zijn gemaakt over het te volgen beheer, en dat die afspraken niet worden opgevolgd. Je zou je wel de vraag kunnen stellen of bestanden er beter voor stonden als biologische wel opgevolgd zouden zijn. Zijn het de verwaterde adviezen, of de onderschattingen van de visserijsterfte die meer invloed hebben gehad (m.a.w. hoe verhouden deze zich tot elkaar?).

De conclusie over het systeem is dat het uitgangspunt van het beheer, namelijk *risico mijden*, fout is omdat het intrinsiek tot falen gedoemd is:

- we kunnen niet omgaan met de onvermijdelijke onzekerheidsmarges in bestandsanalyses;
- het feit dat de beheerders trager reageren op veranderingen in het ecosysteem dan de onderzoekers adviseren: dit heeft onvermijdelijk een continu te hoge visserijdruk tot gevolg omdat de druk te laat wordt aangepast aan de verminderde hoeveelheid vis;
- Het systeem vergt een precisie van gegevens die niet opgebracht kan worden. (Internationale) aanvoerdatta zijn onbetrouwbaar, geven geen info over de vangst, discard-data zijn te beperkt en onbetrouwbaar.

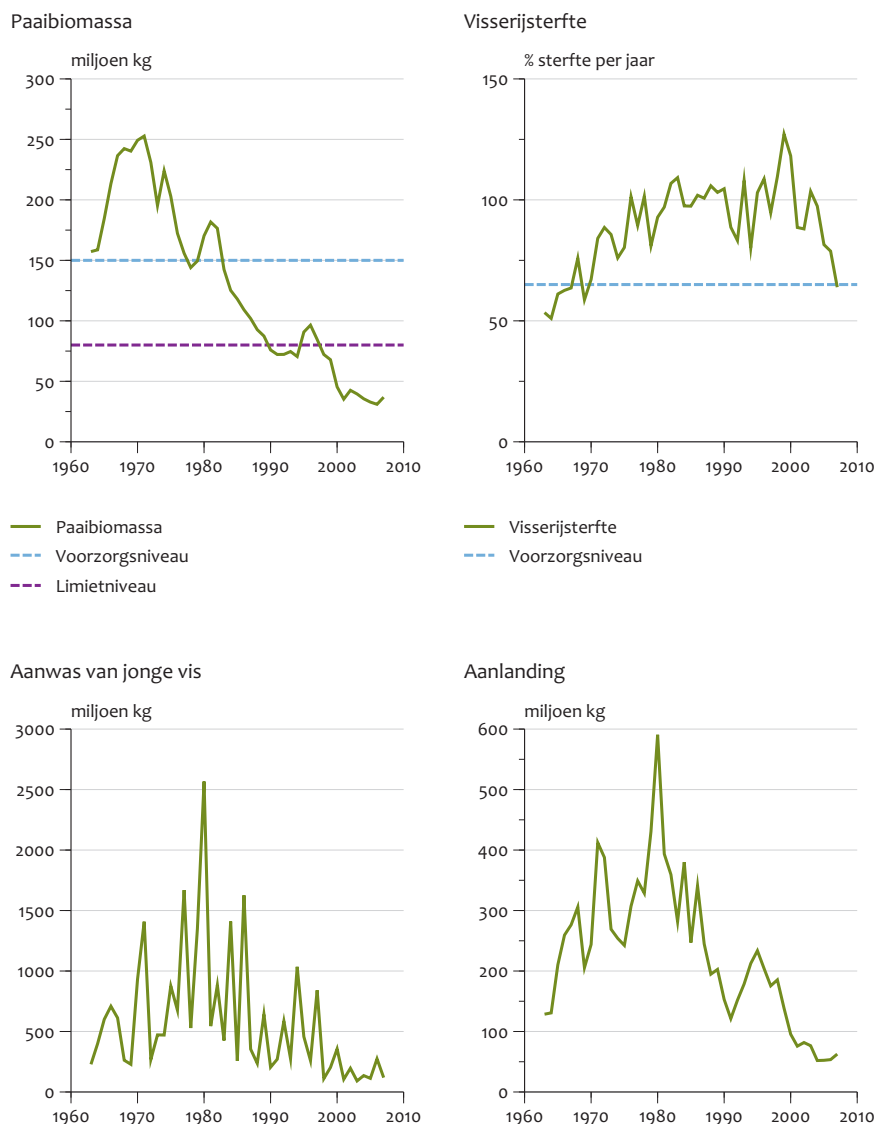
De overcapaciteit van de vloot, de falende controle en handhaving, en de afhankelijkheid van de visserijraad voor besluitvorming, om maar eens wat te noemen, dragen hier nog eens aan bij, zoals de Europese Rekenkamer (2007) en Sissenwine en Symes (2007) ook concluderen.

Het geconstateerde manco van het povere informatiebeheer is vooral gerelateerd aan het huidige uitgangspunt van het beheer, wat de noodzaak van uitgebreid informatiebeheer met zich meebrengt. Het zou interessant zijn om te analyseren of de richting die de EU recent heeft gekozen, nl streven naar beheer op MSY niveau, haalbaar is gezien de overige problemen met het GVB zoals het nu bestaat.

Concluderend: De informatie die deze rapportage naar voren brengt is zeker interessant vanuit het oogpunt van de biologie van het visstandbeheer, maar geeft geen volledig beeld van het functioneren van het visserijbeheer en de effecten daarvan op het ecosysteem, zoals de opdrachtgever mogelijk had willen zien. Dit rapport moet dus bezien worden naast de recente overige evaluaties van het Europese visserijbeheer. (einde tekst Stichting De Noordzee)

Reactie PBL

De vraag die door het PBL aan IMARES was gesteld, hield in een evaluatie van het visserijbeleid. Zoals terecht gesteld wordt in het commentaar van Stichting De Noordzee (zie hierboven) is er een visserij-biologische (beheer-)insteek voor het onderzoek gekozen, ondanks de specifieke beleidsgerichte vragen in het projectplan (bijvoorbeeld over de neveneffecten van het gebruik van de individueel overdraagbare quota, de zogenaamde ITQ's, waar ook het commentaar van Stichting De Noordzee naar refereert). Aan de andere kant heeft dit ook voorkomen dat er teveel dubbeling is opgetreden met de studie van de Algemene Rekenkamer naar



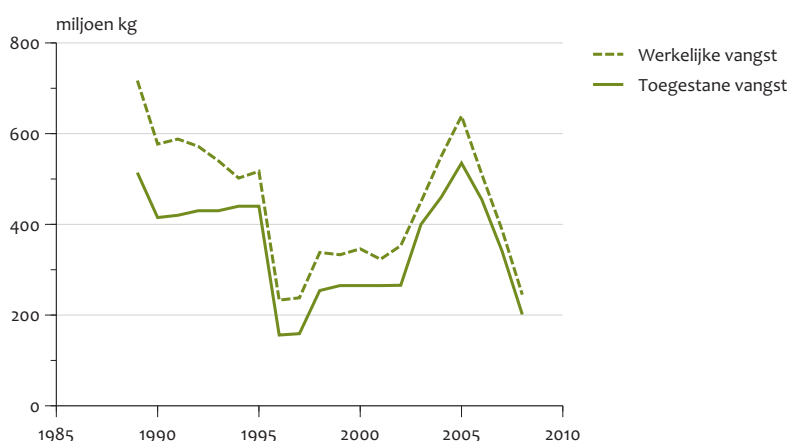
Data: ICES-WGNSSK, 2008.

het visserijbeleid (Algemene Rekenkamer, 2008). Toch zijn hierdoor nog niet alle vragen beantwoord. Hieronder worden nog enkele aspecten uit bovenstaande studies nader belicht.

De omvang van de populatie van een soort vis in bijvoorbeeld de Noordzee wordt uitgedrukt in de grootte van het paai-bestand: de hoeveelheid vis (meestal uitgedrukt in ton: 10^3 kg) die geacht wordt te kunnen paaien, dus mee kan doen aan de voortplanting. De vis moet hiervoor een vooraf bepaalde lengte hebben; bij kabeljauw is dit 70 cm. Behalve met voortplanting heeft een populatie ook te maken met sterfte. Dit kan zijn natuurlijke sterfte (opgegeten worden door een grotere vis) maar ook sterfte door de visserij. Dit laatste wordt uitgedrukt in een mortaliteitsfactor die aangeeft welk deel van de populatie per jaar sterft als gevolg van de visserij.

Als voorbeeld is hier de figuur uit het rapport van Van Densen en Van Overzee voor kabeljauw in de internationale Noordzee weergegeven (Figuur 5.9). Hierin valt af te lezen dat de paaibiomassa van kabeljauw vanaf het jaar 1970 gedaald is (Figuur 5.9, linksboven). Vanaf 1983 bevond de paaistand zich onder het voorzorgsniveau van 150.000 ton en vanaf 1998 zelfs onder het limietniveau (waarbij de voortplanting van de soort in gevaar kan komen). De korte perioden met een stijging hangen samen met een relatief gunstige aanwas van de populatie met jonge dieren als gevolg van een gunstige voortplanting in de direct daaraan voorafgaande jaren (Figuur 5.9, linksonder). De gerapporteerde hoeveelheid kabeljauw die aan land gebracht wordt ('aangeland wordt') bereikt in 1980 een maximum van 600.000 ton, daarna is deze gestaag afgenomen (Figuur 5.9, rechtsonder). Het effect op de populatie van het wegvissen wordt duidelijk als naar

Internationale Noordzee en Kanaal



Bron: ICES-HAWG, 2007, 2008, 2009.

de factor voor de visserijsterfte gekeken wordt (Figuur 5.9, rechtsboven): sinds 1976 schommelt deze rond de 1 jaar⁻¹. Dit betekent dat per jaar van specifieke jaarklassen (in dit geval de klasse 2-6 jarige dieren) nagenoeg het gehele bestand wordt opgevisst. Dat het in sommige jaren zelfs meer dan 1 jaar⁻¹ is, hangt samen met de berekeningsmethode die dit toelaat. Feit is dat ver na het teruglopen van het paaibestand de visserij op kabeljauw zich heeft voortgezet en wel zodanig dat de visserijsterfte rond de 1 per jaar bleef. In 2001 werd een totale stop op de vangst van kabeljauw geadviseerd. Pas in 2004 is er in Europees verband besloten tot een Kabeljauw-herstelplan waarbij strengere maatregelen werden genomen. Deze maatregelen zijn nog eens aangescherpt in 2008. Een totale stop op de vangst van kabeljauw is er niet gekomen, mede doordat de bijvangst van kabeljauw nog steeds plaatsvindt en de aanlanding ervan is toegestaan.

In het geval van de kabeljauw heeft het Europees Gemeenschappelijk Visserijbeleid dus niet kunnen voorkomen dat deze soort vergaand is overbevist waarbij zelfs de voortplanting in gevaar is gekomen. Andere factoren zullen hier ook een rol bij spelen, zoals de voedselvoorziening van jonge kabeljauw welke sterk gerelateerd is aan de hoeveelheid zoöplankton en daarmee ook afhankelijk is van klimaat-schommelingen (Beaugrand et al., 2003, 2005). De populatie als geheel bestond onder de hoge visserijdruk voor een onnatuurlijk groot deel uit jonge vis, waardoor de gevoeligheid voor factoren die met name betrekking hebben op de voortplanting een groter effect hebben op de populatie (ICES-WGNSSK, 2008). Dit laatste heeft ook tot gevolg dat bij soorten als zandspiering en kever (soorten die ook grote fluctuaties in de paai-biomassa vertonen onder een hoge visserijdruk) geconcludeerd wordt dat de invloed van de natuur op de paai-biomassa groter is dan die van de mens (ICES, 2007). Voor zover de paarijpe dieren hier onder natuur

verstaan worden klopt deze uitspraak, voor het overige is het een grote onderschatting van het effect van de visserij. Net als vele andere soorten en ecosystemen reageren vispopulaties niet lineair op de mate van stress. Bij een hoge mate van stress op de populatie, veroorzaakt door de visserij, kan een andere stressfactor (die onder andere omstandigheden wellicht onbebuidend zou zijn) de spreekwoordelijke druppel zijn die de emmer doet overlopen waardoor in dit geval de populatie instort.

Bij een soort als haring heeft ook meegespeeld dat de aanlandingen de toegestane hoeveelheden (de Total Allowable Catch, oftewel TAC) nagenoeg altijd overschreden hebben; in de internationale Noordzee gemiddeld vanaf 1990 met 25% (Figuur 5.10), in het zuidelijke deel van de Noordzee gemiddeld met 50% (ICES-HAWG, 2007, 2008, 2009). Gemiddeld over meer dan 120 visbestanden in de Europese wateren is de overschrijding van de toegestane vangsten (TAC) ten opzichte van het ICES-advies de laatste tien jaar in de orde van grootte van 50% (Figuur 5.11).

Er zijn een aantal complicerende factoren bij het systeem van bestandsschattingen en het vaststellen van de TAC:

- De leeftijdsopbouw van de meeste visbestanden is zodanig dat het grootste deel uit jonge vis bestaat die (nog maar net) bevist mag worden. Het schatten van de grootte van een bestand houdt dan vooral in het voorspellen van de aanwas van jonge vis in de jongste jaarklasse. Dit is lastig omdat deze vis nog niet officieel is opgevisst (is aangeland) in voorgaande jaren, waardoor de aanlandingsstatistieken hiervoor niet gebruikt kunnen worden. Wel is jonge vis in de netten terecht gekomen bij de vis-onderzoeken (surveys) die jaarlijks plaatsvinden. Deze gegevens hebben echter een veel geringere ruimtelijke dekking. Met het voorspellen worden grote onzekerheden geïntroduceerd die achteraf weer bijgesteld moeten worden, maar dan



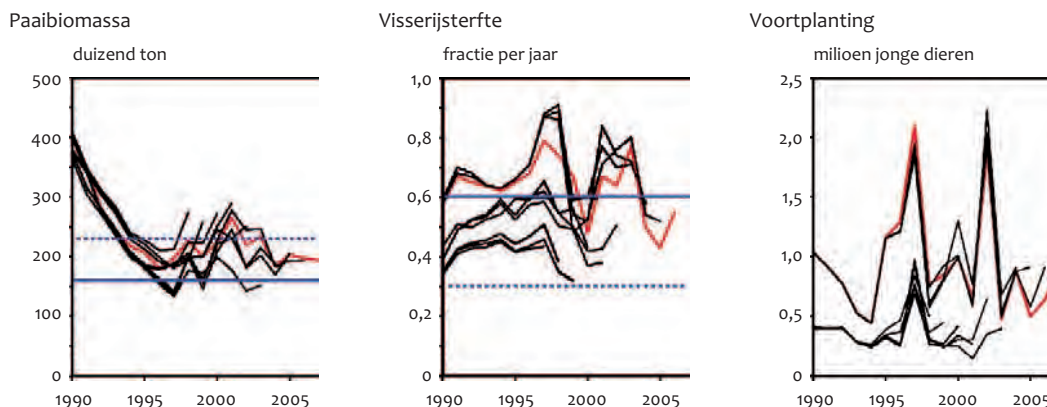
Data: Piet et al., 2010.

zijn de TAC's en quotas al toegewezen en is de vis (al of niet terecht) al opgevisst. Het volgende jaar wordt dit dan gecorrigeerd maar dan is er weer een nieuwe jaarklasse van min of meer paairijpe vis in aantocht die weer voorspeld moet worden om te kunnen worden opgevisst, etc. De correcties kunnen zeer aanzienlijk zijn (bijvoorbeeld bij Schol, Figuur 5.12). De lijnen in de grafiek geven de inzichten weer op het jaartal waarop de lijn eindigt. De rode lijn is de laatste schatting (2007). De laatste meetgegevens, van vlak vóór het moment waarop de adviezen gegeven moeten worden, zijn soms van doorslaggevende betekenis op de TAC's (Van Densen en Van Overzee, 2008).

- Met het huidige visserijbeleid lijkt het voorzorgsniveau voor de paaibiomass (B_{PA}) het hoogst haalbare hoewel het GVB zegt te streven naar het niveau van 'Maximum Sustainable Yield': een niveau dat duidelijk hoger ligt dan het voorzorgsniveau. In 2007 is het paaibestand van de kabeljauw voor het eerst sinds lange tijd toegenomen, maar het ligt nog steeds ver beneden het limietniveau (het niveau waarbeneden de voortplanting in gevaar komt; ICES-WGNSSK, 2008). Voor 2008 werd een verdere stijging verwacht (maar nog steeds ruim beneden het limietniveau; Figuur 2.25). Toch is de TAC voor kabeljauw in 2009 verhoogd (Minister van LNV, Verslag visserijraad 19-12-2008). Volgens de minister is dit omdat de bestanden groeiden. De meest recente rapporten van ICES laten echter nog geen stijging boven het voorzorgsniveau (of zelfs het limietniveau) zien; de beslissing door de visserijministers voor stijging van de TAC's lijken dan ook vooral op de verwachtingen voor 2010 gebaseerd te zijn. Over de kabeljauw rapporteert ICES (ICES-WGNSSK, 2008): 'Because the existing recovery plan is not considered to be in accordance with the precautionary approach, ICES continues to advise on exploitation boundaries in relation to precautionary limits'. Dit betekent dat ICES de maat-

regelen die genomen waren binnen het Kabeljauwherstelplan onvoldoende vindt; alleen al de discards van kabeljauw overstijgen de toelaatbare sterfte. Volgens ICES zou in het geheel niet op kabeljauw gevisst moeten worden. Tong is in 2007 onder het limietniveau (beneden welke de voortplanting in gevaar kan komen) gezakt, maar ook daarvan is de TAC in 2009 verhoogd. Schol zit de laatste jaren boven het voorzorgsniveau (Figuur 2.27); de stijging in de TAC in 2009 komt overeen met het ICES-advies (ICES-WGNSSK, 2008).

- Vissen die net paairijp zijn geworden, mogen al bevestigd worden. De paairijpe leeftijd is slechts een gemiddelde. Daar komt bij dat vissen voor de statistieken per 1 januari paairijp worden, terwijl hun werkelijke leeftijd op dat moment een half jaar onder de gemiddelde paairijpe leeftijd kan zitten. Hieruit volgt dat een groot tot zeer groot deel van de populatie zich nog niet heeft kunnen voortplanten voordat ze opgevisst wordt. Uit het oogpunt van ecologische duurzaamheid en stabiliteit van de vispopulaties is dit ongewenst.
- Het visserijbeleid is sterk op individuele soorten gericht. Een niet-gevangen schol is daarbij gemiste oogst, ook al heeft deze schol gediend als voedsel voor een kabeljauw. In termen van de visserijbiologie heet het dat de vis 'voortijdig dood gaat' (Van Densen en Van Overzee, 2008), de vis komt immers niet in de netten terecht. Vanuit het oogpunt van een gezond ecosysteem kan van een vis die in het net terechtkomt zonder dat deze heeft kunnen bijdragen aan de voortplanting van de soort (zoals in het huidige visserijbeleid bij veel soorten het geval is), ook gesproken worden van 'voortijdig' doodgaan.
- Discards zijn een inherent onderdeel van de huidige visserij-praktijk. Vooral bij de boomkorvisserij gaat het om een groot deel van de vangst: gemiddeld 75% van de totale vangst (vis en bodemdieren), oplopend tot 90%



Data: ICES.

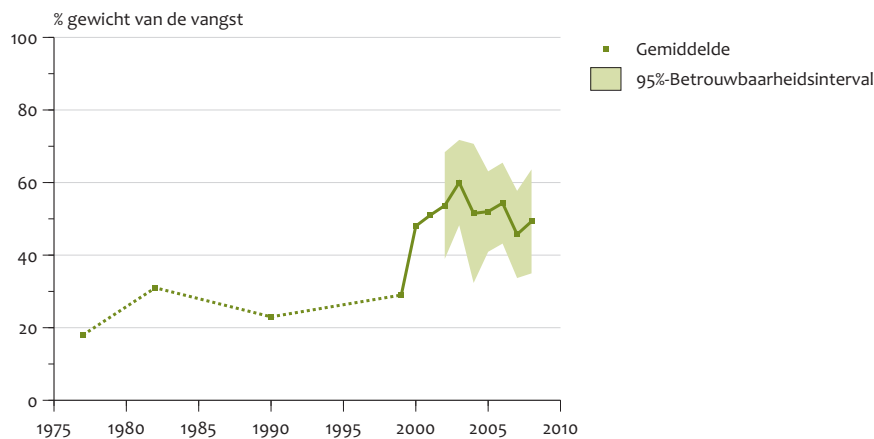
in de zuidelijke Noordzee in bepaalde maanden bij de visserij op tong (Aarts & Van Helmond, 2007; Catchpole et al., 2005; Van Helmond & Van Overzee, 2008). Jaarlijks wordt in Nederland een tiental vaarten bemonsterd op de hoeveelheid discard. Per vaart zijn de schattingen vrij betrouwbaar, maar voor de gehele Nederlandse vloot kan alleen een onzekere schatting gemaakt worden omdat minder dan 1% van de vaarten bemonsterd wordt. Bovendien zijn de bijvangsten per gebied en per seizoen verschillend. Gemiddeld werd bij de boomkorvisserij op open zee in de periode 2002-2007 van de vangst van schol 50% (in gewicht) weer overboord gegooid (Figuur 5.13). De grote betrouwbaarheidsintervallen (berekend op basis van de afzonderlijke vaarten die binnen een jaar bemonsterd worden) laten zien dat een beleidsvoornemen om de discards met 50% te verminderen, moeilijk met voldoende betrouwbaarheid vastgesteld kan worden. Hiervoor zal op grotere schaal gegevens verzameld moeten worden. De gemiddelde waarden laten niet zien dat er in sommige gevallen meer dan 90% van de vangst overboord gegooid wordt. Er is zowel een patroon in de ruimte als een patroon door het seizoen aanwezig in de discards. De hoogste percentage discards worden gemeten in de kustzone en in de maand september (Aarts en Van Helmond, 2007). Dit biedt aanknopingspunten om in elk geval de hoogste bijvangstpercentages te voorkomen.

- Doordat pas de laatste jaren meer inzicht verkregen is in de omvang van de bijvangsten, is gedurende vele jaren het paaibestand van diverse soorten overschat omdat onvoldoende rekening gehouden werd met de extra sterfte als gevolg van deze bijvangsten. Zie ook Figuur 5.12 voor schol. Vanaf 2003 is bij de assessments de bijvangsten aan schol meegerekend, waardoor duidelijk werd dat de visserijsterfte tot dan sterk onderschat was (Figuur 5.12, middelste grafiek). Hierdoor ontstond een ander beeld van de toestand van de schol in de Noordzee.
- Het systeem van advisering en vaststellen van de TAC's is sterk gericht op het maximaliseren van de oogst. Vissen hebben een groeicurve, waarbij de groeisnelheid hoog

is op jonge leeftijd en afvakt naarmate de dieren ouder worden. Zolang de groeicurve ze oploopt is het goed en 'wordt er geproduceerd'. Zodra de groeicurve van een vis op hogere leeftijd gaat afvlakken, dan wordt de vis minder 'productief' en neemt deze relatief gezien alleen maar voedsel weg voor vissen die nog wel 'in de groei zitten'. Uit het oogpunt van de visproductie kunnen deze grote exemplaren het beste weggevangen worden (grotere vissen brengen ook meer op dan kleinere vissen). Hierbij wordt echter geen rekening gehouden met het feit dat juist deze grotere exemplaren van een soort een relatief groot aandeel hebben in de voortplanting en derhalve essentieel zijn voor het behoud en de stabiliteit van de populatie.

Het Gemeenschappelijk Visserijbeleid is tot nu toe sterk gericht geweest op regulering via aanlandingen. Er is echter een structureel verschil tussen de vangst op zee en het aan land brengen van de commerciële vis. Hierdoor, en door de beperkte controle op de strikte naleving van het beleid, zijn er mogelijkheden om de geëigende werking van het systeem te omzeilen of aan te passen. Het discarden van vis wordt er mee in de hand gewerkt. Een voorbeeld: als een visser zijn quotum voor schol al heeft opgevist, maar hij vist door om zijn quotum voor tong vol te krijgen, krijgt hij uiteraard naast de beoogde tong ook schol in zijn net. Overboord gooien van de schol is de meest toegepaste 'oplossing'. Wel is het zo dat meer dan 90% van de vis die overboord gezet wordt, al dood is of snel dood gaat (Van Overzee en Quirijns, 2007). Een tweede situatie waarbij discarding optreedt is als tijdens een visreis de vis die op een later tijdstip gevangen wordt groter is (en daardoor op de veiling meer kan opbrengen). De vangst wordt dan 'geupgrade' door de kleinere vis overboord te gooien en de grotere vissen aan te land. Een laatste 'oplossing' voor het probleem van een vol quotum is het overladen van de vis op een ander schip dat het quotum voor de betreffende soort nog niet heeft volgevisst. Technische regels als 'je mag daar vissen met een kleinere maaswijdte als de hoeveelheid aangelande kabeljauw niet meer dan 30% van

Nederlandse boomkorvisserij met schepen > 300 pk



Data: IMARES. Bewerking: PBL.

de vangst is', vermeerderen de kans op discards omdat niet vooraf te bepalen is hoe groot de bijvangst van kabeljauw zal zijn. De hierboven beschreven 'oplossingen' dragen niet bij aan de helderheid over het tijdstip en de plaats waar welke vis gevangen wordt. Verder bemoeilijkt het huidige visserijbeleid het sluiten van gebieden voor bepaalde soorten van visserij of voor de visserij op bepaalde soorten.

Anders dan bij economische activiteiten op het land, is niet precies bekend waar op zee er wat opgevisst wordt. De statistieken hebben betrekking op wat er aangeland wordt, niet op wat er gevangen wordt. ICES verzamelt gegevens van de aanlandingen per jaar en in welk ICES-kwadrant (50x50 km) dit opgevisst is. Gedetailleerde gegevens over de visserij, op een kleinere ruimteschaal, worden beperkt ter beschikking gesteld, vaak onder voorwaarden. Dit bemoeilijkt analyses naar bijvoorbeeld het effect van de bodemvisserij op het bodemleven. Verder is de gegevensvoorziening sterk gericht op de internationaal wettelijke verplichtingen voor wat betreft de commerciële vis en het vaststellen van de TAC's, en is er weinig aandacht en meetinspanning voor niet-commerciële vissoorten (zoals bijvoorbeeld natuurdoelsoorten) en ander zee-leven dat effecten ondervindt van de visserij (zie ook Van Leeuwen et al., 2008). Zelfs over het instellen van de scholbox (als visbeschermende maatregel) 'konden geen eenduidige conclusies getrokken worden omdat daarvoor in de loop van de tijd onvoldoende data zijn verzameld' (www.europa-nu.nl). Van Densen en Van Overzee (2008) stellen dat de overheid, als beheerder van de Noordzee en de daarin aanwezige visbestanden, te weinig doet aan het verzamelen en openbaar maken van gegevens betreffende de visserij. Alleen wanneer er openheid is over wat de visserij is en doet, kan er een maatschappelijke discussie plaatsvinden over wat wel en wat niet kan of moet gebeuren. Is er geen openheid dan worden er slechts stellingen betrokken wat leidt tot polarisatie in de samenleving. De Algemene Rekenkamer

(2008) geeft in haar studie naar de duurzaamheid van de Nederlandse visserij aan dat de gesloten visserijsector, neigt naar het overtreden van de gestelde regels. Alleen een veel actievere betrokkenheid en regie van de overheid kan ervoor zorgen dat ook de visserijsector ecologische duurzaamheid en economische doelen voor de langere termijn als centraal thema van hun handelen gaat toepassen.

Sissenwine en Symes (2007) hebben in opdracht van de Europese Commissie het Gemeenschappelijk Visserijbeleid geëvalueerd. Zij stellen dat dit op veel aspecten gefaald heeft. Vispopulaties worden onvoldoende beschermd, er wordt te veel per soort gekeken en niet naar het gehele ecosysteem, er is onvoldoende aandacht geweest voor de doelstelling van duurzaam beheer en inpassing in het ecosysteem (beide zijn expliciet geformuleerde doelen van het GVB) en er is onvoldoende participatie van buiten de visserijsector.

In de aanloop naar de verdere herziening van het Europees Gemeenschappelijk Visserijbeleid in de komende jaren, heeft de EU-commissarissen Borg in 2008 een voorstel gelanceerd om het overboord gooien van vangsten te verbieden (het zogenaamde zero-discard policy). Hierbij moet, in tegenstelling tot de huidige situatie, wel de gehele vangst aan land gebracht worden. Voor de Nederlandse boomkorvissers zou dit een grote verandering in de bedrijfsvoering betekenen. Binnen de Noorse visserij is een dergelijke regeling echter al geruime tijd operationeel. Binnen een duurzame visserij neemt selectieve visserij met zo min mogelijk bij-effecten een belangrijke plaats in. Enig effect op het ecosysteem zal er door visserij altijd zijn: het is immers de bedoeling om biomassa uit het systeem weg te nemen. Het gaat er bij ecologisch duurzame visserij om dit met mate te doen waarbij zowel de soorten waarop gevisst wordt als de overige planten en dieren zo min mogelijk schade ondervinden. Welk niveau

van ecologische effecten acceptabel is, moet onderwerp van maatschappelijke discussie zijn.

Positieve aspecten van een zero-discard beleid zijn:

- commerciële vissoorten zijn meer waard dan bijvangst, maar beide nemen ruimte in aan boord van een visser-schip. Bovendien kan het uitzoeken van bijvangst tijd kosten. Een visser zal daarom uit zichzelf proberen om de bijvangst te minimaliseren;
- met een quotum voor zowel de bijvangst van commerciële soorten als voor de overige organismen beperkt een visser zichzelf als hij teveel bijvangst heeft;
- het willen beperken van bijvangst kan een gezamenlijke inspanning worden waarbij vissers elkaar informeren over plaatsen waar op dat moment relatief veel bijvangst optreedt. Moderne detectie- en communicatiemiddelen, die tegenwoordig toch al op de meeste vissersschepen aanwezig zijn, kunnen hierbij worden ingezet;
- er wordt niets verspilld: discards bestaan voor nagenoeg 100% uit dieren die al dood zijn of snel na het overboord gooien dood gaan. Het zijn echter wel dieren die in principe door andere dieren gegeten kunnen worden. Na verwerking kan het dus bruikbaar zijn in de aquacultuur. Zogenaamd functioneel hergebruik van 'afval'.

In het kader van de herziening van het Europees Gemeenschappelijk Visserijbeleid zal een zero-discard beleid nader bekeken worden.

5.10 Juridische bescherming van biodiversiteit in de Noordzee – NILOS, Universiteit van Utrecht

Rapport

Dotinga, H. en Trouwborst, A., 2008. Juridische bescherming van biodiversiteit in de Noordzee. Internationaal, Europees en Nederlands recht. Netherlands Institute for the Law of the Sea (NILOS), Faculteit rechtsgeleerdheid van de Universiteit Utrecht, Utrecht.

Conclusies uit het rapport

Het juridisch regime voor de bescherming van biodiversiteit in het Nederlandse deel van de Noordzee is samengesteld uit internationale, Europese en nationale instrumenten. Dit regime wordt gekenmerkt door een hoge mate van complexiteit en een gebrekkige afstemming van de verschillende instrumenten, zowel tussen als binnen de genoemde drie niveaus van regulering.

Verbetering van deze afstemming is dringend gewenst en is ook vereist om uitvoering te geven aan de ecosysteembenadering die zowel op internationaal, Europees als nationaal niveau wordt nagestreefd.

Een belangrijk knelpunt is de gebrekkige koppeling tussen de sectorale regelgeving en de natuurbeschermingsinstrumenten. Dit geldt in het bijzonder voor de Vogel- en Habitatrichtlijn en het gemeenschappelijk visserijbeleid (GVB) op Europees niveau en de Natuurbeschermingswet/Flora- en faunawet en de visserijwetgeving op nationaal niveau.

Op belangrijke onderdelen lijkt het Nederlandse beleid voor de bescherming van biodiversiteit in de Noordzee erop gericht te zijn om uitsluitend te voldoen aan de minimum-eisen die de Vogel- en Habitatrichtlijn stellen. Als gevolg van deze minimalistische benadering voldoet Nederland niet aan al zijn internationale verplichtingen met betrekking tot de bescherming van mariene biodiversiteit. Bovendien wordt aan de betreffende minimeisen uit de Vogel- en Habitatrichtlijn zelf evenmin voldaan.

Drie van de belangrijkste juridische knelpunten in het zojuist geschetste verband zijn als volgt samen te vatten:

- De selectie van gebieden in het Nederlandse deel van de Noordzee is momenteel uitsluitend gebaseerd op de Vogel- en Habitatrichtlijn. Het is de vraag of hiermee wordt voldaan aan de kernverplichting tot identificatie en selectie van gebieden met bijzondere natuurwaarden, zoals die voortvloeit uit toepasselijke internationale natuurbeschermingsverdragen.
- De bescherming door Nederland van reeds aangewezen gebieden en van mariene soorten voldoet niet aan de eisen die voortvloeien uit de Vogel- en Habitatrichtlijn.
- In de Nederlandse Exclusieve Economische Zone (EEZ) is de nationale natuurbeschermingswetgeving niet of nauwelijks van toepassing, hetgeen het onmogelijk maakt om aan alle internationale en Europese verplichtingen te voldoen.

Al met al vertoont de juridische bescherming van biodiversiteit in het Nederlandse deel van de Noordzee op dit moment belangrijke gebreken. Veel van deze gebreken kunnen worden hersteld door:

1. de betere benutting van bestaande bevoegdheden en het bestaande nationale instrumentarium;
2. de wijziging van bepaalde onderdelen van het nationale instrumentarium; en/of
3. het op internationaal en Europees niveau actief nastreven van uniformiteit en een betere afstemming tussen natuurbeschermings- en visserijregels.

Cases

In het rapport worden 2 cases uitgewerkt. Voor het aspect gebiedsbescherming is gekeken naar de Voordelta en de natuurcompensatie die daar moet plaatsvinden vanwege de aanleg van de tweede Maasvlakte. Voor het aspect soortbescherming is gekeken naar de bescherming van de bruinvis.

Voordelta

Citaat uit het rapport:

‘...'

Zelfs wanneer er vanuit gegaan wordt dat alleen op lidstaat-niveau een gunstige staat van instandhouding bewerkstelligd moet worden, dan nog lijkt het achterwege laten van een herstelopgave voor habitattypen 1110B in de Voordelta moeilijk door de beugel te kunnen. Het is immers, met het oog op de sleutelrol van de Voordelta voor dit habitattypen, niet goed voorstelbaar dat zonder herstel in dit gebied op landelijk niveau een gunstige staat bereikt zou kunnen worden.

Hoe het ook zij, de Nederlandse overheid is van opvatting dat op grond van de uitgevoerde passende beoordeling voor bepaalde gebruiksvormen de zekerheid is verkregen dat zij, al dan niet uitgevoerd onder voorwaarden, de natuurlijke kenmerken van de Voordelta niet zullen aantasten. Deze activiteiten zijn in het beheerplan voor de Voordelta ingedeeld in de eerste twee van de eerder vermelde vier categorieën. Zij worden derhalve, al dan niet onder voorwaarden, toegestaan. Voor de boomkorvisserij ligt dit anders. Niettegenstaande de omstreken, weinig ambitieuze instandhoudingsdoelstellingen die als uitgangspunt voor de passende beoordeling hebben gediend, waren de opstellers van het beheerplan klaarblijkelijk van mening dat de beoordeling van de boomkorvisserij geen “volledige, precieze en definitieve constatering en conclusies” heeft opgeleverd die, verheven boven “elke redelijke wetenschappelijke twijfel”, aantonen dat de natuurlijke kenmerken van de Voordelta door deze visserij niet worden aangetast. Integendeel, op basis van de passende beoordeling is de boomkorvisserij in de Voordelta ingedeeld bij de activiteiten die de doelstellingen voor natuurbescherming kunnen schaden. Er is, blijkens het beheerplan, in de passende beoordeling niet aangetoond dat deze visserijvorm geen belemmering vormt voor de natuurbeschermingsdoelstellingen voor het gebied. Dit is goed voorstelbaar, nu hetzelfde beheerplan er vanuit gaat dat door de enkele decontinuering van de zware boomkorvisserij in het geplande bodembeschermingsgebied voor habitattypen 110B een kwaliteitsverbetering van 10-21 % te verwachten valt, terwijl de boomkorvisserij in andere delen van het Natura 2000-gebied op nog grotere schaal plaatsvindt. Volgens de regels van de Habitatrichtlijn geldt bij deze stand van zaken scenario (B): de boomkorvisserij, althans in de vorm en intensiteit zoals beoordeeld, mag in Natura 2000-gebied Voordelta niet worden toegestaan.

Gelet op de tekst van artikel 19d Natuurbeschermingswet maakt de verhandeling hierboven duidelijk dat de boomkorvisserij in de Voordelta naar Nederlands recht vergunningplichtig is in de zin van deze bepaling. Dit wekt geen verbazing, wanneer in herinnering geroepen wordt dat artikel 19d Natuurbeschermingswet de implementatie vormt van zowel artikel 6(2) als 6(3) van de Habitatrichtlijn. Daar de boomkorvisserij in de Voordelta op dit moment zonder Natuurbeschermingswetvergunning opereert, is sprake van een illegale situatie. Het beheerplan concludeert terecht dat, wil boomkorvisserij in de Voordelta in de toekomst mogelijk zijn, eerst de vergunningprocedure van de Natuurbeschermingswet (en daarmee van artikel 6(3) Habitatrichtlijn) doorlopen dient te worden. De genoemde mogelijkheid zal zich alleen voordoen indien en wanneer een nieuwe, toekomstige passende beoordeling wél de zekerheid verschaft dat de boomkorvisserij de natuurlijke kenmerken van de Voordelta niet zal aantasten. Tot dat moment verdraagt de boomkorvisserij in de Voordelta zich slecht met het natuurbeschermingsrecht.

De nu in voorbereiding zijnde wetswijziging van de Natuurbeschermingswet zal hierin overigens geen verandering

brengen. Indien deze wijziging in werking treedt, zal ‘bestaand gebruik’ in Natura 2000-gebieden worden uitgezonderd van de vergunningplicht tot aan het definitief worden van het betreffende beheerplan – waarin de bestaande activiteiten gereguleerd kunnen worden als alternatief voor het vergunningentraject. Het beheerplan voor de Voordelta is echter reeds vastgesteld, en hierin is juist vastgesteld dat voor boomkorvisserij het vergunningenregime van de Natuurbeschermingswet blijft gelden.

De uitkomsten van de zojuist voltrokken analyse werpen overigens ook vragen op in verband met de compensatiemaatregelen in het kader van de Tweede Maasvlakte, die zwaar leunen op de gunstige effecten van uitsluiting van de boomkorvisserij in het voorziene bodembeschermingsgebied binnen het Natura 2000-gebied Voordelta. Immers, maatregelen die “vereist zijn voor de ‘normale’ tenuitvoerlegging van de Habitatrichtlijn en de Vogelrichtlijn gelden niet als compensatie voor een tot schade leidend project.”

De conclusie lijkt gerechtvaardigd dat het huidige toestaan van de boomkorvisserij in Natura 2000-gebied Voordelta op gespannen voet staat met de verplichtingen die voor Nederland voortvloeien uit de artikelen 6(2) en 6(3) van de Europese Habitatrichtlijn. Daarnaast is duidelijk dat naar Nederlands recht voor de boomkorvisserij in de Voordelta een vergunning vereist is onder artikel 19d van de Natuurbeschermingswet 1998, terwijl deze visserij nu plaatsvindt zonder een dergelijke vergunning. Het gedogen van deze situatie verdraagt zich slecht met de genoemde verplichtingen onder Europees recht.

...’

Bruinvis

Citaat uit het rapport:

‘...’

Voor de relatie tussen bruinvisbijvangst en de passieve soortenbescherming zoals geregeld in de Flora- en faunawet, is vooral artikel 9 van die wet van belang. Vanwege de redactie van deze bepaling moet geconcludeerd worden dat elke bruinvis – en hetzelfde geldt voor elke zeevogel, zeehond, walvisachtige, en beschermde inheemse zeevis – die terecht komt in een vissersnet een strafbaar feit oplevert. Dat zijn jaarlijks zeer veel strafbare feiten. De regering heeft steeds gesteld dat hier een mouw aan te passen is via het opportuniteitsbeginsel.

Dat wil zeggen dat het openbaar ministerie slechts werk maakt van de meest ernstige vergrijpen en de ‘dagelijkse overtredingen’ niet bestraft. Zoals al meermaals is betoogd, kleven er bezwaren van rechtsstatelijke aard aan deze benadering. Hoe dan ook lijkt de beschikbare bewegingsruimte aan twee kanten afgebakend: enerzijds moet het absurde vermeden worden, maar anderzijds moet wel voldaan worden aan de eisen die in het internationaal en Europees soortenbeschermingsrecht gesteld zijn.

De vermelde problematiek houdt onder meer, maar slechts ten dele, verband met het feit dat de Flora- en faunawet het vangen of doden van beschermde dieren als zodanig verbiedt en hiermee verder gaat dan de Vogel- en Habitat-

richtlijn, die alleen het opzettelijk doden van beschermde dieren verbieden. De ruimte tussen de wet en de richtlijnen op dit vlak is reëel maar, zoals hierboven geconstateerd, niet zo groot als hij wellicht lijkt. Het verschil met betrekking tot bijvangst van bruinvissen kan verhelderd worden door twee visserijmethodes als voorbeeld te nemen: staand want en boomkor. In tegenstelling tot de gereede kans op bijvangst van bruinvissen in de visserij met staand want, komt in de boomkorvisserij bruinvisbijvangst niet tot nauwelijks voor. Voor het gebruik van staand want geldt bij deze stand van zaken dat in elk geval artikel 9 Flora- en faunawet (geen opzetvereiste) van toepassing is en hoogstwaarschijnlijk ook artikel 12(1) Habitatrichtlijn (voorwaardelijke opzet). Voor de boomkorvisserij daarentegen is in het zeldzame geval dat er een bruinvis in het net belandt hoogstwaarschijnlijk alleen artikel 9 Flora- en faunawet van toepassing, en artikel 12(1) Habitatrichtlijn niet. Er lijkt hier immers eerder sprake van een onvoorzienbaar gevolg van het vissen dan van het willens en wetens aanvaarden van bruinvisbijvangst. Dit concrete voorbeeld illustreert dat het, zoals wel vaker wordt gesuggereerd, wellicht aanbeveling verdient om de verbodsbepalingen van de Flora- en faunawet op het punt van het opzetvereiste in overeenstemming te brengen met de Europese richtlijnen.

Wat de actieve soortenbescherming betreft moet worden vastgesteld dat de Nederlandse overheid geen soortenbeschermingsplan heeft opgesteld en uitgevoerd voor de bruinvis of voor walvisachtigen in het algemeen. Wel vallen alle walvisachtigen onder de aangekondigde nieuwe landelijke aanpak, de 'leefgebiedenbenadering'.

Al met al is het allerminst vanzelfsprekend dat Nederland momenteel met betrekking tot de bruinvis voldoet aan de eisen die het in de Habitatrichtlijn voorgeschreven "systeem van strikte bescherming" stelt. Die verlangen immers onder meer het "tenuitvoerleggen van concrete en specifieke beschermingsmaatregelen" en het nemen van "coherente en gecoördineerde preventieve maatregelen." Ook is het de vraag of de huidige monitoring van de bruinvis in Nederlandse wateren garandeert dat "systematisch en permanent toezicht" wordt uitgeoefend op de staat van instandhouding van deze soort. Er is daarentegen geen reden om aan te nemen dat Nederland niet voldoet aan de vereisten onder Verordening 812/2004.

Het voorbeeld van de bruinvis illustreert de al eerder gesignaleerde gebrekkige afstemming tussen het Europese natuurbeschermingsrecht en het GVB. Als men de uitleg van het HvJEG [Europese Hof van Justitie] ten aanzien van voorwaardelijke opzet ernstig neemt – en waarom zou men dat niet doen? – en toepast op bijvangst in de visserij, dan zou de gevolgtrekking moeten zijn dat artikel 12(1) Habitatrichtlijn alle gebruik van risicovol staand want, althans het gebruik van dit vistuig zonder 'pinger', in de Noordzee verbiedt. Verordening 812/2004, die pretendeert uitvoering te geven aan de Habitatrichtlijn waar het de bijvangst van walvisachtigen betreft, verbiedt zulke visserij echter alleen voor schepen langer dan

12 meter. Vertaald naar de Nederlandse situatie betekent dit dat het mogelijk is dat de complete staandwantvloot in overeenstemming met de eisen uit Verordening 812/2004 opereert en dat tegelijkertijd 57 van de 70 schepen het uit artikel 12(1) van de Habitatrichtlijn voortvloeiende verbod schenden. Die 57 schepen hoeven namelijk vanwege hun geringe lengte geen pingers te gebruiken onder Verordening 812/2004. ...'

Reactie PBL

De Voordelta was ook onderwerp van studie in de PBL-achtergrondstudie Natuurcompensatie in de Voordelta bij de aanleg van de Tweede Maasvlakte (Van Leeuwen, 2008). Hierin wordt inzichtelijk gemaakt welke randvoorwaarden de Europese Vogel- en Habitatrichtlijn stellen bij de planning en uitvoering van grote werken in een beschermd natuurgebied en hoe hier door Nederland invulling aan gegeven wordt. Beperking van de bijvangst van bruinvissen is ook een van de OSPAR-doelstellingen. Zie hiervoor Paragraaf 3.4 in dit rapport.

5.11 Beschrijving Waddenzee – DELTARES

Bijdrage van Maarten Kuijper, DELTARES.

Inleiding

Het ecosysteem van de Waddenzee wordt gekenmerkt door een zeer grote variabiliteit in zoutgehalte, licht, zuurstof en temperatuur. Deze factoren wisselen er sterk, zowel met de seizoenen als met de kortere tijdschalen van dag-nacht en eb-vloed. Daarnaast staan de in dit gebied levende organismen bloot aan sterke waterbewegingen veroorzaakt door getijstromen en golven. Sedimentatie en erosie kunnen er relatief ongehinderd plaatsvinden en dit heeft geleid tot een complex en dynamisch netwerk van kanalen, platen, eilanden en kwelders die de grillige habitat vormen waar maar betrekkelijk weinig soorten goed aan aangepast zijn. Deze geringe soortenrijkdom gaat echter gepaard met relatief grote aantallen individuen die het gebied zo toch tot een rijk gebied maken. Deze rijkdom wordt mogelijk gemaakt door een groot voedselaanbod van plantaardig materiaal, ten dele in de Waddenzee zelf geproduceerd en voor een groter deel aangevoerd vanuit de Noordzee, het IJsselmeer en de randgebieden.

Het Waddengebied is een natuurgebied van wereldformaat maar daarnaast ook een gebied waar per jaar meer dan 15 miljoen mensen leven, recreëren en werken. Huidige demografische ontwikkelingen in en om het Waddenzeegebied hebben daarom een grote invloed op de ontwikkeling van deze regio. Enerzijds legt een groeiend aantal mensen een grotere druk op het gebruik van de grond en de natuurlijke bronnen. Anderzijds is de bevolkingsgroei afhankelijk van een duurzame economische ontwikkeling van het gebied.

Gebiedsbescherming en ontwikkeling zouden dan ook hand in hand moeten gaan. Dit streven, inclusief de mogelijke

uitvoering ervan, is een grote uitdaging die continu onderhevig lijkt aan allerlei zich veranderende omstandigheden. Zo heeft bijvoorbeeld de waddennatuur nog steeds een grote aantrekkingskracht maar lijken de kenmerkende natuurwaarden en kwaliteit af te nemen over de laatste jaren. Hieronder word een korte toestandsschets gegeven van de hoofdprocessen die sturend zijn voor de ontwikkeling van het Waddengebied op grote schaal en lange termijn.

Hydromorfologie

Het Waddengebied is door de werking van het getij, de wind en golfbewegingen een dynamisch landschap waar processen van erosie en sedimentatie een belangrijke rol spelen voor bijvoorbeeld de bodemdynamiek van droogvallende platen en kwelders, zand- en slibtransport maar ook de uitslijping en dichtslibbing van het geulensysteem. Er is intensieve uitwisseling van water en sediment in de gebieden tussen de eilanden. Over het algemeen zijn de overheersende erosie- en sedimentatieprocessen in het gebied redelijkerwijs in evenwicht en het samenspel zorgt dat het gebied mee kan groeien met een veranderend klimaat en een veranderende omgeving. Door de eeuwen heen lijkt de algehele diepte daardoor niet veel veranderd te zijn maar hebben de waddeneilanden zich door 'vrij spel' van deze processen wel kunnen verplaatsen, terwijl daarnaast ook de kustlijn door terugtrekking en aangroei dynamisch van vorm en ligging was.

Na de aanleg van de Helderse Zeewering, de afsluiting van de Zuiderzee en het Lauwersmeer, en de landaanwinning in het algemeen zijn er veranderingen opgetreden. De hydraulische condities (golven, stroming) zijn veranderd maar ook het getij is zich heel anders gaan gedragen. Dit is in het gebied bijvoorbeeld zichtbaar geworden door de algemene afname van fijn, organisch rijk materiaal dat sedimenteert in het gebied. Bovendien, zandbanken ontstaan en verdwijnen nu sneller dan vroeger en het wad hoogt zich langzaam op om een nieuw evenwicht te bereiken. Vijf à zes miljoen kubieke meter zand kwam er de afgelopen decennia gemiddeld per jaar bij in de Waddenzee. Het wad stilt deze zandhonger grotendeels met zand van de Texelse en Noord-Hollandse kust. De overheid moet die stranden jaarlijks opspuiten om te voorkomen dat het land in zee verdwijnt.

Veel natuurlijke processen in het Waddengebied zijn veranderd door menselijk ingrijpen en dit heeft al voor een aanzienlijk verlies van natuurlijk slibrijke en dynamische kwelders geleid. Deze menselijke controle in en om het gebied leidt tevens tot meer abrupte scheidingen van zout en zoet en tussen nat en droog en dat terwijl juist deze overgangsgebieden aantrekkelijk zijn voor planten en dieren.

Een belangrijke vraag is of het Waddengebied zijn huidige fysieke karakter zal behouden. De schijnbare stabiliteit binnen het systeem herbergt een aanmerkelijke dynamiek die sterk gerelateerd is aan de meteorologie. Hoewel de klimaatsveranderingen in de Waddenzee hoofdzakelijk zijn gerelateerd aan grootschalige (Noordwest-Europa) veranderingen in klimaat, zal de precieze respons van het

Waddenzeesysteem voor een groot gedeelte afhangen van lokale omstandigheden en de opbouw van de getijdeplaten en -bassins. Naar verwachting zullen de toename in temperatuur, precipitatie en mogelijk het aantal stormen naast een veranderend wind- en golfklimaat de hydraulische condities en geomorfologie beïnvloeden en daarmee de sedimentatie- en erosiedynamiek in de Waddenzee.

De relatieve zeespiegelstijging (ten opzichte van de aardkern) plus het aandeel van een natuurlijke (klink, breukbewegingen) en kunstmatige bodemdaling (zand en schelpenwinning, ontwatering, gas- en zoutwinning) zal tot verdieping van het Waddengebied ten opzichte van de zeespiegel leiden. Er worden dan wel naar verwachting relatief meer luwtegebieden verwacht en daarmee zal sedimentatie kunnen toenemen. Het neutraliseren van deze veranderingen zal mogelijk tot grote extra zandverplaatsingen leiden. Op dit moment kunnen de getijdenplaten en kwelders de stijging van de zeespiegel bijhouden dankzij deze toename in sedimentatie. Echter de balans tussen relatieve zeespiegelstijging en de natuurlijke aanwas zal bepalen of delen van de Waddenzee verder afzakken en het gebied zich meer zal ontwikkelen in de richting van een aantal kustlagunes (ondiep water dat met barrières is afgescheiden van de open zee).

Ecologie

De basis voor biologische productie vindt bij laag water vooral plaats op de droogvallende platen, waar het zonlicht direct toegang heeft tot de bodem en die rijk is aan vooral kiezelwieren. Bij hoogwater is de productie gering doordat het algemeen troebele water onvoldoende licht doorlaat tot de bodem of onderste waterlagen. Vrijwel de gehele productie komt voor rekening van eencellige algen. Van deze plantaardige productie leven allerlei andere micro-organismen (bacteriën, protozoën) en grotere organismen zoals schelpdieren en wormen, dierlijk plankton en larven van bodemdieren en enkele planteneterende vissen en vogels.

Op haar beurt zal door deze dierlijke productie de voedselbehoefte van de grotere carnivoren afgedekt moeten worden. Tot deze groep behoren behalve vrijwel alle in het gebied levende vogels en vissen ook nog allerlei ongewervelden als krabben en zeesterren. Grote vleesconsumenten zijn de bij laag water op de wadplaten foeragerende steltlopers en de bij dieper water foeragerende duikeenden. Daarnaast zijn er allerlei visbewegingen van en naar de voedselrijke wadplaten.

Van de dierlijke productie bevindt zich een deel op te diepe en moeilijk toegankelijke plaatsen, gaat een deel verloren aan verrotting, is een deel niet eetbaar of wordt weggevangen door de mens. Al met al blijken aanbod en behoefte in verschillende schakels van de voedselketens in de Waddenzee betrekkelijk nauw op elkaar te zijn afgestemd en is er hier geen sprake van overschotten. Het lijkt erop dat de talrijkheid van grotere bodemdieren niet in de eerste plaats wordt beperkt door het voedselaanbod maar door andere biotische en abiotische omstandigheden. De belangrijkste biotische

Soorten	Aantal	Afkomst		Bron	
		Atlantisch	Pacifisch	Schip	Aquacultuur
Fytoplankton	9	1	8	5	3
Macroalgen	12	1	11	3	10
Neteldieren	4	2	2	4	0
Rondwormen	1	0	1	0	1
Schelpdieren	9	6	3	4	3
Ringwormen	4	2	2	4	0
Kreeftachtigen	11	5	6	11	0
Zakpijpen	1	0	1	1	0

factor zal de predatiedruk zijn terwijl incidenteel optredende strenge winters en zuurstofgebrek doorslaggevend abiotische factoren zijn.

De ecologie en het fysieke karakter van het Waddengebied zijn nauw aan elkaar verbonden. Kwelders hebben een karakteristieke flora, met veel soorten die nauwelijks elders voorkomen. Zij vormen belangrijke broedgebieden voor eenden, steltlopers en kustbroedvogels zoals meeuwen en sterns en dienen als hoogwatervluchtplaats voor op het wad foeragerende vogels. Op de overgangzone tussen de kwelders en de diepere delen liggen slikken en platen. De slikken grenzen aan het vasteland (dijken en kwelders) en bevatten veel fijn sediment (slib); de platen worden van het vasteland gescheiden door stroomgeulen en zijn door de grotere stroomsnelheden ter plekke veel zandiger. De slikken en platen hebben een belangrijke functie als opgroeigebied voor jonge vis (kraam- en kinderkamerfunctie) en als rustgebieden voor zeezoogdieren, en vormen het leefgebied van veel bodemdieren zoals wadpieren, kokkels en mossels en zijn belangrijke foerageergebieden voor vogels.

Recentelijk zijn er verschillende opmerkelijke ecologische ontwikkelingen gaande in het Waddengebied waarbij men zich kan afvragen of het systeem zich wel in een optimale conditie bevindt. Zo zijn bijvoorbeeld roggen vrijwel verdwenen. Dit geldt ook voor permanent overstroomde zeegrasvelden. Bovendien neemt over het algemeen het aantal schelpdieren voor consumptie af en daarbij ook de aan de schelpbanken gebonden soorten. Een afname aan diversiteit en biomassa van verschillende productieve organismen (fytoplankton, bodemfauna maar ook spiering bijvoorbeeld) is geconstateerd. Dit zijn zogenaamde sleutelorganismen die de biologische basis vormen waarvan het Waddenzee-ecosysteem grotendeels van afhankelijk is. Daarentegen gaat het weer beter met de zeehonden, en zijn het aantal overwinterende brandganzen en het aantal broedende lepelaars toegenomen. Een succes dat gedeeltelijk terug te voeren is op het terugdringen van chemische verontreinigingen.

De getijdengebieden hebben een belangrijke kraam- en kinderkamerfunctie voor vissen zoals tong en schol. De afgelopen jaren is de stand van jonge schol sterk afgenomen, wat ook zijn invloed heeft op de populatie in

de Noordzee. De inheemse platte oester in Nederland is sterk afgenomen door overbevissing en later de oesterziekte, terwijl de minder vatbare uitheemse Japanse oester juist sterk toenam. Soorten zoals de strandplevier, dwergstern en visdief zijn bedreigd doordat in het getijdengebied door allerlei ingrepen een groot deel van de natuurlijke dynamiek is verdwenen en pioniersituaties veel minder optreden.

De visserij zorgt in het bijzonder voor een hoge sterfte onder bodembewonende ongewervelde diersoorten. Bij soorten die lang kunnen leven wordt het overgrote deel van de populatie voortijdig gedood, dat wil zeggen voordat ze door natuurlijke oorzaken sterven. Bij sommige soorten sterft zelfs meer dan 90% van de individuen voortijdig door de visserij. Dat leidt tot een verschuiving in de leeftijdsopbouw naar jongere dieren. Onderzoek naar lange-termijneffecten wijst op een afname van dichtheden van tweekleppigen en sommige kreeftachtigen, en op een toename van kleine, kortlevende wormen.

Al deze ontwikkelingen werken door in het hele voedselweb van de Waddenzee en dat beïnvloedt op zijn beurt weer allerlei specifieke soorten. Zo is er bijvoorbeeld een duidelijke afname in een groot aantal vogelsoorten geconstateerd zoals de eider, strandlopers, steltlopers en meer recentelijk de scholekster. Dit blijkt veelal veroorzaakt te worden door een afname van onverstoorde, en voor de vogel, specifieke leefgebieden en het feit dat steeds vaker de benodigde hoeveelheid voedsel niet gevonden kan worden.

Daar tegenover staat dat ook een aantal nieuwe soorten of exoten zich inmiddels heeft weten te vestigen in het Waddengebied (Tabel 5.9). Het aantal exoten lijkt toe te nemen en daarbij valt het op dat vooral de wieren, kreeftachtigen en weekdieren ruim vertegenwoordigd zijn.

Bij slechts een klein aantal van deze exoten kan gesproken worden van ecologische schade. Sommige kolonievormende soorten kunnen schadelijk zijn, omdat allerlei substraten en andere organismen overgroeid raken. De schade in Nederland valt vooralsnog mee omdat in koude winters een groot deel van de kolonies kan afsterven. De Japanse oester wordt schadelijk bevonden omdat deze mede de inheemse oester verdringt en omdat substraten overgroeid raken. De Amerikaanse zwaardschede wordt ook nu nog als schadelijk

beschouwd, omdat zijn massale voorkomen de aanwezigheid van andere schelpdieren belemmert.

De effecten van de veranderingen in temperatuur, de hydrodynamische condities en in de geomorfologie op de ecologie in de Waddenzee zijn complex. Ze behelzen bijvoorbeeld ook veranderingen in de voortplantingstijd, de lengte van het groeiseizoen van het plankton, de timing van de voorjaars-migratie van vogels, de populatiesamenstellingen en de geografische verspreiding van garnalen, schelpdieren, vissen, vogels en zeezoogdieren. Verschillende processen in het voedselweb van de Waddenzee worden jaarlijks geïnitieerd door belangrijke seizoensgebonden veranderingen in temperatuur. Naast de soortspecifieke veranderingen als gevolg van opwarming zullen naar verwachting seizoensveranderingen leiden tot een verdere verstoring van de verbondenheid tussen fyto- en zoöplankton, zoöplankton en vis, schelpdierlarven en garnalen, en vis en vogels. Dat kan op den duur tot veranderingen in voedselwebstructuren leiden en mogelijk lokaal tot het wegvallen van bekende soorten.

De verwachte veranderingen in soortensamenstellingen zullen een impact hebben op het ecosysteem van de Waddenzee zoals we het kennen. Aquatische ecosystemen kunnen veranderingen van het milieu lang opvangen (veerkracht). Bij beïnvloeding van de natuur zijn echter de gevolgen niet altijd direct zichtbaar. Niet merkbare en langzame veranderingen binnen de opbouw van het Waddenecosysteem kunnen uiteindelijk een drastische omslag van het gehele systeem veroorzaken. Er wordt als het ware een drempel overschreden waarna het instabiele systeem overgaat in een nieuw en ander stabiel evenwicht dat bij voorbaat lastiger te herstellen is. De waargenomen relaties laten zien dat de Waddenzee gevoelig is voor klimaatvariaties en dan in het bijzonder de afwijkingen in de hydrodynamiek en temperatuur. Ook de introductie van nieuwe soorten zal plaats blijven vinden en is veelal niet terug te draaien. Dit feit kan mogelijk belangrijker zijn voor het gebied dan indamming, bedijken, overbevissing, eutrofiëring en chemische belastingen sinds men deze kan terugdringen.

Implicaties voor wetgeving

Het ecosysteem van de Wadden wordt uitgebreid beschermd en beheerd. Het gebied heeft een hoge beschermingsstatus in het kader van de nationale natuurbeschermingswetgeving meegekregen. Het gebied is voorwerp van een planologische kernbeslissing, waarin wordt bepaald dat de Waddenzee moet worden beschermd in combinatie met een duurzaam gebruik ervan. Voorts wordt het gebied beschermd uit hoofde van de milieuwetgeving van de Europese Unie, die in de nationale wetgeving is uitgewerkt. De Waddenzee is in het kader van de Europese Vogelrichtlijn en Habitatrichtlijn aangewezen als onderdeel van het Europese Natura 2000-netwerk van beschermde gebieden. Het overgrote deel van de Waddenzee is als natuurlijk waterlichaam aangewezen. De EG-Kaderrichtlijn Water is op de Waddenzee van toepassing en draagt mede bij tot de instandhouding van een gezonde ecologische toestand tegen 2015. Naar verwachting zal de in

de maak zijnde Richtlijn Mariene Strategie een extra impuls geven aan de maatregelen in het kader van eerdergenoemde EG-Richtlijnen. Naast deze aanwijzingen is de Waddenzee voorts aangewezen als een Wetland van Internationale Betekenis uit hoofde van het Ramsar-verdrag. Ook zijn er gebieden in de Waddenzee vastgelegd waarbinnen bepaalde vormen van visserij niet mogen plaatsvinden.

Antropogene invloeden zijn gereguleerd en in 1994 is een set van twee ecologische doelen overeengekomen; deze vinden hun internationale oorsprong in de Verklaring van Esbjerg. Al het gebruik van de natuurlijke rijkdommen en ander gebruik van de Waddenzee is gereguleerd door middel van een pakket juridische maatregelen die het kader voor de bescherming van het gebied vormen, en via de strenge normen die het beheersysteem kenmerken. Alle activiteiten die met de natuurlijke rijkdommen verband houden, moeten worden beoordeeld en zijn afhankelijk van vergunningen in het kader van de Europese wetgeving, met inbegrip van de olie- en gaswinningsactiviteiten. Sommige activiteiten in bepaalde gebieden zijn volledig verboden, zoals de mechanische kokkelvisserij en zandwinning voor commerciële doeleinden. Sommige gebieden zijn aangewezen als nulgebruik gebieden of wetenschappelijke referentiegebieden, waarin elke vorm van exploitatie verboden is, zoals gebieden waar voor de mosselvisserij een oogstverbod geldt. Ter regulering van de activiteiten die de vogels en zeehonden tijdens kritieke perioden in hun levenscyclus zouden kunnen verstoren, wordt daarnaast permanente of seizoensgebonden zonerings toegepast. De jacht is vrijwel verboden, met uitzondering van enkele bewoonde eilanden; de jacht is hier echter streng gereguleerd en het jachtseizoen zeer kort. Uitzonderingen zijn mogelijk voor jacht in het kader van wildbeheer en schadebestrijding.

De Waddenzee is het belangrijkste wetland (waterrijk gebied) van Nederland en heeft een hoog niveau van milieubescherming en beheer dat ongekend is in heel Europa en andere werelddelen, in termen van internationaal en nationaal geharmoniseerde bescherming, beleid, beheerregelingen en geïntegreerde milieumonitoring- en beoordelingsprocessen. Deze verplichten de beheerders de instandhoudingsdoelstellingen (van natuurwaarden) te halen. Recente ontwikkelingen mede als gevolg van menselijk ingrijpen en een veranderend klimaat laten echter zien dat het Waddengebied bij het huidige beheer een doorgaand veranderend ecosysteem is, waarbij belangrijke natuurwaarden dreigen te verminderen en op termijn zelfs verdwijnen. Het waarborgen van duurzaam gebruik en de integriteit van het systeem, met inbegrip van de ecologische en hydromorfologische processen die het systeem in stand houden zullen dan bij ongewijzigd beheer niet gehaald kunnen worden.

Geraadpleegde bronnen: CWSS (2005, 2008), Essink et al. (2005), Philippart (2007), Piersma et al. (2007), Reineking en Südbek (2007), Wijsman en Smaal (2006) en Wolff (2005).

5.12 Beschrijving Oosterschelde – DELTARES

Bijdrage van Maarten Kuijper, DELTARES

Ontwikkelingen in de Oosterschelde en implicaties voor natuurwetgeving

Binnen de Nederlandse delta geldt de Oosterschelde als een gebied met een uitzonderlijk hoge biodiversiteit. In internationale verdragen en wetgeving krijgt de bescherming van de biodiversiteit steeds meer prioriteit. Het behoud van de biodiversiteit is echter niet erg gemakkelijk. De Oosterschelde staat aan verschillende veranderingen en invloeden bloot die onder andere gevolgen hebben voor de soorten diversiteit en soorten-samenstelling van het gebied. Als deel van het deltagebied van de rivieren Maas, Rijn en Schelde is de Oosterschelde eigenlijk altijd al aan veranderingen onderhevig geweest. Sterker nog: veranderlijkheid is een karakteristiek van rivierdelta's. Sturend voor de veranderingen zijn de hydromorfologische processen, zoals getijverschil en stroomsnelheden, sediment aan- en afvoer, ligging van platen, schorren, slikken en geulen en zoetwatertoevoer vanuit de rivieren. Deze omgevingskenmerken zijn bepalend voor hoe het ecosysteem er uit komt te zien: waar komen welke levensgemeenschappen voor en welke functies vervullen zij. Ook de mens reageert in zijn gebruik van het gebied op de veranderingen en stuurt daarmee ook weer de hydromorfologische processen. Hieronder een overzicht van de belangrijkste hydrologische, morfologische en ecologische processen die gaande zijn of gaan de zijn geweest in de Oosterschelde. Daarna een korte bespreking van de implicaties voor natuurwetgeving.

Hydrologie

Het huidige Deltagebied was aan het begin van de jaartelling voor een groot deel overdekt met veen, waarin de zee en de rivieren Schelde, Rijn en Maas gaandeweg een complex en voortdurend veranderend geulenpatroon sleten. Naast dit erosieproces vond ook sedimentatie plaats: de rivieren voerden klei en zand aan dat op het veen bezonk. De mens had nog weinig invloed op de waterstaatkundige toestand van het landschap. In de vroege middeleeuwen begonnen de bewoners hun invloed op het gebied uit te oefenen: in de loop van eeuwen legden ze dammetjes en dijken aan, groeven watergangen uit, ontwaterden het gebied en ze wonnen zout door veen af te graven en te verbranden (moertering). Het gevolg was dat het stromende water minder ruimte kreeg, waardoor de stroomgeulen veel groter werden. De getijwerking werd daar sterker door en het land klonk in. Ondertussen trad er tegelijkertijd een gematigde zeespiegelrijzing op, die met kleine en grote overstromingen gepaard ging. In de 16e eeuw was de Oosterschelde uitgegroeid tot een breed estuarium. Door landverlies in de late middeleeuwen vergrootte het getijvolume nog meer. Geulen werden dieper en breder. Tot dan toe had de Oosterschelde het water van de rivier de Schelde afgevoerd, maar dat veranderde, de Maas en de Rijn namen deze functie over. In de tweede helft van

de 19e eeuw werd de Oosterschelde definitief van de Schelde afgesloten met een spoordijk door de verzande Kreekrak en een dam in het Sloe. In de Oosterschelde voerde men steeds meer bagger- en kanalisatiewerken uit, waardoor het getijvolume tot 1960 toenam en de geulen nog verder verruimden.

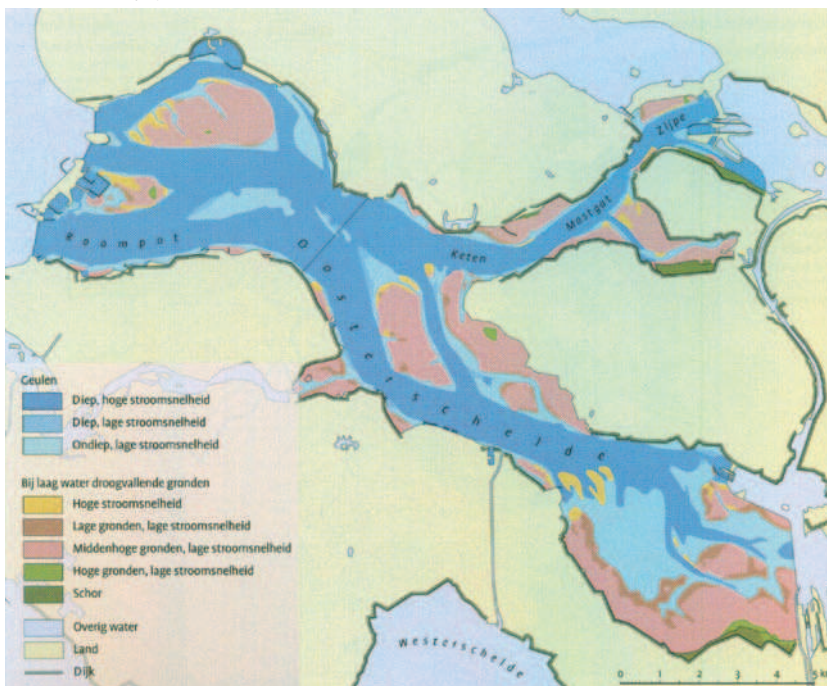
Als reactie op de stormvloedramp van 1953 werd in 1959 aan de uitvoering van het Deltaplan begonnen. Eerst werd het Veerse Meer door de Zandkreekdijk (1960) van de Oosterschelde afgesloten, vervolgens de Grevelingen (1960-1964) en met de aanleg van de Volkerakdam (1969) stopte de zoetwatertoevoer naar de Oosterschelde. Aanvankelijk zou de Oosterschelde volgens het Deltaplan afgesloten worden van de zee door een dam, maar omwille van de waardevolle natuur en de economisch belangrijke visserijactiviteiten werd er uiteindelijk voor gekozen de stormvloedkering te bouwen. Deze is in 1986 in gebruik genomen. Om onder andere voldoende zoetwater voor de landbouwsector in West-Brabant te realiseren, en een voldoende groot getijverschil te behouden, werden in het oostelijk deel van de Oosterschelde de Oesterdam (1986) en in de noordelijke tak de Philipsdam (1987) aangelegd. Hierdoor werd de waterhuishouding flink gewijzigd: het gemiddeld getijverschil, het getijvolume en de stroomsnelheden zijn afgenomen. Daarmee samenhangend is de verblijftijd van het water fors toegenomen. De aanvoer van zoet water werd voor een belangrijk deel afgesneden, met als gevolg een vrijwel homogene verdeling van de (hoge) zoutgehalten over de gehele Oosterschelde in plaats van de gradiënten van zout aan de zeezijde tot brak achterin het estuarium.

Morfologie

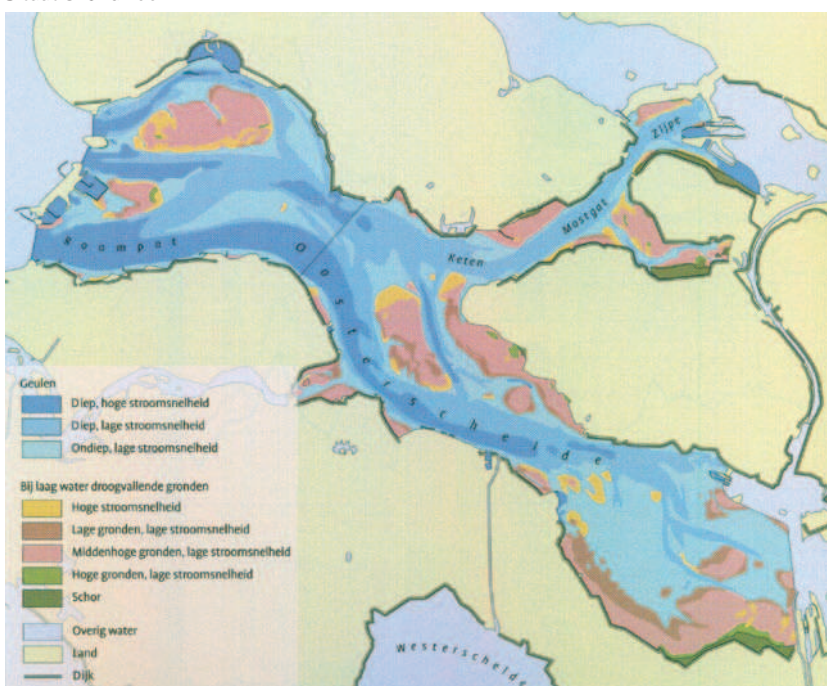
Sinds het ontstaan van de Oosterschelde streeft het systeem naar een dynamisch evenwicht tussen geulen, platen, slikken en schorren. Door de toenemende menselijke invloed op de hydrologie van de Oosterschelde is het systeem continu bezig om zich aan te passen aan alle verstoringen. Ook de aanbouw van de Oosterscheldewerken heeft het 'morfologisch evenwicht' danig verstoord. Figuur 5.14 geeft een beeld van deze veranderingen. Vóór 1986 waren dam en sluizen bij St. Philipsland nog niet voltooid. Er was toen een open verbinding tot aan de Volkeraksluizen in het noordoosten (inclusief de mondingen van de Rosendaalse en Steenbergse Vliet en de Dintel die de verbinding vormden met het stroomgebied van de Mark). In 1982 liep het zuidoostelijke deel van de Oosterschelde (de Kom) door tot aan Bergen op Zoom (met de monding van het riviertje De Zoom).

Door de afname in getijvolume willen de geulen kleiner worden. Zolang de geulen nog niet voldoende zijn opgevuld met zand is er geen evenwicht van het systeem en is er sprake van 'zandhonger'. Voor de opvulling van de geulen zijn twee bronnen beschikbaar: enerzijds zijn er de platen, slikken en schorren, en anderzijds is er de Noordzee. De zandimport uit de Noordzee is echter sterk verminderd door de aanleg van de deltawerken, en er wordt dan ook verwacht dat het intergetijdengebied van de Oosterschelde op een termijn van honderden jaren vrijwel geheel zal verdwijnen. Een stijging

Situatie rond 1983



Situatie rond 2001



van de zeewaterspiegel door klimaatsverandering heeft een versterkend effect op deze zandhonger en dus op de erosie van platen en slikken.

Ecologie

De ecologie van een estuarium wordt in belangrijke mate gestuurd door de hydromorfologische processen. Tot en met 1987 voerden de rivieren achterin de Oosterschelde zoet water aan. Dat zorgde voor een gradiënt van zoet via brak naar zout water. De aanleg van de Volkerakdam in 1969 verminderde de zoet water toevoer en verschoof het zoet-zout overgangsgebied noordwaarts richting de Volkerakdam. Niettemin was er nog steeds sprake van een estuariene gradiënt, waarlangs typisch estuariene organismen gedijen. Onder luwe omstandigheden konden nieuwe schorren ontstaan en hoogden bestaande schorren geleidelijk op. De vegetatie maakte de daarbij behorende successie door. De stroomsnelheden waren in die tijd nog zodanig dat de erosie van platen en slikken die door winterstormen optrad, tijdens rustiger periodes hersteld kon worden.

Door de aanleg van de compartimenteringsdammen in de jaren 80 werden flinke delen van de Oosterschelde afgesneden. Daarmee gingen aanzienlijke oppervlakten intergetijden-gebieden, schor en de daarbij behorende levensgemeenschappen verloren. Daarnaast verdwenen bovendien slikken en platen doordat de getijslag kleiner was geworden: het gebied boven de nieuwe hoogwaterlijn viel permanent droog, terwijl een ander deel nooit meer droogviel. Ook het schorareaal nam door versterkte erosie gestaag af.

Door de sterk verminderde aanvoer van zoet water (en de lagere stroomsnelheden) nam de toevoer van voedingsstoffen af. De primaire productie door fytoplankton bleef in eerste instantie gelijk, maar helaas is over de laatste jaren juist wel een afname in primaire productie te zien. Deze lijkt overigens niet gerelateerd te zijn aan een afname van de nutriënten, maar komt wellicht door een afnemend doorzicht van het water. Met deze afnemende primaire productie is de draagkracht van de Oosterschelde voor het zoöplankton en filtrerende schelpdieren vermoedelijk ook aan het afnemen. Door de compartimentering veranderde het estuariene karakter van de levensgemeenschappen naar een meer mariene samenstelling. De brakwatersoorten verdwenen nagenoeg geheel en de ruimtelijke verschillen in de soorten-samenstelling werden minder uitgesproken. Zeegrasvelden konden zich door het uitblijven van een periodieke verlaging van het zoutgehalte – belangrijk voor de kieming van zaden – niet goed handhaven, en werden steeds kleiner.

Ook werd het systeem gevoeliger voor invasies van exotische soorten. Door actieve import van levend materiaal met schelpdieren en ballastwater van schepen vestigen zich in toenemende mate nieuwe soorten in de Oosterschelde. Het stabiele zoutgehalte van het Oosterscheldesysteem, in combinatie met de opwarming van het zeewater door klimaatsverandering, versterkt deze toename. De kans op het aanslaan van exoten waardoor zij zich ontwikkelen tot een zogenaamde invasieve soort die de autochtone soorten verdringt is in de Oosterschelde dus relatief groot. Doordat de autochtone soorten vaak een specifieke rol spelen als

‘draggers’ van het ecosysteem waarop het verdere voedselweb voortbouwt, kunnen exoten een aanzienlijke impact op systeemniveau bewerkstelligen. De opkomst van de in 1964 geïntroduceerde Japanse oester is hier een voorbeeld van. De toename van deze oesters in de Oosterschelde heeft een negatief effect op de inheemse schelpdieren, doordat ze concurreren om ruimte en voedsel, en omdat de Japanse oesters mogelijk prederen op de larven van andere soorten. Verder vormen de oesters zelf geen voedsel voor vogels, waardoor ook een negatief effect op de vogelpopulatie te verwachten is.

Verder leidt de zandhonger van de geulen tot een doorgaande erosie van platen en slikken. Op lange termijn betekent dit een afname van de oppervlakte aan intergetijden-gebied, waardoor er onder andere minder plaats is voor de zeehonden en wadvogels. Op de korte termijn is er echter ook al een groot effect waar te nemen, namelijk een afname van de droogvaltijd van platen en slikken. Enerzijds hebben vogels die voor hun voedselvoorziening afhankelijk zijn van deze gebieden hierdoor minder tijd om voedsel op te nemen, anderzijds verandert de geschiktheid van de omgeving voor het voorkomen van bodemorganismen, de belangrijkste voedselbron voor de vogels in de Oosterschelde.

Knelpunten in de wetgeving

Kortom, de Oosterschelde staat voortdurend bloot aan allerlei processen en invloeden waardoor de ecologie in het gebied continu in verandering is. Zoals hierboven beschreven, zijn deze veranderingen in toenemende mate het (directe en indirecte) gevolg van menselijke handelen. De autonome ontwikkelingen maken het echter erg lastig om te voldoen aan de verplichtingen die voortvloeien uit de EU richtlijnen. Zo beoogt de EU-Habitatrichtlijn het waarborgen van de biodiversiteit door instandhouden van ‘kwalificerende’ habitats en soorten, en beoogt de EU-Vogelrichtlijn de leefgebieden van vogels te beschermen. Zoals hierboven beschreven leidt alleen al de zandhonger tot een doorgaand verlies van platen en slikken, en de verkorting van de droogvalduur zal op een korte termijn een duidelijke afname in de draagkracht van de Oosterschelde voor steltlopers teweeg brengen.

Het is onrealistisch te denken dat grootschalige processen als de zandhonger zomaar een halt toe kunnen worden geroepen, en dat alle eraan gerelateerde veranderingen dan weer terug kunnen worden gedraaid. Zelfs als we de dynamiek weer terugbrengen in het systeem is het de vraag of het terugkeert naar de ‘oorspronkelijke’ situatie. Bovendien hebben sommige maatregelen ten behoeve van de ecologie juist ongewenste gevolgen voor bijvoorbeeld de veiligheid of de zoetwatervoorziening. Een andere optie is dan om de autonome veranderingen te vertragen en ze zoveel mogelijk in goede banen te leiden, en ze (indien mogelijk) te combineren met gewenste maatregelen op andere vlakken. Een voorbeeld hiervan is de pilotstudie ‘zandsuppletie op platen’. De richtlijnen moeten dan wel flexibel genoeg zijn om een dergelijke insteek te kunnen herbergen. Bovendien moet ook rekening worden gehouden met onverwachte ontwikkelingen zoals invasies van nieuwe soorten. Deze onverwachte ontwik-

kelingen, in combinatie met de autonome processen en de onvoorspelbaarheid van de effecten van beheermaatregelen, maken het vrijwel noodzakelijk om natuurdoelen eens in de zoveel tijd bij te stellen.

Een ander bekend knelpunt in de wetgeving is te vinden in de Europese kaderrichtlijn Water (KRW), welke stelt dat de Europese lidstaten programma's van maatregelen dienen op te stellen waarmee de watersystemen die onder hun beheer vallen een zogeheten 'goede ecologische toestand' kunnen bereiken. Het vaststellen van wat een dergelijke 'goede toestand' precies inhoudt in een sterk veranderd systeem als de Oosterschelde is bijzonder moeilijk, aangezien een historische referentie-situatie niet meer van toepassing is. Inmiddels zijn er goede handreikingen voor het vaststellen van de ecologische doelstellingen, en is ook hier een mogelijkheid om deze te kunnen heroverwegen.

Een laatste knelpunt dat we hier noemen is het vaststellen of een natuurdoel al dan niet is gehaald. Over het algemeen vertonen natuurlijke populaties namelijk grote jaarlijkse fluctuaties, welke bijvoorbeeld ingegeven zijn door weersomstandigheden of door intrinsieke processen. Op basis van momentopnames van actuele en eindsituaties kan dus niet worden beoordeeld of er daadwerkelijk sprake is van een doorgaande toe- of afname van de populatie. Daarom is monitoring over een langere periode noodzakelijk, maar helaas schieten de beschikbare data vaak tekort.

Geraadpleegde bronnen: De Smit (2006), Geurts van Kessel et al. (2003), Geurts van Kessel (2004), Haas et al. (2001), Hesselink en Van Maldegem (2003) en Wetsteijn et al. (2003).

Literatuur

- Aarts, B., Van den Bremer, L., Van Winden, E. en Zoetebier, D., 2008. Trendinformatie en referentiewaarden voor Nederlandse kustvogels. SOVON. WOT-rapport 79. (Inclusief digitaal aangeleverde gegevens van hersteldoelstellingen, aantallen en berekende trends.)
- Aarts, G.M. en Van Helmond, A.T.M., 2007. Discard sampling of Plaice (*Pleuronectes platessa*) and Cod (*Gadus morhua*) in the North Sea by the Dutch demersal fleet from 2004 to 2006. Report number C120/07. IMARES, IJmuiden.
- Algemene Rekenkamer, 2008. Duurzame visserij. Algemene Rekenkamer, Den Haag. Kamerstukken Tweede Kamer, vergaderjaar 2008–2009, 31 748, nrs. 1–2.
- Anseeuw, D., Moreau, K., Vandendriessche, S., Vandemaele, S. en Polet, H., 2008. Providing a baseline for current discard rates in the Belgian beam trawl fishery: work in progress. Presentatie ILVO, België.
- Arts, F.A., 2008. Trends en verspreiding van zeevogels en zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat 1991 – 2008. RWS Waterdienst BM 09.08.
- Arts, F.A. en Berrevoets, C.M., 2005. Monitoring van zeevogels en zeezoogdieren op het Nederlands Continentaal Plat in 1991-2005. Verspreiding, seizoenspatroon en trend van zeven soorten zeevogels en de bruinvis. RIKZ rapport 2005.032. (Inclusief digitaal bestand van de ruwe waarnemingen van de vliegtuigtellingen op zee. Versie oktober 2007.)
- ASCOBANS, 2008. Twelfth Compilation of Annual National Reports.
- Bal, D., Beije, H.M., Hoogeveen, Jansen, Van der Reest, 1995. Handboek Natuurdoeltypen in Nederland. Rapport nr. 11. Informatie- en Kenniscentrum Natuurbeheer, Wageningen.
- Bal, D., Beije, H.M., Fellingier, M., Haveman, R., Van Opstal, A.J.F.M. en Van Zadelhoff, F.J., 2001. Handboek Natuurdoeltypen. Tweede, geheel herziene editie. Rapport 2001/020. Expertisecentrum LNV, Wageningen.
- Baptist, H.J.M., 1987. Waarnemingen van zeezoogdieren in de Nederlandse sector van de Noordzee. Lutra. 30: 93-104.
- Baptist, H.J.M. en Jagtman, E. (red.) (1997) De Amoebes van de zoute wateren. Rapport WSV-projectgroep Ecosysteem Biologie Zout. Rapport RIKZ-97.027. Rijksinstituut voor Kust en Zee, Den Haag.
- Baretta-Bekker, H., Bot, P., Prins, T. en Zevenboom, W., 2008. Report on the second application of the OSPAR Comprehensive Procedure to the Dutch marine waters. Rapport voor de OSPAR Eutrofieringscommissie EUC 2008. (Revision 5)
- Bergman, M.J.N., 1989. Beschrijving van de populaties van Haring, Schol, Kabeljauw, Grondel, Steur, Rog en Zeekreeft in de Noordzee en Nederlandse estuaria in de periode 1900-1985. In: Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Dienst Getijdewateren, Ecologisch Profiel Vissen; Referentie toestand, huidige toestand, ecologie en ingreep-effectkennis.
- Bergman, M.J.N., Duineveld, G.C.A. en Lavaleye, M.S.S., 2005. Long-term closure of an area to fisheries at the Frisian Front (SE North Sea): effects on bottom fauna. NIOZ-rapport 2005-6. NIOZ, Texel.
- Bergman, M.J.N., Van Santbrink, J.W., Buijs, J., Craeymeersch, J.A., Piet, G.J., Rijnsdorp, A.D., Laban, C. en Zevenboom, W., 1998. The distribution of benthic macrofauna in the Dutch sector of the North Sea in relation to the micro distribution of beam trawling. Final Report. BEON Rapport nr. 98-2.
- Berrevoets, C.M., Strucker, R.C.W., Arts, F.A., Lilipaly, S. en Meininger, P.L., 2005. Watervogels en zeezoogdieren in de Zoute Delta 2003/2004 Inclusief de tellingen in 2002/2003. Rapport RIKZ/2005.011. RIKZ, Middelburg.
- Bijkerk, R., 1988a. Ecologie van de flagellaat *Phaeocystis* (*Haptophyceae*) en zijn aanwezigheid in de zuidelijke Noordzee. In: Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Dienst Getijdewateren, Ecologisch Profiel Lagere planten; Referentie toestand, huidige toestand, ecologie en ingreep-effectkennis.
- Bijkerk, R., 1988b. *Dinophysis* Ehrenberg (*Dinophyceae*); Ecologisch profiel. In: Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Dienst Getijdewateren, Ecologisch Profiel Lagere planten; Referentie toestand, huidige toestand, ecologie en ingreep-effectkennis.
- Bijkerk, R., 1988c. *Zeesla* (*Ulva* Linnaeus, *Chlorophyceae*); Ecologisch profiel. In: Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Dienst Getijdewateren, Ecologisch Profiel Lagere planten; Referentie toestand, huidige toestand, ecologie en ingreep-effectkennis.

- Bijkerk, R., 1988d. Darmwier (*Enteromorpha* Link, *Chlorophyceae*); Ecologisch profiel. In: Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Dienst Getijdewateren, Ecologisch Profiel Lagere planten; Referentie toestand, huidige toestand, ecologie en ingreep-effectkennis.
- Bijkerk, R., 1988e. Groefwier (*Pelvetia canaliculata* Dcne. et Thur., *Phaeophyceae*); Ecologisch profiel. In: Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Dienst Getijdewateren, Ecologisch Profiel Lagere planten; Referentie toestand, huidige toestand, ecologie en ingreep-effectkennis.
- Bisseling, C.M., Van Dam, C.J.F.M., Schippers, A.C., Van der Wielen, P. en Wiersinga, W., 2001. Met de natuur in zee, rapportage project 'Ecosysteendoelen Noordzee', kennisfase. Expertisecentrum Ministerie van LNV, Wageningen.
- Boddeke, R., 1989. Beschrijving van de populaties van de garnaal (*Crangon crangon* (L.)) langs de Nederlandse kust en in de estuaria. In: Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Dienst Getijdewateren, Ecologisch Profiel Vissen; Referentie toestand, huidige toestand, ecologie en ingreep-effectkennis.
- Boon, A.R. en Wiersinga, W., 2002. Parameters Ecosysteendoelen Noordzee., een analyse van mogelijke parameters voor de concretisering van het natuurbeleid voor de Noordzee. Expertisecentrum Ministerie van LNV, Wageningen.
- Bos, A.R. en Van Katwijk, M.M., 2005. Herintroductie van Groot zeegras (*Zostera marina*) in de westelijke Waddenzee (2002-2005). Eindrapport. Afdeling Milieukunde, Radboud Universiteit Nijmegen In opdracht van Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ) en Rijkswaterstaat Noord-Holland.
- Bos, A.R. en Van Katwijk, M.M., 2007. Planting density, hydrodynamic exposure and mussel beds affect survival of transplanted intertidal eelgrass. *Marine Ecology-Progress Series* 336:121-129.
- Bosatlas van Nederland (2007). De Bosatlas van Nederland. Wolters-Noordhoff, Groningen.
- Brasseur, S.M.J.M., 2007. Zeezoogdieren in de Eems, cumulatieve effecten van de activiteiten rond de ontwikkeling van de Eemshaven. IMARES, Texel. Rapport C107/07.
- Brasseur, S.M.J.M. en Reijnders, P.J.H., 2001. Zeehonden in de Oosterschelde, fase 2. Effecten van extra doorvaart door de Oliegeul. Alterra rapport 353. Alterra, Wageningen.
- Brasseur, S., Tulp, I., Reijnders, P., Smit, C., Dijkman, E., Cremer, J., Kotterman, M. en Meesters, E., 2004. Voedseleecologie van de gewone en grijze zeehond in de Nederlandse kustwateren; I Onderzoek naar de voedseleecologie van de gewone zeehond, II Literatuurstudie naar het dieet van de grijze zeehond. Alterra-rapport 905. Alterra, Wageningen.
- Buckland, S.T., Magurran, A.E., Green, R.E. en Fewster, R.M., 2005. Monitoring change in biodiversity through composite indices. *Phil. Trans. R. Soc. B* 360, 243-254.
- Buijsman, E., 2007. Een eersteklas landschap; de teloorgang van natuurgebied De Beer. Uitgeverij Matrijs, Utrecht. Zie ook www.natuurmonumentdebeer.nl.
- Bult, T.P. en Kesteloo, J.J., 2002. Het kokkelbestand in de Nederlandse kustwateren in 2002. RIVO rapport C038/02. RIVO, IJmuiden.
- Bult, T.P., Kesteloo, J.J. en Craeymeersch, J.A., 2003. Het kokkelbestand in de Nederlandse kustwateren in 2003. RIVO rapport C041/03. RIVO, IJmuiden.
- Bult, T.P. en Schelvis-Smit, A.A.M., 2007. Een verkenning van de mogelijkheden van outtriggen door vissers, uitgevoerd in het kader van het Advies van de "Task Force Duurzame Noordzeevervisserij". IMARES, rapport C022/07.
- Bureau Waardenburg, 1988. Ecologisch profiel van de Purperslak (*Nucella lapillus*). In: Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Dienst Getijdewateren, Ecologisch Profiel Bodemdieren; Referentie toestand, huidige toestand, ecologie en ingreep-effectkennis.
- Camphuysen, C.J., 2005. North Sea Pilot Project on Ecological Quality Objectives, Issue 4. Seabirds, EcoQO element (f): Oiled-guillemot-EcoQO. Final version, January 2005. CSR Consultancy, Oosterend, Texel.
- Camphuysen, K. en Peet, G., 2006. Walvissen en dolfijnen in de Noordzee. Fontaine, 's-Graveland, Stichting De Noordzee.
- Catchpole, T.L., Frida, C.L.J. en Gray, T.S., 2005. Discards in North Sea fisheries: causes, consequences and solutions. *Marine Policy* 29, 421-430.
- CLO, 2010. Compendium voor de Leefomgeving. Planbureau voor de Leefomgeving, Centraal Bureau voor de Statistiek, DLO. www.compendiumvoordeleefomgeving.nl.
- Craeymeersch, J.A. en Hummel, H., 2004. Effectonderzoek kokkelvisserij Voordelta. RIVO rapport C012/04. RIVO, IJmuiden.
- Craeymeersch, J.A., Escaravage, V., Steenbergen, J., Wijsman, J., Wijnhoven, S. en Kater, B., 2006. De bodemfauna in het Nederlandse deel van de Scheldemonding. IMARES, Yerseke.
- Craeymeersch, J.A., Witbaard, R., Dijkman, E. en Meesters, H.W.G., 2008. Ruimtelijke en temporele patronen in de diversiteit van de macrobenthische infauna op het Nederlands Continentaal Plat. Rapport C070/08. IMARES, Yerseke.
- Craeymeersch, J.A. et al., in prep. *Macoma balthica* trends. IMARES, Yerseke.
- CVO, 2010. Centrum voor Visserijonderzoek. www.cvo.wur.nl. Resultaten van surveys op www.surveyswageningenimares.wur.nl/UK.
- CWSS, 2005. Coastal Protection and Sea Level Rise - Solutions for sustainable coastal protection in the Wadden Sea region. Wadden Sea Ecosystem No. 21. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Working Group on Coastal Protection and Sea Level Rise (CPSL), Wilhelmshaven, Germany.
- CWSS, 2008. Nomination of the Dutch-German Wadden Sea as World Heritage Site. Volume I. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany.
- Daan, R. en Mulder, M., 2005. The macrobenthic fauna in the Dutch sector of the North Sea in 2004 and a comparison with previous data. NIOZ-rapport 2005-3. NIOZ, Texel.

- Dankers, N.M.J.A., Meijboom, A., Cremer, J.S.M., Dijkman, E.M., Hermes, Y., Te Marvelde, L., 2003. Historische ontwikkeling van droogvallende mosselbanken in de Nederlandse Waddenzee. Alterra-rapport 876. Alterra, Wageningen.
- Dankers, N., Cremer, J., Dijkman, E., Brasseur, S., Dijkema, K., Fey, F., De Jong, M. en Smit, C., 2007. Ecologische Atlas Waddenzee. IMARES, Texel.
- Debrot, A., Meesters, E. en Slijkerman, D., 2010. Assessment of the Ramsar site Lac Bonaire – June 2010. IMARES Wageningen UR, IJmuiden. Report C066/10.
- Debrot, A.O. en Sybesma, J., 2000. The Dutch Antilles. In: Sheppard, C.S., Seas at the millenium: an environmental evaluation. Pergamon, Amsterdam. pp. 595-614.
- De Bruijn, J., Van Hees, B.W.M., Praat, P.J.A., Swart, J.A.A., Van der Windt, H.J. en Winter, H.B., 1992. De Amoebe en Onzekerheden, omgaan met onzekerheid geïllustreerd aan de hand van het visserijbeleid voor het waddengebied. Sectie Wetenschap & Samenleving van het Biologisch Centrum en Vakgroep Bestuursrecht & Bestuurskunde van de Faculteit voor Rechtsgeleerdheid, Rijksuniversiteit Groningen, Haren/Groningen.
- De Jong, D.J., 1999. Ecotopes in the Dutch Marine Tidal Waters. A proposal for a classification of ecotopes and a method to map them. Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Kust en Zee. RIKZ-Report 99.017.
- De Jong, D.J., 2008. KaderRichtlijn Water, bepaling referentiesituatie en Goede Ecologische Toestand (REF en GET) en beschrijving van de maatlat voor Angiospermen en macrowieren in het waterlichaam Waddenzee. Werkdocument RIKZ/ZDO/2007.801.x. Versie 10 januari 2008. In opdracht van Rijkswaterstaat Dienst Noord Nederland.
- De Jong, D.J. en De Jonge, V.N., 1989. Zeegras *Zostera marina* L. en *Zostera noltii* Horn. Een ecologisch profiel en het voorkomen in Nederland. NOTA GWAO-89.2003. In: Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Dienst Getijdewateren, Ecologisch Profiel Hogere planten; Referentie toestand, huidige toestand, ecologie en ingreep-effectkennis.
- De Jong, D.J., Van Katwijk, M.M. en Brinkman, A.G., 2005. Kanskaart Zeegras Waddenzee. Potentiële groeimogelijkheden voor zeegras in de Waddenzee. RIKZ rapport 2005.013.
- Dekker, R., Waasdorp, D. en Ogilvie, J.M., 2002. Het macrozoöbenthos in de Waddenzee in 2001. NIOZ-rapport 2002-2. NIOZ, Texel.
- Dekker, R., Waasdorp, D. en Ogilvie, J.M., 2003. Het macrozoöbenthos in de Waddenzee in 2002. NIOZ-rapport 2003-1. NIOZ, Texel.
- Dekker, R. en Waasdorp, D., 2005. Het macrozoöbenthos op twaalf raaien in de Waddenzee en de Eems-Dollard in 2004. NIOZ-rapport 2005-1. NIOZ, Texel.
- Dekker, R. en Waasdorp, D., 2006. Het macrozoöbenthos op twaalf raaien in de Waddenzee en de Eems-Dollard in 2005. NIOZ-rapport 2006-2. NIOZ, Texel.
- Dekker, R. en Waasdorp, D., 2007. Het macrozoöbenthos op twaalf raaien in de Waddenzee en de Eems-Dollard in 2006. NIOZ-rapport 2007-1. NIOZ, Texel.
- Den Hartog, C., en Polderman, P.J.G., 1975. Changes in the seagrass populations of the Dutch Waddenzee. Aquat. Bot., 1: 141-147.
- De Smit, D. (red), 2006. Handreiking MEP/GEP, Handreiking voor vaststellen van status, ecologische doelstellingen en bijpassende maatregelenpakketten voor niet-natuurlijke wateren. Projectgroep Implementatie Handreiking. RIZA/2006.002. RIZA, Lelystad.
- Dijkema, K.S., 2008. Kwelders. www.waddenzee.nl, update 20 maart 2008.
- Dijkema, K.S., De Jong, D.J., Vreeken-Buijs, M.J. en Van Duin, W.E., 2005. Kwelders en schorren in de Kaderrichtlijn Water. Ontwikkeling van potentiële referenties en van de potentiële goede ecologische toestanden. Alterra-TEXEL, Rijkswaterstaat RIKZ rapport 2005.020.
- Dijkema, K.S., Van Duin, W.E., Dijkman, E.M. en Van Leeuwen, P.W., 2007. Monitoring van kwelders in de Waddenzee. Alterra - rapport 1574. IMARES, Texel - rapport C104/07.
- Doeglas, G., De Jong, D.J. Smit, T. en Van Wieringen, M., 2006. Workshop 'Kansen voor Zeegras in de Waddenzee?!' Verslag van de bijeenkomst op 23 mei 2006 in het Natuurmuseum Fryslân te Leeuwarden. Rijkswaterstaat Noord-Holland. (Beschikbaar op www.zeegras.nl.)
- Dotinga, H. en Trouwborst, A. (2008) Juridische bescherming van biodiversiteit in de Noordzee. Internationaal, Europees en Nederlands recht. Centrum voor Omgevingsrecht en -beleid / Netherlands Institute for the Law of the Sea (CELP/ NILOS), Faculteit rechtsgeleerdheid, Universiteit Utrecht. In opdracht van het PBL.
- Drent, J. en Luttikhuisen, P.C., 2000. Temporal and spatial variation in spawning of *Macoma balthica*. Manuscript.
- Ens, B.J. en Kats, R.K.H., 2004. Evaluatie van voedselreservering voor eidereenden in de Waddenzee - rapportage in het kader van EVA II deelproject B2. Alterra-rapport 931. Alterra, Wageningen.
- Ens, B.J., Van Winden, E.A.J., Van Turnhout, C.A.M., Van Roomen, M.W.J., Smit, C.J. en Jansen, J.M., 2009. Aantalontwikkeling van wadvogels in de Nederlandse Waddenzee in 1990-2008. Verschillen tussen Oost en West. Limosa 82, 100-112.
- Erftemeijer, P.L.A., 2005. Trendanalyse van zeegrasverspreiding in de Nederlandse Waddenzee 1988-2003. WL, Delft in opdracht van DG Rijkswaterstaat Directie Noord-Holland. WL-projectnummer Z3880.
- Essink, K. en Beukema, J.J., 1986. Long-term changes in intertidal flat macrozoobenthos as an indicator of stress by organic pollution. Hydrobiologia 142, 209-215.
- Essink, K., Dettmann, C., Farke, H., Laursen, K., Lüerßen, G., Marencic, H. en Wiersinga, W. (Eds.), 2005. Wadden Sea Quality Status Report 2004. Wadden Sea Ecosystem No. 19. Trilateral Monitoring and Assessment Group, Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany.

- Europese Rekenkamer, 2007. Over de controle-, inspectie- en sanctiesystemen betreffende de voorschriften in verband met de instandhouding van de communautaire visbestanden. Speciaal verslag nr. 7/2007. Europese Rekenkamer, Brussel.
- FAO, 2007. The world's mangroves 1980-2005. FAO, Rome.
- Fey-Hofstede, F.E. en Meesters, H.W.G., 2007. Indicators for the 'Convention on Biodiversity 2010'. Exploration of the usefulness of the Marine Trophic Index (MTI) as an indicator for sustainability of marine fisheries in the Dutch part of the North Sea. WOT-werkdocument 53.8. Alterra, Texel.
- FishBase, 2010. FishBase, a global information system on fishes. www.fishbase.org.
- Frid, C.L.J., Paramor, O.A.L. en Scott, C.L., 2005. Ecosystem-based fisheries management: progress in the NE Atlantic. *Marine Policy* 29, 461-469.
- Frid, C.L.J., Paramor, O.A.L. en Scott, C.L., 2006. Ecosystem-based management of fisheries: is science limiting? *ICES Journal of Marine Science*, 63: 1567-1572.
- Geurts van Kessel, A.J.M., 2004. Verlopend tij. Oosterschelde, een veranderend natuurmonument. Rapport RIKZ/2004.028. RIKZ, Den Haag.
- Geurts van Kessel, A.J.M., Kater, B.J. en Prins, T.C., 2003. Veranderende draagkracht van de Oosterschelde voor kokkels. Rapportage van thema's 2 en 3 uit het 'Lange termijn onderzoeksprogramma voedselreservering Oosterschelde', in het kader van de tweede evaluatie van het Nederlands schelpdiervisserijbeleid, EVA II. Rapport RIKZ/2003.043. RIKZ, Den Haag.
- Giesen, W.B.J.T., Giesen, P.T., Van der Heide, T. en Van Katwijk, M.M., 2007. Zeegrasmusmitigaties Oosterschelde. Proeven met verplaatsen van klein zeegras *Zostera noltii* in de Oosterschelde: mitigatiemaatregel bij toekomstige dijkwerkzaamheden. ZLD-6470. Tussenrapportage Herziene versie, 1 augustus 2007. Radboud Universiteit Nijmegen. In opdracht van Projectbureau Zeeweringen Rijkswaterstaat en Provincie Zeeland.
- Giesen, W.B.J.T., Giesen, P.T., Van der Heide, T., Suykerbuyk, W. en Van Katwijk, M.M., 2008. Zeegrasmusmitigaties Oosterschelde. Proeven met verplaatsen van klein zeegras *Zostera noltii* in de Oosterschelde: mitigatiemaatregel bij toekomstige dijkwerkzaamheden. Tussenrapportage fase 3: monitoring van zeegrasplots aangelegd in 2007. ZLD-6606, Radboud Universiteit, Nijmegen, The Netherlands
- Haas, H., Tosserams, M. en Boogerd, A., 2001. Mag het Rijn-Maas water weer naar de zuidelijke Delta stromen? Zoutkrant december 2001, nummer 4. RIKZ, Den Haag.
- Hammond, P.S., Berggren, P., Benke, H., Borchers, D.L., Collet, A., Heide-Jørgensen, M.P., Heimlich, S., Hiby, A.R., Leopold, M.F. en Øien, N., 2002. Abundance of harbour porpoise and other cetaceans in the North Sea and adjacent waters. *J. Appl. Ecol.* 39, 361-376.
- Hesslink, A.W. en Van Maldegem, D.C., 2003. Verandering van de morfologie van de Oosterschelde door aanleg van de Deltawerken. Rapport RIKZ/OS/2003.810x. RIKZ, Den Haag.
- Hiddink, J.G., Jennings, S. en Kaiser, M.J., 2006. Indicators of the Ecological Impact of Bottom-Trawl Disturbance on Seabed Communities. *Ecosystems* 9, 1190-1199.
- Hoekstein, M.S.J., Lilipaly, S.J. en Meininger, P., 2003. Vliegtuigtellingen van watervogels en zeezoogdieren in de Voordelta, 2002/2003 met gegevens van zeehonden in de Oosterschelde en Westerschelde. Rapport RIKZ/2003.046. RIKZ, Middelburg.
- ICES, 2007. ACFM-report 2007.
- ICES-HAWG, 2007. Report of the herring Assessment Working Group south of 62°N (HAWG). Report 2007.
- ICES-HAWG, 2008. Report of the herring Assessment Working Group south of 62°N (HAWG). Report 2008.
- ICES-HAWG, 2009. Report of the herring Assessment Working Group south of 62°N (HAWG). Report 2009.
- ICES-SGBYC, 2008. Report of the Study Group for Bycatch of Protected Species (SGBYC). Document ICES CM 2008/ACOM:48.
- ICES-WGMME, 2008. Report of the Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME). Document ICES CM 2008/ACOM:44.
- ICES-WGMMPH, 2002. Report of the Working Group on Marine Mammal Population Dynamics and Habitats. Document ICES CM 2002/ACE:02 Ref. E, G.
- ICES-WGNSSK, 2008. ICES Working Group on the Assessment of Demersal Stocks in the North Sea and Skagerrak (WGNSSK). Report 2008, September update.
- ICES-WGNSSK, 2010. ICES Working Group on the Assessment of Demersal Stocks in the North Sea and Skagerrak (WGNSSK). Report 2010, September update.
- It Fryske Gea, 2007. Van polder naar kwelder. Proefverkweldering Noorderleech – een experiment. It Fryske Gea, Olterterp. Altenburg en Wymenga rapport 1020.
- Jak, R.G., Bos, O.G., Witbaard, R. en Lindeboom, H.J., 2009. Conservation objectives for Natura 2000 sites (SACs and SPAs) in the Dutch sector of the North Sea. Report number C065/09. IMARES, Texel.
- Jak, R.G., Kaag, N.H.B.M., Schobben, H.P.M., Scholten, M.C.T., Karman, C.C. en Schobben, J.H.M., 2000. Kwantitatieve verstorings-effect relaties voor AMOEBE soorten. TNO MEP rapport R99/429.
- JNCC, 2008. Marine Mammal Bycatch. Joint Nature Conservation Committee. www.jncc.gov.uk.
- Kabuta, S.H. en Duijts, H., 2000. Graadmeters voor de Noordzee. Eindrapport van het project Graadmeterontwikkeling Noordzee (GONZ III). Rapport RIKZ/2000.22. RIKZ, Den Haag.
- Kamermans, P., Bult, T., Kater, B., Baars, D., Kesteloo, J., Perdon, J., en Schuiling, E., 2004. Invloed van natuurlijke factoren en kokkelvisserij op de dynamiek van bestanden aan kokkels (*Cerastoderma edule*) en nonnen (*Macoma balthica*) in de Waddenzee, Ooster- en Westerschelde. Eindrapport EVA II (Evaluatie schelpdiervisserij tweede fase): Deelproject H4. RIVO rapport C058/03. RIVO, IJmuiden.

- Kamermans, P., Kesteloo, J. en Baars, D., 2003. Evaluatie van de geschatte omvang en ligging van kokkelbestanden in de Waddenzee, Ooster- en Westerschelde. Eindrapport EVA II (Evaluatie Schelpdiervisserij tweede fase), Deelproject H2. RIVO rapport Co54/03. RIVO, IJmuiden.
- Kastelein, R. A., van der Heul, S., van der Veen, J., Verboom, W.C., Jennings, N., and Reijnders P. (2007) Effects of acoustic alarms, designed to reduce small cetacean bycatch, on the behaviour of North Sea fish species in a large tank. *Marine Environmental Research* 64, 160-180.
- Kesteloo, J.J., Van Stralen, M.R., Breen, V en Craeymeersch, J.A., 2004. Het kokkelbestand in de Nederlandse kustwateren in 2004. RIVO rapport Co52/04. RIVO, IJmuiden.
- Kesteloo, J.J., Van Stralen, M.R., Jol, J. en Craeymeersch, J.A., 2005. Het kokkelbestand in de Nederlandse kustwateren in 2005. RIVO rapport Co50/05. RIVO, IJmuiden.
- Kesteloo, J.J., Van Stralen, M.R. en Steenbergen, J.S., 2006. Het kokkelbestand in de Nederlandse kustwateren in 2006. Rapport Co54/06. IMARES, IJmuiden.
- Kesteloo, J.J., Van Stralen, M.R., Fey, F., Jol, J. en Goudswaard, P.C., 2007. Het kokkelbestand in de Nederlandse kustwateren in 2007. Rapport Co71/07. IMARES.
- Kesteloo, J.J., Van Stralen, M.R., Jansen, J.M. en Van Zweden, C., 2008. Het kokkelbestand in de Nederlandse kustwateren in 2008. RIVO rapport Co51/08. IMARES, IJmuiden.
- Klinge, M., J. Backx, M. Beers, B. Higler, N. Jaarsma, Z. Jager, J. Kranenbarg, J. de Leeuw, F. Ottburg, M. van der Ven en T. Vrieze, 2004. Achtergronddocument referenties en maatlaten voor vissen. www.stowa.nl.
- Kool-Blokland, J.L., 1996. Het werk van het vissen, jagen en vogelen. In: Van den Eerenbeemt, H.F.J.M. (red.), *Geschiedenis van Noord-Brabant. Volume 1. Traditie en modernisering, 1796-1890*. Amsterdam/Meppel.
- Kraan, C., Dekinga, A., Folmer, E.O., Van der Veer, H.W. en Piersma, T., 2007. Macrobenthic fauna on intertidal mudflats in the Dutch Wadden Sea: Species abundances, biomass and distributions in 2004 and 2006. NIOZ rapport 2007-2. NIOZ, Texel.
- Kuijper, M., 2008a. Beschrijving Oosterschelde. DELTARES-bijdrage aan de Natuurbalans 2008. DELTARES, project T2446.10.
- Kuijper, M., 2008b. Beschrijving Waddenzee. DELTARES-bijdrage aan de Natuurbalans 2008. DELTARES, project T2446.10.
- Lamb, E.G., Bayne, E., Holloway, G., Schieck, J., Boutin, S., Herbers, J., Haughland, D.L., 2009. Indices for monitoring biodiversity change: Are some more effective than others? *Ecological Indicators* 9, 432-444.
- Lavaleye, M.S.S., 2004. Begrenzing en onderbouwing van karakteristieke macrobenthos levensgemeenschappen van het NCP op grond van diversiteit, dichtheid en biomassa van de fauna, en van zeldzame soorten en sedimenten van bijna 600 verschillende stations. Rapport Beschermde Gebieden Noordzee. NIOZ rapport.
- Leopold, M.F. en Camphuysen, C.J., 2006. Bruinvisstrandingen in Nederland in 2006: Achtergronden, leeftijdsverdeling, sexratio, voedselkeuze en mogelijke oorzaken. IMARES Rapport Co83/06, NIOZ Report 2006-5. IMARES en Koninklijk Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, Texel.
- Leopold, M.F.L. en Dijkman, E.M., 2010. Offshore wind farms and seabirds in the Dutch Sector of the North Sea: what are the best and the worst locations for future development? IMARES report C134/10. IMARES, Texel.
- Lindeboom, H., en De Groot, S.J. (red.), 1998. IMPACT-II. The effects of different types of fisheries on the North Sea and Irish Sea benthic ecosystems. NIOZ-rapport 1998-1. RIVO-DLO report C003/98.
- Lindeboom, H., Geurts van Kessel, J. en Berkenbosch, L., 2005. Gebieden met bijzondere ecologische waarden op het Nederlands Continentaal Plat. Rapport RIKZ/2005.008. Alterra Rapport nr. 1109. RIKZ, Den Haag. Alterra, Wageningen.
- Lindeboom, H.J., Dijkman, E.M., Bos, O.G., Meesters, H.W.G., Cremer, J.S.M., De Raad, I. en Bosma, A., 2008a. Ecologische Atlas Noordzee ten behoeve van gebiedsbescherming. IMARES, Texel.
- Lindeboom, H.J., Witbaard, R., Bos, O.G. en Meesters, H.W.G., 2008b. Gebiedsbescherming Noordzee. Habitattypen, instandhoudingdoelen en beheermaatregelen. WOT-werkdocument 114. IMARES, Texel.
- LNV, 2006. Natura 2000 doelendocument. Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Den Haag.
- Meesters, H.W.G., Ter Hofstede, R., Deerenberg, C., Craeymeersch, J., De Mesel, I., Brasseur, S., Reijnders, P. en Witbaard, R., 2008. Indicator system for Biodiversity in Dutch marine waters. II. Ecoprofiles of Indicators for Wadden Sea, North Sea and Delta. WOT-rapport 82. IMARES, Texel.
- Meesters, H.W.G., Brinkman, A.G., Van Duin, W.E., Lindeboom, H.J. en Van Breukelen, S., 2009a. Graadmeterstelsel Biodiversiteit Zoute Wateren. I. Beleidskaders en indicatoren. WOT-rapport 92. IMARES, Texel.
- Meesters, H.W.G., Ter Hofstede, R., De Mesel, I., Craeymeersch, J.A., Deerenberg, C., Reijnders, P.J.H., Brasseur, S.M.J.M. en Fey, F., 2009b. De toestand van de zoute natuur in Nederland. Vissen, benthos en zeezoogdieren. WOT-rapport 97. IMARES, Texel.
- Meijer, A.J.M., 1988. Suikerwier (*Laminaria saccharina*); Ecologisch profiel. In: Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Dienst Getijdewateren, Ecologisch Profiel Lagere planten; Referentie toestand, huidige toestand, ecologie en ingreep-effectkennis.
- Meininger, P.L., Hoekstein, M.S.J., Lilipaly, S.J. en Wolf, P.A., 2005. Broedsucces van kustbroedvogels in het Deltagebied in 2004. RIKZ rapport 2005.02. RIKZ, Middelburg.
- Meininger et al., 2003. Zeezoogdieren in de Westerschelde. RIKZ.
- Miljard, S.P. en Neerchal, N.K., 2001. Environmental Statistics with S-Plus. CRC Press, Boca Raton.

- Osinga, N., Berends, D.J., 't Hart, P. en Morick, D., 2007a. Bruinvissen in Nederland. Populatie, pathologie en visserij. Zeehondencrèche Lenie 't Hart, Pieterburen en Nederlandse Vissersbond, Emmeloord.
- Osinga, N., 't Hart, P. en Morick, D., 2007b. By-catch and drowning in harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) stranded on the northern Dutch coast. *European Journal of Wildlife Research* 54, 667-674.
- OSPAR, 2009. The OSPAR system of Ecological Quality Objectives for the North Sea, a contribution to OSPAR's Quality Status Report 2010.
- OSPAR, 2010. Quality Status Report 2010. OSPAR Commission, Londen.
- OSPAR-MASH, 2007a. Draft evaluation of harbour and grey seal EcoQOs. Document MASH 07/2/2-E.
- OSPAR-MASH, 2007b. Harbour Porpoise Bycatch Limits: 1.7% or 1.0%? A summary of the history and reasoning behind the two differing bycatch limits, and a review of the need to revise the current OSPAR EcoQO. Document MASH 07/2/3-E.
- OSPAR-ASMO, 2008. Evaluation of the OSPAR system of Ecological Quality Objectives for the North Sea. Document ASMO 08/7/2-E.
- PBL, 2008. Natuurbalans 2008. Planbureau voor de Leefomgeving, Bilthoven.
- PBL, 2010. Balans voor de Leefomgeving 2010. Planbureau voor de Leefomgeving, Den Haag.
- Pedersen, S.A., Fock, H.O. en Sell, A.F., 2009. Mapping fisheries in the German exclusive economic zone with special reference to offshore Natura 2000 sites. *Marine Policy* 33, 571-590.
- Philippart, C.J.M. (Ed.), 2007. Impacts of Climate Change on the European Marine and Coastal Environment. Marine Board Position Paper 9. European Science Foundation (ESF).
- Piersma, T., Koolhaas, A., Dekinga, A., Beukema, J.J., Dekker, R. en Essink, K., 2001. Long-term indirect effects of mechanical cockle-dredging on intertidal bivalve stocks in the Wadden Sea. *J. Applied Ecology* 38, 976-990.
- Piersma, T. Olff, H. en Eriksson, K., 2007. Waddenzee ecosysteem management anno 2000: het slachten van de kip met de gouden eieren? Orale voordracht Noordzeedagen 2007.
- Piet, G.J., Rijnsdorp, A.D., Bergman, M.J.N., Van Santbrink, J.W., Craeymeersch, J. en Buijs, J., 2000. A quantitative evaluation of the impact of beam trawling on benthic fauna in the southern North Sea. *ICES Journal of Marine Science* 57, 1332-1339.
- Piet, G.J., Van Hal, R. en Greenstreet, S.P.R., 2009. Modelling the direct impact of bottom trawling on the North Sea fish community to derive estimates of fishing mortality for non-target fish species. *ICES Journal Marine Science* 66, 1985-1998.
- Piet, G.J., Van Overzee, H.M.J. en Pastoors, M.A., 2010. The necessity for response indicators in fisheries management. *ICES Journal of Marine Science* 67, 559-566.
- Polderman, P.J.G., en Den Hartog, C., 1975. De Zeegrassen in de Waddenzee. *Wetensch. Meded. K.N.N.V. (Kon. Ned. Natuurhist. Ver.)*, 107: 1-32.
- Polidoro, B.A., Carpenter, K.E., Collins, L., Duke, N.C., Ellison, A.M., Ellison, J.C., Farnsworth, E.J., Fernando, E.S., Kathiresan, K., Koedam, N.E., Livingstone, S.R., Miyagi, T., Moore, G.E., Ngoc Nam, V., Eong Ong, J., Primavera, J.H., Salmo, S.G., Sanciangco, J.C., Sukardjo, S., Wang, Y., Wan Hong Yong, J., 2010. The Loss of Species: Mangrove Extinction Risk and Geographic Areas of Global Concern. *PlosOne* April 2010.
- RCEP, 2004. Turning the Tide: addressing the impact of fisheries on the marine environment. 25th report. Royal Commission on Environmental Pollution, London.
- Redeke, H.C., 1941. *De Visschen van Nederland*. Sijthoff, Leiden.
- Reijnders, P.J.H., Brasseur, S.M.J.M. en Brinkman, A.G., 2000. Habitatgebruik en aantalsontwikkelingen van gewone zeehonden in de Oosterschelde en het overige Deltagebied. *Alterra-rapport 78*. Alterra, Wageningen.
- Reijnen, M.J.S.M., Van Hinsberg, A., Van Esbroek, M.L.P., De Knecht, B., Pouwels, R., Van Tol, S. en Wiertz, J., 2009, in prep. *Natuurwaarde 2.0 land*. Graadmeter Natuurkwaliteit landecosystemen voor nationale beleidsdoelen. WOT-rapport nr. xx. WOT, Wageningen.
- Reineking, B. en Südbek, P., 2007. Seriously Declining Trends in Migratory Waterbirds: Causes-Concerns-Consequences. Proceedings of the International Workshop on 31 August 2006 in Wilhelmshaven, Germany. Wadden Sea Ecosystem No. 23. Common Wadden Sea Secretariat, Wadden Sea National Park of Lower Saxony, Institute of Avian Research, Joint Monitoring Group of Migratory Birds in the Wadden Sea, Wilhelmshaven, Germany.
- Rijnsdorp, A.D. en Vethaak, A.D., 1989. Beschrijving van de populaties van bot (*Platichthys flesus*) in de Noordzee en het Nederlandse kust- en binnenwater. In: Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Dienst Getijdewateren, Ecologisch Profiel Vissen; Referentie toestand, huidige toestand, ecologie en ingreep-effectkennis.
- RIVM, 2002. *Nationale Natuurverkenning 2000-2030*. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven.
- RWS, 2008. Monitoringsgegevens van het meetprogramma MWTL (Monitoring Waterstaatkundige Toestand van het Land) op www.waterstat.nl. De website [waterstat.nl](http://www.waterstat.nl) is inmiddels opgeheven, maar de gegevens van afzonderlijke meetstations zijn nog wel beschikbaar op waterbase.nl.
- Santos, M.M. en Pierce, G.J., 2003. The diet of Harbour Porpoise (*Phocoena phocoena*) in the Northeast Atlantic. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 2003, 41, 355-390.
- Schobben, J.H.M. en Haenen, B.C.P.L., 1999. Risico-Analyse Mariene milieu; Integrale effecten op het Noordzee-ecosysteem. *Landschap* 16, 15-30.
- Selig, E.R. en Bruno, J.F., 2010. A Global Analysis of the Effectiveness of Marine Protected Areas in Preventing Coral Loss. *PLoS ONE* 5(2): e9278. doi:10.1371/journal.pone.0009278.
- SIC, 2008. Verbeterde visstand Westerschelde dwingt tot keuzes. *Schelde Nieuwsbrief* 28. Schelde Informatie Centrum, Antwerpen.

- Sips, H.J.J., 1988a. Oecologisch profiel van Zandzagers (*Nephtys*; *Polychaeta*). In: Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Dienst Getijdewateren, Ecologisch Profiel Bodemdieren; Referentie toestand, huidige toestand, ecologie en ingreep-effectkennis.
- Sips, H.J.J., 1988b. Antropogene effecten op populaties Nederlandse zeezoogdieren. In: Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Dienst Getijdewateren, Ecologisch Profiel Vogels; Referentie toestand, huidige toestand, ecologie en ingreep-effectkennis.
- Sissenwine, M. en Symes, D., 2007. Reflections on the Common Fisheries Policy. Report to the General Directorate for Fisheries and Maritime Affairs of the European Commission.
- Sisternans, W.C.H., Hummel, H., Markusse, M.M., Rietveld, M. en Verschuure, J.M., 2001. Het macrobenthos van de Westerschelde, de Oosterschelde, het Veerse Meer en het Grevelingenmeer in het najaar 2000. Rapportage in het kader van het Biologisch Monitoring Programma. NIOO, Yerseke.
- Sisternans, W.C.H., Hummel, H., Van Hoesel, O.J.A., Markusse, M.M., Rietveld, M. en Van Soelen, E., 2005. Het macrobenthos van de Westerschelde, de Oosterschelde, het Veerse Meer en het Grevelingenmeer in het najaar 2004. Rapportage in het kader van het Biologisch Monitoring Programma. NIOO, Yerseke.
- Smit, C.J., Brasseur, S.M.J.M., Ens, B.J. en Oosterbeek, K.H., 2007. Effecten van schietoefeningen vanaf Fort Erprins op natuurwaarden in het zeegat van Texel. Een inventarisatie van bestaande kennis en een voorstudie voor nader onderzoek. Rapport C109/07. IMARES, Texel.
- SOVON, 2005. Broedvogels in Nederland in 2005. SOVON Monitoringsrapport 2007/01. SOVON Vogelonderzoek, Beek-Ubbergen.
- Steenbergen, J., Baars, J.M.D.D., Kesteloo, J.J., Jol, J., Van Stralen, M.R. en Craeymeersch, J.A., 2005. Het mosselbestand en het areaal aan mosselbanken op de droogvallende platen in de Waddenzee in het voorjaar van 2005. RIVO rapport Co65/05. RIVO, IJmuiden.
- Steur, C. en Seys, J., 1988. Ecologische profielen bodemdieren nonnetje *Macoma balthica*, kokkel *Cerastoderme edulis*, strandgaper *Mya arenaria*, mossel *Mytilus edulis*, zeeuwse oester *Ostrea edulis*, zeeklit *Echinocardium cordatum* en zeeanjer *Metridium senile* in Nederlandse zoute wateren. In: Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Dienst Getijdewateren, Ecologisch Profiel Bodemdieren; Referentie toestand, huidige toestand, ecologie en ingreep-effectkennis.
- Strucker, R.C.W., Hoeksteen, M.S.J. en Meininger, P.L., 2005. Kustbroedvogels in het Deltagebied in 2004 met een samenvatting van 2003. Rapport RIKZ/2005.016. RIKZ, Middelburg.
- Strucker, R.C.W., Arts, F.A., Lilipaly, S., Berrevoets, C.M. en Meininger, P.L., 2007. Watervogels en zeezoogdieren in de Zoute Delta 2005/2006. Rapport RIKZ/2007.005. RIKZ, Middelburg.
- Taskforce Duurzame Noordzeevervisserij, 2006. Vissen met tegenwind. Advies Task Force Duurzame Noordzeevervisserij.
- Ten Brink, B.J.E. en Colijn, F. (red.), 1990. Ecologische ontwikkelingen zoute wateren. Basisrapport derde Nota Waterhuishouding. Ministerie van Verkeer en Waterstaat. Nota GWWS-90.009.
- Ten Brink, B.J.E. en Hosper, S.H., 1989. Naar toestbare ecologische doelstellingen voor het waterbeheer: de AMOEBE-benadering. H2O 22, 612-617.
- Ten Brink, B.J.E. Van Strien, A. en Reijnen, R., 2001 De natuur de maat genomen in vier graadmeters. Landschap 18(1): 5-20.
- Ten Brink, B., Van Strien, A., Van Hinsberg, A., Reijnen, R., Wiertz, J., Semmekrot, S., Van Dobben, H., Higler, B., Koolstra, B., Van der Peijl, M., Ligtoet, W. en Alkemade, R., 2000. Natuurgraadmeters voor de behoudoptiek. RIVM rapport 408657005. RIVM, Bilthoven.
- Ten Brink, B.J.E., Van Hinsberg, A., De Heer, M., Van der Hoek, D.C.J., De Knecht, B., Knol, O.M., Ligtoet, W., Rosenboom, R., Reijnen, M.J.S.M., 2002. Technisch ontwerp Natuurwaarde en toepassing in Natuurverkenning 2. RIVM rapport 408657007. RIVM, Bilthoven.
- Ter Hofstede, R., Heessen, H.J.L. en Daan, N., 2005. Systeembeschrijving Noordzee: Natuurwaardenkaarten vis. Rapport Co90/05. RIVO. IJmuiden.
- Torenbeek, R. en Pelsma, T.A.H.M., 2008. Protocol toetsen en beoordelen voor de operationele monitoring en toestand- en trendmonitoring toetsjaar 2007. LBOW-wgMIR 200701. Arcadis ref. 110305/OF7/1Q3/000373/MR.
- Van Berkel, C., Boon, A.R. en Wiersinga, W.A., 2002. Natuurwaardenkaart Noordzee. Gebieden met bijzondere natuurwaarden op het Nederlands Continentaal Plat. Rapport 2002/115. Expertisecentrum LNV, Wageningen.
- Van de Graaf, H., 2004. Boter bij de vis. III. De steur. www.biesbosch.nu, Magazine/Nieuwsbrief, oktober 2004.
- Van den Berg, M. (Red.), 2004. Achtergrondrapportage referenties en maatlatten waterflora. Rapportage van de expertgroepen macrofyten en fytoplankton.
- Van Densen, W.L.T. en Van Overzee, H.M.J., 2008. Vijftig jaar visserij en beheer op de Noordzee. WOT-rapport 81. IMARES, IJmuiden.
- Van der Hoek, D.C.J., Hoffmans, W.H., Van Hinsberg, A., Van Esbroek, M. en Alkemade, J.R.M., 2002. Ecologische effectberekeningen voor de 2^e nationale Natuurverkenning: Terrestrische systemen. RIVM rapport 408664002. RIVM, Bilthoven.
- Van der Heide, T., 2009. Stressors and feedbacks in temperate seagrass ecosystems. Proefschrift Radboud Universiteit Nijmegen.
- Van der Molen, D.T. en Pot, R. (Red.), 2007a. Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen van de Kaderrichtlijn Water. December 2007. STOWA rapport 2007-32. Rijkswaterstaat Waterdienst rapport RWS-WD 018.
- Van der Molen, D.T. en Pot, R. (Red.), 2007b. Referenties en maatlatten voor overgangs- en kustwateren ten behoeve van de Kaderrichtlijn Water, update Februari 2007. Stowa rapport 2007-44b.
- Van der Valk, F. en Kriesch, M., 2001. Aanvullende indicatoren voor GONZ. Graadmeters Macrozoöbenthos en stapelvoedsel. AIDEnvironment, Amsterdam.

- Van Emmerik, W.A.M., 2004. Kennisdocument Atlantische steur Acipenser sturio (Linnaeus, 1758). Kennisdocument 02. OVb / Sportvisserij Nederland, Bilthoven.
- Van Franeker, J.A., 2008. OSPAR Background Document for the development of the Fulmar-Litter-EcoQO. IMARES, Texel. OSPAR-document BDC 08/3/3-E.
- Van Franeker, J.A., Meijboom, A., De Jong, M. en Verdaat, H., 2009. Fulmar Litter EcoQO Monitoring in the Netherlands 1979-2007 in relation to EU Directive 2000/59/EC on Port Reception Facilities. IMARES, Texel. Report nr: C032/09.
- Van Gils, J. A., 2004. Foraging decisions in a digestively constrained long-distance migrant, the red knot (*Calidris canutus*). PhD Thesis, University of Groningen, Groningen, The Netherlands.
- Van Helmond, A.T.M. en Van Overzee, H.M.J., 2008. Discard sampling of the Dutch beam trawl fleet in 2007. CVO report 08.008. IMARES, IJmuiden.
- Van Hoey, G., Drent, J., Ysebaert, T. en Herman, P., 2007. The Benthic Ecosystem Quality Index (BEQI), intercalibration and assessment of Dutch coastal and transitional waters for the Water Framework Directive. NIOO rapport 2007-02. Nederlands Instituut voor Ecologisch Onderzoek.
- Van Katwijk, M.M., Bos, A.R. en Hermus, D.C.R., 2005. Klein zee gras en Snavelrups op het Balgzand. Een transplantatiesucces en een spontane vestiging aan het begin van de 21e eeuw. Afdeling Milieukunde, Radboud Universiteit Nijmegen. In opdracht van Rijkswaterstaat Noord-Holland.
- Van Katwijk, M.M., Bos, A.R., De Jonge, V.N., Hanssen, L.S.A.M., Hermus, D.C.R., De Jong, D.J., 2009. Guidelines for seagrass restoration: importance of habitat selection and donor population, spreading of risks, and ecosystem engineering effects. Mar.Pollut.Bull. 58:179-188.
- Van Leeuwen, S.J., 2008. Natuurcompensatie in de Voordelta bij de aanleg van de Tweede Maasvlakte. Achtergronddocument bij de Natuurbalans 2008. PBL Rapport 500402011/2008. Planbureau voor de Leefomgeving, Bilthoven.
- Van Leeuwen, S.J., Bogaardt, M.-J. en Wortelboer, F.G., 2008. Noordzee en Waddenzee; Natuur en Beleid. Achtergrondrapport bij de Natuurbalans 2008. PBL Rapport 500402013/2008. Planbureau voor de Leefomgeving, Bilthoven.
- Van Overzee, H. en Quirijns, F., 2007. Kamervraag discards in de Nederlandse visserij. Rapportnummer C101/07. IMARES, IJmuiden.
- Van Veen, M.P., Ten Brink, B.J.E., Braat, L.C. en Melman, T.C.P., 2008. Halting biodiversity loss in The Netherlands. Evaluation of progress. PBL, Bilthoven.
- Van Veen, M.P., Sanders, M.E., Tekelenburg, T., Lörzing, J.A., Gerritsen, A.L. en Van den Brink, T., 2010. Evaluatie biodiversiteitsdoelstelling 2010. Achtergronddocument bij de Balans van de Leefomgeving 2010. PBL-publicatienummer 500402019. Planbureau voor de Leefomgeving, Den Haag.
- Van Winden, A., Overmars, W., Bosman, W. en Klink, A., 1999. De Atlantische steur. Terugkeer in de Rijn. Rapport Stroming Bijvoorbeeld, Hoog Keppel.
- VenW, 1989. Derde Nota waterhuishouding. Water voor nu en later. SDU, Den Haag.
- VenW, 1998. Vierde Nota Waterhuishouding; regeringsbeslissing. SDU, Den Haag.
- VenW, 2008. Ontwerp Nationaal Waterplan. Ministerie van Verkeer en Waterstaat.
- VenW, Provincie Zeeland en Provincie Zuid-Holland, 2008. Beheerplan Voordelta. Spelregels voor natuurbescherming.
- Vertegaal, C.T.M. en Van der Salm, J.N.C., 1988. Ecologische profielen kust- en zeevogels; noordse stormvogel, rotgans, eidereend, scholekster, kluut, bonte strandloper, grote stern, zeekoet. In: Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Dienst Getijdewateren, Ecologisch Profiel Vogels; Referentie toestand, huidige toestand, ecologie en ingreep-effectkennis.
- Visser, H., 2002. Detectie van milieuveranderingen. Een toepassing van Structurele Tijdreeksmodellen en het Kalmanfilter, RIVM rapport 550002002. RIVM, Bilthoven.
- VZZ, 2007. Basisrapport voor de Rode Lijst Zoogdieren volgens Nederlandse en IUCN-criteria. VZZ rapport 2006.027. Tweede, herziene druk. Zoogdiervereeniging VZZ, Arnhem.
- Wetsteyn, L.M.P.J., Duin, R.N.M., Kromkamp, J.C., Latuhihin, M., Peene, J., Pouwer, A. en Prins, T.C., 2003. Verkenning draagkracht Oosterschelde, onderzoek naar veranderingen en trends in de Oosterschelde in de periode 1990-2000. Rapport RIKZ/2003.049. RIKZ, Den Haag.
- Wiertz, J., 2005. Kerngraadmeters voor natuur en landschap in Nederland; een tussenbalans. Rapport 500002006 / 2005. Milieu- en Natuurplanbureau, Bilthoven.
- Wijsman, J.W.M. en Smaal, A.C., 2006. Risk analysis of mussels transfer. IMARES, Yerseke.
- Witbaard, R., 1997. Tree of the sea. The use of the internal growth lines in the shell of *Arctica islandica* (Bivalvia, Mollusca) for the retrospective assessment of marine environmental change. Proefschrift Rijksuniversiteit Groningen.
- Witbaard, R., 2007. Evaluatie en streefdoelen voor de noordkromp-populatie op het Friese Front en in de Oester Gronden. Rapport C041/07. IMARES, Texel.
- Wolff, W.J., 2005. Non-indigenous marine and estuarine species in the Netherlands. Zoologische Mededelingen 79 (1): 1-116.
- Wortelboer, R., Rosenboom, R., Kragt, F., Ligtoet, W., Van Gaalen, F., Knoop, J., Cleij, P., Van Puijenbroek, P., Janse, J. en Alkemade, R., 2010. Ecologische effectberekeningen voor de 2e nationale Natuurverkenning. Aquatische systemen. Planbureau voor de Leefomgeving, Bilthoven. Intern rapport. 147pp.
- Young, N.M. en Iudicello, S., 2007. Worldwide bycatch of Cetaceans. An evaluation of the most significant threats to cetaceans, the affected species and the geographic areas of high risk, and the recommended actions from various independent institutions. National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-36.

- Ysebaert, T., 2007. Referenties en maatlatten voor macrobenthos van overgangs- en kustwateren: Aanvullende informatie ten behoeve van RWS-rapportage. Rapportnummer C100/07. IMARES, Yerseke.
- Ysebaert, T., Deregge, N. en Meire, P., 1991. Het macrozoöbenthos op twee debietraaien in het oostelijk deel van de Westerschelde. WWE-rapport 24. Laboratorium voor Ecologie der Dieren, Gent.
- Ysebaert, T. en Herman, P.M.J., 2002. Spatial and temporal variation in benthic macrofauna and relationships with environmental variables in an estuarine, intertidal soft-sediment environment. *Marine Ecology Progress Series* 244, 105-124.
- Ysebaert, T., Meire, P., Maes, D. en Buijs, J., 1993. The benthic macrofauna along the estuarine gradient of the Schelde estuary. *Neth. J. Aquat. Ecol.* 27, 327-341.
- Zeegras.nl, 2008. Website www.zeegras.nl van Ministerie van Verkeer en Waterstaat. (Inclusief update van Dick de Jong die later op de website verschenen is.)
- Zonneveld, L.M.L., 1989. Moerasvegetaties in Nederland, een literatuur onderzoek t.b.v. de Derde Nota Waterhuishouding. Bureau L|B|&|P, Beilen, in opdracht van het Ministerie van Verkeer en Waterstaat. In: Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Dienst Getijdewateren, Ecologisch Profiel Hogere planten; Referentie toestand, huidige toestand, ecologie en ingreep-effectkennis.

Bijlage 1

Natuurkwaliteit per watersysteem per indicator

Natuurkwaliteit Noordzee (NCP)

Tabel B1.1

Eenheid: percentage.

Soortgroep	Indicator	Periode			Opmerking
		1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Fytoplankton	Chlorofyl-a	15	13	14	
	Phaeocystis	-	38	62	
	Gemiddeld	15	26	38	
Hogere planten ¹	Kwelders/schorren	(29)	(47)	(47)	
Bodemdieren	Noordkromp	-	-	-	
	Nonnetje	100	100	100	
	Gewone garnaal	57	47	37	
	Aantal soorten			64	
	Dichtheid			44	
	Biomassa			19	
	Similariteit			48	
	Gemiddeld	79	74	52	
Vissen	Steur	0	0	0	
	Stekelrog	8	6	5	
	Eileggende roggen	51	15	4	
	Haring	26	17	41	
	Kabeljauw	53	40	19	
	Schol	95	51	54	
	Spiering	12	23	24	
	Aandeel grote vissen	43	37	29	
	Gemiddeld	36	24	22	
Vogels	Alk/Zeekoet	64	100	100	
	Eider	100	94	54	
	Strandplevier	11	7	3	
	Steenloper	81	76	100	
	Grote stern	39	45	56	
	Visdief	32	58	51	
	Dwergstern			11	
	Noordse stormvogel	100	100	100	
	Gemiddeld	61	68	59	(66% in 2000-2006 zonder Dwergstern)
Zoogdieren	Bruinvis	18	25	34	
	Dolfijnen	6	9	8	
	Gewone zeehond	1	1	12	
	Gemiddeld	8	12	18	
Gemiddeld		40	41	38	

¹ Het areaal aan kwelders en schorren dat in het gebied van de Noordzeekustzone valt is erg klein en a-typisch, en is daarmee niet als representatief voor de kustzone te beschouwen. De Natuurkwaliteit van de soortgroep Hogere planten is daarom verder niet meegenomen in de bepaling van de Natuurkwaliteit van de Noordzee.

Eenheid: percentage.

Soortgroep	Indicator	Periode			Opmerking
		1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Fytoplankton	Chlorofyl-a	25	16	21	
	Phaeocystis		28	62	
	Gemiddeld	25	22	42	
Hogere planten ¹	Kwelders/schorren	(29)	(47)	(47)	
Bodemdieren	Nonnetje	100	100	100	
	Gewone garnaal	57	47	37	
	Aantal soorten			64	
	Dichtheid			44	
	Biomassa			19	
	Similariteit			48	
	Gemiddeld	79	74	52	
Vissen	Steur	0	0	0	
	Stekelrog	8	6	5	
	Eileggende roggen	51	15	4	
	Schol	95	51	54	
	Spiering	12	23	24	
	Gemiddeld	33	19	17	
Vogels	Eider	100	94	54	
	Strandplevier	11	7	3	
	Steenloper	81	76	100	
	Grote stern	39	45	56	
	Visdief	32	58	51	
	Dwergstern			11	
	Gemiddeld	53	56	46	(53% in 2000-2006 zonder dwergstern)
Zoogdieren	Bruinvis	18	25	34	
	Dolfijnen	7	14	14	
	Gewone zeehond	1	1	12	
	Gemiddeld	9	13	20	
Gemiddeld		40	37	35	

¹ Het areaal aan kwelders en schorren wat in het gebied van de Noordzeekustzone valt is erg klein en a-typisch, en is daarmee niet als representatief voor de kustzone te beschouwen. De Natuurkwaliteit van de soortgroep Hogere planten is daarom verder niet meegenomen in de bepaling van de Natuurkwaliteit van de Noordzee.

Eenheid: percentage.

Soortgroep	Indicator	Periode			Opmerking
		1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Fytoplankton	Chlorofyl-a	5	9	7	
	Phaeocystis		47	61	
	Gemiddeld	5	28	34	
Hogere planten	-	-	-	-	
Bodemdieren	Noordkromp	-	-	-	
Vissen	Steur	0	0	0	
	Stekelrog	8	6	5	
	Eileggende roggen	51	15	4	
	Haring	26	17	41	
	Kabeljauw	53	40	19	
	Schol	95	51	54	
	Aandeel grote vissen	43	37	29	
	Gemiddeld	39	24	22	
Vogels	Alk/Zeekoet	60	89	100	
	Noordse stormvogel	100	99	100	
	Gemiddeld	80	94	100	
Zoogdieren	Bruinvis	18	25	34	
	Dolfijnen	5	3	2	
	Gemiddeld	12	14	18	
Gemiddeld		34	40	44	

Eenheid: percentage.

Soortgroep	Indicator	Periode			Opmerking
		1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Fytoplankton	Chlorofyl-a	25	21	18	
	Phaeocystis		22	26	
	Gemiddeld	25	22	22	
Hogere planten	Zeegras	15	17	15	
	Kwelders/schorren	24	26	33	
	Gemiddeld	20	22	24	
Bodemdieren	Nonnetje	84	75	46	
	Gewone garnaal	88	72	51	
	Mosselbanken	3	25	55	
	Kokkelbanken	42	54	52	
	Aantal soorten			86	
	Dichtheid			86	
	Biomassa			77	
	Similariteit			75	
	Gemiddeld	54	57	66	(51% in periode 2000-2006 voor indicatoren die in alle drie perioden gemeten zijn)
Vissen	Steur	0	0	0	
	Stekelrog	8	6	5	
	Eileggende roggen	51	15	4	
	Spiering	54	45	42	
	KRW; aantal diadroom	28	36	32	
	KRW; aantal estuarien res.	68	67	71	
	KRW; aantal kinderkamer	87	89	92	
	KRW; aantal seizoenen	50	49	47	
Vogels	Gemiddeld	43	38	37	
	Eider	100	75	53	
	Scholekster	82	78	68	
	Kluut	88	77	71	
	Strandplevier	12	11	5	
	Kanoet	64	91	83	
	Bonte strandloper	98	100	100	
	Steenloper	91	63	73	
	Grote stern	35	39	55	
	Visdief	49	64	52	
	Dwergstern	21	30	34	
	Gemiddeld	64	63	59	
Zoogdieren	Bruinvis	1	3	3	
	Gewone zeehond	11	25	47	
	Gemiddeld	6	14	25	
Gemiddeld		35	36	39	

Eenheid: percentage.

Soortgroep	Indicator	Periode			Opmerking
		1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Fytoplankton	Chlorofyl-a	25	21	18	
	Phaeocystis		32	51	
	Gemiddeld	25	27	35	
Hogere planten	Zeegras	39	16	14	
	Kwelders/schorren	5	4	8	
	Gemiddeld	22	10	11	
Bodemdieren	Nonnetje	100	97	23	
	Gewone garnaal	94	74	84	
	Mosselbanken	0	49	26	
	Kokkelbanken	39	55	48	
	Aantal soorten			88	
	Dichtheid			81	
	Biomassa			54	
	Similariteit			67	
	Gemiddeld	58	69	59	
Vissen	Stekelrog	8	6	5	
	Eileggende roggen	51	15	4	
	Spiering	100	100	100	
	KRW; aantal diadroom	27	35	33	
	KRW; aantal estuarien res.	68	72	74	
	KRW; aantal kinderkamer	95	95	98	
	KRW; aantal seizoen	56	56	42	
	Gemiddeld	58	54	51	
Vogels	Eider	100	97	75	
	Scholekster	73	66	61	
	Kluut	100	100	100	
	Strandplevier	2	11	2	
	Kanoet	56	100	50	
	Bonte strandloper	98	100	100	
	Steenloper	96	47	45	
	Grote stern	35	39	55	
	Visdief	39	70	48	
	Dwergstern	26	43	56	
	Gemiddeld	63	67	59	
Zoogdieren	Bruinvis	2	2	3	
	Gewone zeehond	13	29	55	
	Gemiddeld	7	16	29	
Gemiddeld		39	41	41	

Eenheid: percentage.

Soortgroep	Indicator	Periode			Opmerking
		1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Fytoplankton	Chlorofyl-a	29	23	24	
	Phaeocystis		14	12	
	Gemiddeld	29	19	18	
Hogere planten	Zeegras	1	0	6	
	Kwelders/schorren	34	41	50	
	Gemiddeld	18	21	28	
Bodemdieren	Nonnetje	52	34	30	
	Gewone garnaal	76	65	35	
	Mosselbanken	9	23	63	
	Kokkelbanken	83	100	100	
	Aantal soorten			88	
	Dichtheid			81	
	Biomassa			54	
	Similariteit			67	
	Gemiddeld	55	56	65	
Vissen	Stekelrog	8	6	5	
	Eileggende roggen	51	15	4	
	Spiering	13	10	13	
	KRW; aantal diadroom	30	38	34	
	KRW; aantal estuarien res.	69	67	70	
	KRW; aantal kinderkamer	87	89	91	
	KRW; aantal seizoen	50	50	50	
	Gemiddeld	44	39	38	
Vogels	Eider	100	49	53	
	Scholekster	100	69	59	
	Kluut	63	30	14	
	Strandplevier	24	21	12	
	Kanoet	95	92	100	
	Bonte strandloper	100	100	100	
	Steenloper	85	78	100	
	Grote stern	35	39	55	
	Visdief	56	100	91	
	Dwergstern	36	47	47	
	Gemiddeld	69	63	63	
Zoogdieren	Bruinvis	10	10	3	
	Gewone zeehond	16	37	71	
	Gemiddeld	13	24	37	
Gemiddeld		38	37	42	

Eenheid: percentage.

Soortgroep	Indicator	Periode			Opmerking
		1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Fytoplankton	Chlorofyl-a	21	19	13	
	Phaeocystis		19	14	
	Gemiddeld	21	19	14	
Hogere planten	Zeegras	4	35	24	
	Kwelders/schorren	34	33	42	
	Gemiddeld	19	34	33	
Bodemdieren	Nonnetje	100	94	86	
	Gewone garnaal	94	77	35	
	Mosselbanken	0	2	76	
	Kokkelbanken	4	6	8	
	Aantal soorten	57		81	
	Dichtheid	22		95	
	Biomassa	78		100	
	Similariteit	63		90	
	Gemiddeld	52	45	71	
Vissen	Steur	0	0	0	
	Spiering	49	24	14	
	KRW; aantal diadroom	27	35	28	
	KRW; aantal estuarien res.	67	62	70	
	KRW; aantal kinderkamer	80	82	88	
	KRW; aantal seizoen	44	40	48	
	Gemiddeld	45	41	41	
Vogels	Eider	100	79	30	
	Scholekster	74	100	85	
	Kluut	100	100	100	
	Strandplevier	10	0	0	
	Kanoet	41	81	100	
	Bonte strandloper	96	100	100	
	Visdief	51	21	18	
	Dwergstern	0	0	0	
	Gemiddeld	59	60	54	
Zoogdieren	Bruinvis	0	2	3	
	Gewone zeehond	3	8	15	
	Gemiddeld	2	5	9	
Gemiddeld		33	34	37	

Eenheid: percentage.

Soortgroep	Indicator	Periode			Opmerking
		1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Fytoplankton	Chlorofyl-a	26	22	40	
	Phaeocystis		61	59	
	Gemiddeld	26	42	50	
Hogere planten	Zeegras	29	11	7	
	Kwelders/schorren	63	43	46	
	Gemiddeld	46	27	27	
Bodemdieren	Nonnetje	27	52	52	
	Gewone garnaal	83	30	31	
	Mosselbanken		1	0	
	Kokkelbanken	56	32	41	
	Aantal soorten			79	
	Dichtheid			63	
	Biomassa			59	
	Similariteit			66	
	Gemiddeld	55	29	49	(31% in periode 2000-2006 voor indicatoren die in alle drie perioden gemeten zijn)
Vissen	Steur	0	0	0	
	Stekelrog	8	6	5	
	Eileggende roggen	51	15	4	
	Spiering	0	1	1	
	KRW; aantal diadroom	17	18	26	
	KRW; aantal estuarien res.	65	57	79	
	KRW; aantal kinderkamer	89	97	100	
	KRW; aantal seizoen	41	38	44	
Vogels	Gemiddeld	34	29	32	
	Middelste zaagbek	32	60	48	
	Scholekster	69	72	56	
	Kluut	94	60	57	
	Strandplevier	37	14	16	
	Kanoet	82	93	100	
	Bonte strandloper	41	52	65	
	Steenloper	100	92	98	
	Grote stern	50	61	60	
	Visdief	68	58	62	
	Dwergstern	38	26	50	
	Gemiddeld	61	59	61	
Zoogdieren	Bruinvis	0	0	0	
	Gewone zeehond	1	1	2	
	Gemiddeld	1	1	1	
Gemiddeld		37	31	37	

Eenheid: percentage.

Soortgroep	Indicator	Periode			Opmerking
		1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Fytoplankton	Chlorofyl-a	22	35	46	
	Phaeocystis		33	37	
	Gemiddeld	22	34	42	
Hogere planten	Zeegras	32	4	7	
	Kwelders/schorren	80	55	62	
	Gemiddeld	56	30	35	
Bodemdieren	Nonnetje	21	40	58	
	Gewone garnaal	76	15	25	
	Mosselbanken		0	0	
	Kokkelbanken	88	40	58	
	Aantal soorten			84	
	Dichtheid			77	
	Biomassa			85	
	Similariteit			75	
	Gemiddeld	62	24	58	
Vissen	Steur	0	0	0	
	Stekelrog	8	6	5	
	Eileggende roggen	51	15	4	
	KRW; aantal diadroom	13	12	14	
	KRW; aantal estuarien res.	68	65	77	
	KRW; aantal kinderkamer	87	93	100	
	KRW; aantal seizoen	36	36	36	
Vogels	Gemiddeld	38	32	34	
	Scholekster	79	56	44	
	Kluut	100	100	100	
	Strandplevier	37	11	11	
	Kanoet	46	78	100	
	Bonte strandloper	43	38	48	
	Steenloper	100	100	100	
	Visdief	19	33	62	
	Dwergstern	1	7	32	
	Gemiddeld	53	53	62	
Zoogdieren	Bruinvis	0	0	0	
	Gewone zeehond	0	2	3	
	Gemiddeld	0	1	2	
Gemiddeld		39	29	39	

Eenheid: percentage.

Soortgroep	Indicator	Periode			Opmerking
		1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Fytoplankton	Chlorofyl-a	19	8	32	
	Phaeocystis		37	53	
	Gemiddeld	19	23	43	
Hogere planten	Zeegras	33	33	20	
	Kwelders/schorren	45	30	30	
	Gemiddeld	39	32	25	
Bodemdieren	Nonnetje	33	64	45	
	Gewone garnaal	89	44	37	
	Mosselbanken	2	1	0	
	Kokkelbanken	24	24	24	
	Aantal soorten			77	
	Dichtheid			67	
	Biomassa			42	
	Similariteit			69	
	Gemiddeld	37	33	45	
Vissen	Steur	0	0	0	
	Stekelrog	8	6	5	
	Eileggende roggen	51	15	4	
	Spiering	0	1	1	
	KRW; aantal diadroom	20	23	23	
	KRW; aantal estuarien res.	62	48	60	
	KRW; aantal kinderkamer	90	100	100	
	KRW; aantal seizoenen	46	40	52	
	Gemiddeld	35	29	31	
Vogels	Scholekster	38	59	39	
	Kluut	100	57	82	
	Strandplevier	27	18	16	
	Kanoet	100	100	100	
	Bonte strandloper	44	51	59	
	Steenloper	100	100	94	
	Visdief	93	100	100	
	Dwergstern	75	50	46	
	Gemiddeld	72	67	67	
Zoogdieren	Bruinvis	0	0	0	
	Gewone zeehond	0	1	3	
	Gemiddeld	0	1	2	
Gemiddeld		34	31	36	

Eenheid: percentage.

Soortgroep	Indicator	Periode			Opmerking
		1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Fytoplankton	Chlorofyl-a	54	36	59	
	Phaeocystis		100	89	
	Gemiddeld	54	68	74	
Hogere planten	Zeegras	41	0	0	
Bodemdieren	Aantal soorten			91	
	Dichtheid			75	
	Biomassa			66	
	Similariteit			65	
	Gemiddeld			74	
Vissen	Stekelrog	8	6	5	
	Eileggende roggen	51	15	4	
	Gemiddeld	30	11	5	
Vogels	Middelste Zaagbek	39	81	78	
	Scholekster	89	100	86	
	Kluut	93	48	43	
	Strandplevier	66	28	35	
	Kanoet	100	100	100	
	Bonte strandloper	35	66	88	
	Steenloper	100	75	100	
	Visdief	61	80	87	
	Dwergstern	37	22	73	
	Gemiddeld	69	67	77	
Zoogdieren	Bruinvis	0	0	0	
	Gewone zeehond	1	0	0	
	Gemiddeld	1	0	0	
Gemiddeld		39	29	38	

Eenheid: percentage.

Soortgroep	Indicator	Periode			Opmerking
		1984-1989	1994-1999	2000-2006	
Fytoplankton	Chlorofyl-a	10	9	23	
	Phaeocystis		75	56	
	Gemiddeld	10	42	40	
Hogere planten	Zeegras	9	5	0	
Bodemdieren	Aantal soorten			65	
	Dichtheid			31	
	Biomassa			42	
	Similariteit			54	
	Gemiddeld			48	
Vissen	KRW; aantal diadroom			40	
	KRW; aantal estuarien res.			100	
	KRW; aantal kk + seizoen			50	
	KRW; aantal z+l brak			0	
	KRW; biom. diadroom			10	
	KRW; biom. estuarien res.			100	
	KRW; biom. kk + seizoen			100	
	KRW; biom. z+l brak			0	
	Gemiddeld			50	
Vogels	Middelste zaagbek	24	38	17	
	Kluut	82	35	1	
	Strandplevier	16	0	0	
	Visdief	100	18	0	
	Gemiddeld	56	23	5	
Zoogdieren	Bruinvis	0	0	0	
	Gewone zeehond	1	0	0	
	Gemiddeld	1	0	0	
Gemiddeld		19	18	24	

Bijlage 2

Schatting van de onzekerheid in de 90-percentielwaarden van chlorofyl-a

Inleiding

De normen voor chlorofyl-a en *Phaeocystis*-bloei zijn uitgedrukt in de 90-percentielwaarden van de waarnemingen. Over het algemeen worden de berekende waarden gemiddeld per maand, om zo te compenseren voor maanden waarin maar één waarneming beschikbaar is. De 90-percentielwaarde wordt vervolgens berekend over de 7 maandgemiddelden (maart tot en met september; mond.med. Baretta-Bekker). De berekende 90-percentielwaarde wordt in rapportages (bijvoorbeeld Baretta-Bekker, 2008) direct vergeleken met de norm-waarde. De berekende 90-percentielwaarde is echter een ‘best-guess’ van de werkelijke waarde en heeft derhalve een (on)betrouwbaarheid. Om met voldoende zekerheid te kunnen stellen dat de 90-percentielwaarde de norm niet overschrijdt, is het van belang om zicht te hebben op de betrouwbaarheid van de getallen. In deze studie is rekening gehouden met de betrouwbaarheid van de 90-percentielwaarden en wordt de onzekerheid m.b.t. tot het al of niet halen van de norm gepresenteerd.

Methode

De hier gebruikte methode staat bekend als Bootstrap (Millard en Neerchal, 2001). Het idee is dat de betrouwbaarheid van een 90-percentielwaarde geschat kan worden uit de variatie in 90-percentielwaarden die berekend zijn voor een groot aantal random samples uit een grotere populatie. Als populatie is hier gebruik gemaakt van de metingen van chlorofyl-a op het meetpunt Noordwijk 10 km uit de kust over de periode 1975-2007 voor de maanden maart tot en met september (811 metingen; gegevens Rijkswaterstaat Waterbase.nl, 16-10-2008). De samples zijn verkregen door 1000 trekkingen te doen (met teruglegging). Door de sample-grootte te variëren van 5-100 waarnemingen per sample, kon de relatie tussen het aantal waarnemingen waar een percentielwaarde uit geschat wordt en de betrouwbaarheid van de percentielwaarde vastgelegd worden. Het meetpunt Noordwijk 10 km uit de kust is gekozen omdat het herhaaldelijk in rapportages (bijvoorbeeld Water in Beeld) verschijnt als een representatief punt voor de Nederlandse kust. Dit meetpunt is in sommige opzichten echter ook een uitzondering omdat er in bepaalde jaren vaker gemeten is (namelijk wekelijks) dan op andere meetpunten. Noordwijk 10 km uit

de kust wordt hier als voorbeeld gebruikt. De uiteindelijke analyse van de onzekerheid in het behalen van de norm is per meetpunt uitgevoerd. Per gebied (bijvoorbeeld de kustzone) is het aantal meetpunten gescoord dat al of niet voldoet aan de norm.

Resultaat

De waarden van chlorofyl-a gemeten op het meetpunt Noordwijk 10 km uit de kust variëren tussen 1975 en 2007 van 0,1 tot 125,5 µg/l (Figuur B2.1). De 90-percentielwaarden laten een maximum zien over de maanden april-juni (Figuur B2.2). De 90-percentielwaarden over de zomerperiode (maart tot en met september) variëren sterk van jaar tot jaar (Figuur B2.3), waarbij opvalt dat er in de periode 1983 tot en met 1987 in het geheel niet gemeten is. Het helicopter-bemonsteringen op 10 raaien in de Noordzee (79 meetpunten) is in 1983 stopgezet. In 1988 is het meetprogramma voor 17 meetpunten in de Noordzee weer opgestart. Slechts op één meetpunt (Goeree 6 km uit de kust) is doorlopend gemeten sinds 1975. Het aantal metingen waarmee voor meetpunt Noordwijk 10 km de zomerperiode 90-percentielwaarden zijn berekend is 9 tot 15 voor de periode 1975-1982 en 4 tot 33 voor de periode 1988-2007 (Figuur B2.4). De laatste 15 jaar zijn er elk jaar steeds minimaal 20 meetwaarden beschikbaar op Noordwijk 10 km.

Het gemiddelde 90-percentiel is afhankelijk van het aantal waarnemingen dat beschikbaar is (Figuur B2.4a). Dit betekent dat bij een klein aantal waarnemingen van chlorofyl-a in de zomerperiode uitschieters structureel gemist worden en de 90-percentielwaarde wordt onderschat. Voor het meetpunt Noordwijk geldt dat beneden 15 waarnemingen per zomerperiode de 90-percentielwaarden gemiddeld met meer dan 10% onderschat worden. Dit zou in de periode 1975-1982 structureel het geval geweest kunnen zijn (vergelijk Figuur B2.3). De standaardafwijking van de 90-percentielwaarden loopt sterk op bij een aantal waarnemingen dat kleiner is dan 20 (Figuur B2.4b). Door de standaardafwijkingen is een lijn gefit zodat bij het aantal waarnemingen een meest waarschijnlijke standaardafwijking berekend kan worden. De bijbehorende 95%-betrouwbaarheidsintervallen als functie van het aantal waarnemingen is weergegeven in Figuur B2.5. Voor het toetsen ten opzichte van de OSPAR-norm wordt eenzijdig getoetst met $\alpha=0,05$ (de blauwe gestippelde lijn in Figuur B2.5

geeft de grenswaarde aan waartegen getoetst wordt). Wat in deze figuur opvalt is dat deze grenswaarde over een groot bereik nagenoeg horizontaal loopt: bij lage aantallen waarnemingen wordt de onderschatting van deze percentielwaarden gecompenseerd door de grotere onbetrouwbaarheid van de 90-percentielwaarden. Met andere woorden: bij 10 en meer metingen in de zomerperiode is de grenswaarde behorend bij het eenzijdig toetsen met $\alpha=0,05$ een robuuste schatting voor de werkelijke 90-percentielwaarde. Hier geldt dat het eigenlijk onmogelijk is om een 90-percentiel te berekenen op basis van minder dan 10 meetwaarden. Er zijn verschillende methoden in omloop om de 90-percentielwaarde te berekenen. Bij een klein aantal waarnemingen geven de verschillende methoden de grootste verschillen in uitkomsten te zien. Dit maakt een schatting van een 90-percentiel bij een klein aantal waarnemingen extra onzeker.

Voor het meetstation Noordwijk 10 km uit de kust betekent het toepassen van de betrouwbaarheidsintervallen dat in 2 extra jaren (1979 en 1997) de OSPAR-norm niet gehaald wordt (Figuur B2.6). Duidelijk is het grote verschil tussen 90-percentiel en bovengrens van het 95%-betrouwbaarheidsinterval in 1990 als er maar 4 waarnemingen beschikbaar zijn. Voor andere meetpunten, waarop in de zomerperiode minder frequent gemeten is, treedt een dergelijk verschil in meerdere jaren op.

Voor de gehele Nederlandse kustzone (in dit geval de OSPAR-regio Coastal Waters) voldoet een variërend deel van de meetpunten aan de OSPAR-norm (Figuur B2.7). Indien rekening gehouden met de (on)betrouwbaarheid van de schatting van de 90-percentielwaarde dan voldoet een groter deel van de meetpunten niet aan de norm (Figuur B2.7). Zoals hierboven al is opgemerkt, vertoont het aantal meetpunten in de periode 1975-2007 grote variaties. Daarom is ook gekeken naar de resultaten indien alleen langjarige

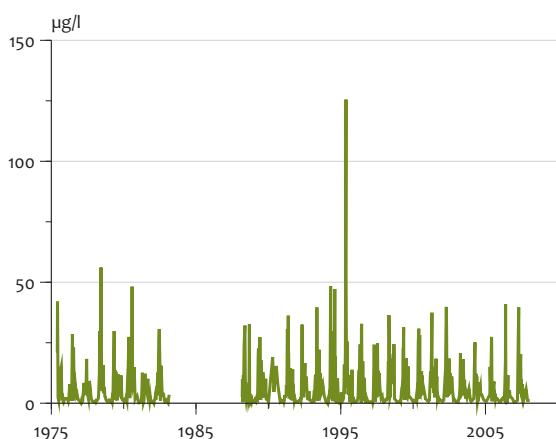
meetreeksen gebruikt worden, namelijk die voor de meetpunten Rottumerplaat (3 km, 50 km, 70 km), Terschelling (4 km, 10 km), Noordwijk (2 km, 10 km, 20 km), Goeree (6 km) en Walcheren (2 km, 20 km). Wanneer alleen de meetpunten meegerekend worden die zowel in de periode 1975-1982 als in de periode 2002-2007 bemonsterd werden, dan komen de resultaten voor de kustzone van de analyse sterk overeen met die waarbij alle beschikbare meetpunten zijn gebruikt (vergelijk Figuren B2.8 en B2.7). Bij de verdere bewerking is steeds uitgegaan van alle beschikbare meetpunten.

In Figuur B2.9 zijn naast elkaar voor beide methoden de resultaten van de vergelijking met de OSPAR-normen weer gegeven. Hierbij zijn de betrouwbaarheidsintervallen geschat met bovenstaande methode. Vanwege de verschillen tussen de gebieden, voor wat betreft hoogte en variabiliteit van de chlorofyl-a concentraties, zijn de betrouwbaarheidsintervallen per gebied berekend. De resultaten zijn ongunstiger als wel rekening gehouden wordt met de onzekerheid in de berekende 90-percentielwaarden.

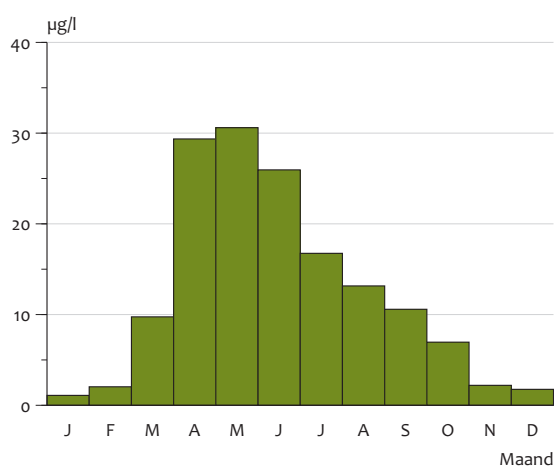
In het protocol toetsen en beoordelen voor de monitoring voor de Kaderrichtlijn Water (Torenbeek en Pelsma 2007) staat vermeld dat voor de kust- en overgangswateren 7 maal in de zomerperiode (maart tot en met september) gemeten moet worden. Van deze 7 meetwaarden (of 7 maandgemiddelden als er vaker per maand is bemonsterd) moet een 90-percentiel bepaald worden. Gezien de grote onzekerheid in de bepaling van een 90-percentiel op slechts 7 meetwaarden, verdient het de voorkeur, vanwege een grotere betrouwbaarheid van de resultaten, om de 90-percentielwaarde te bepalen op basis van de oorspronkelijke, niet-geaggregeerde meetwaarden (bij voorkeur meer dan 20 per zomerperiode, waarbij de metingen zo goed mogelijk over de zomerperiode verdeeld dienen te zijn).

Chlorofyl-a Noordwijk 10 km uit de kust

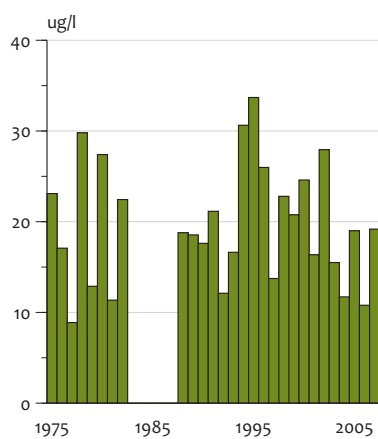
Figuur B2.1



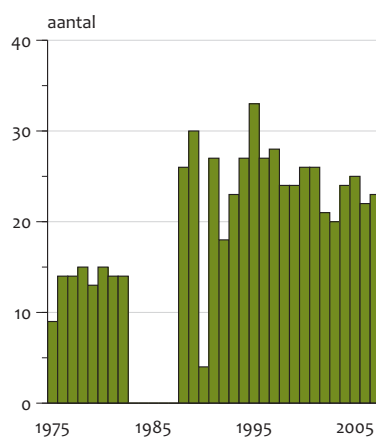
Periode 1975-2007



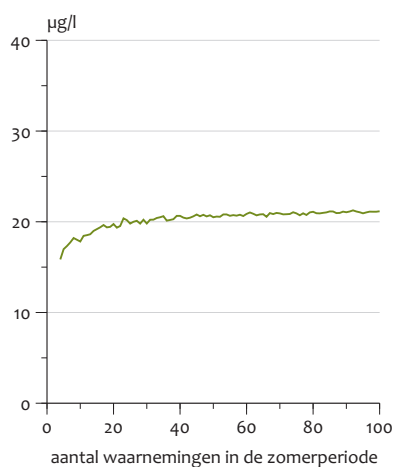
90-Percentielwaarden



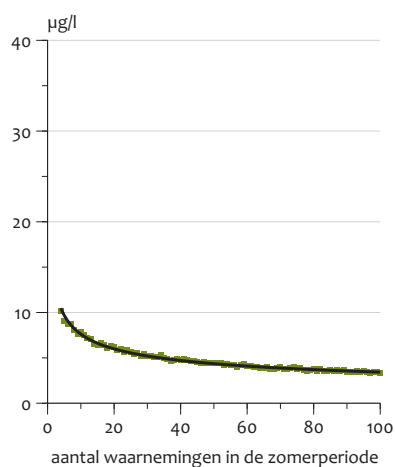
Aantal waarnemingen



Berekende 90-percentielwaarde

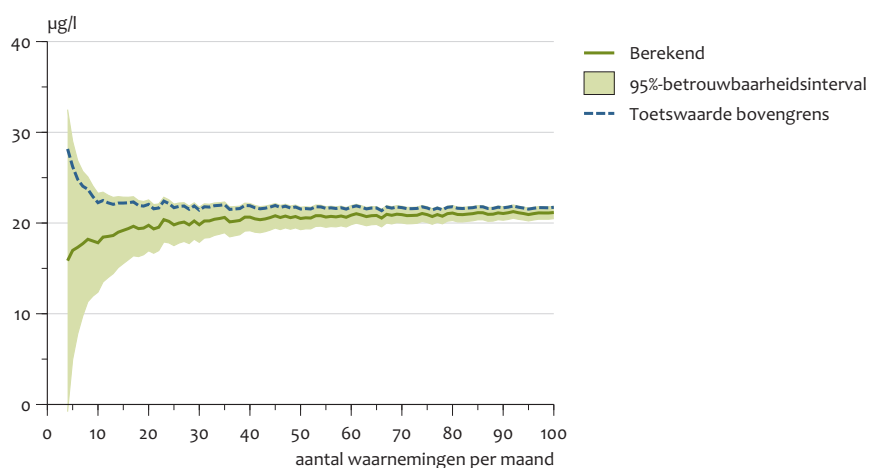


Berekende standaardafwijking en fit



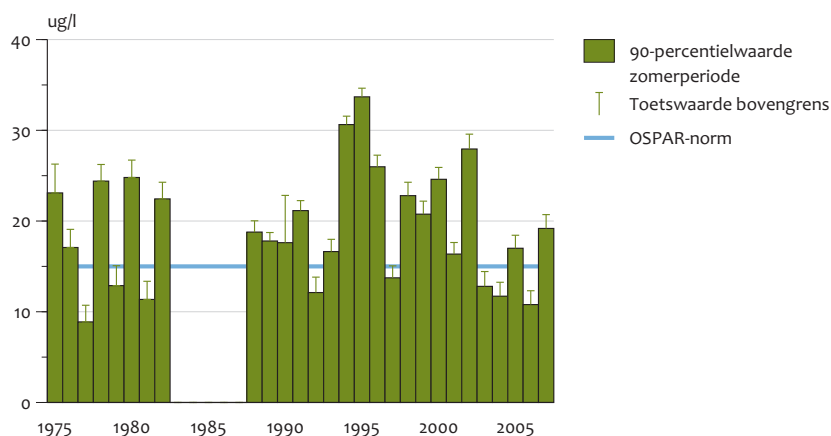
■ Berekend
— Gefit

Meetstation Noordwijk 10 km



Chlorofyl-a Noordwijk 10 km

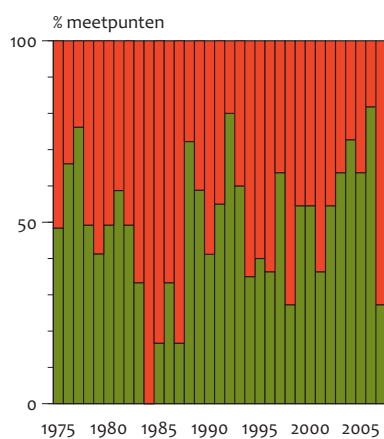
Figuur B2.6



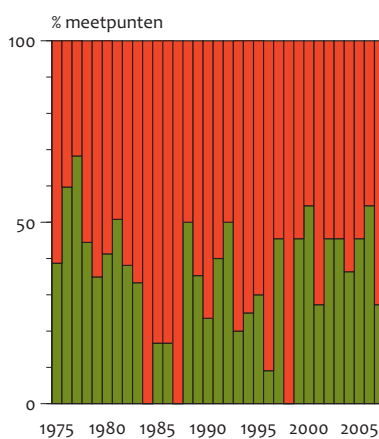
Chlorofyl-a; overschrijding norm in OSPAR-regio Kustzone

Figuur B2.7

Percentielwaarden

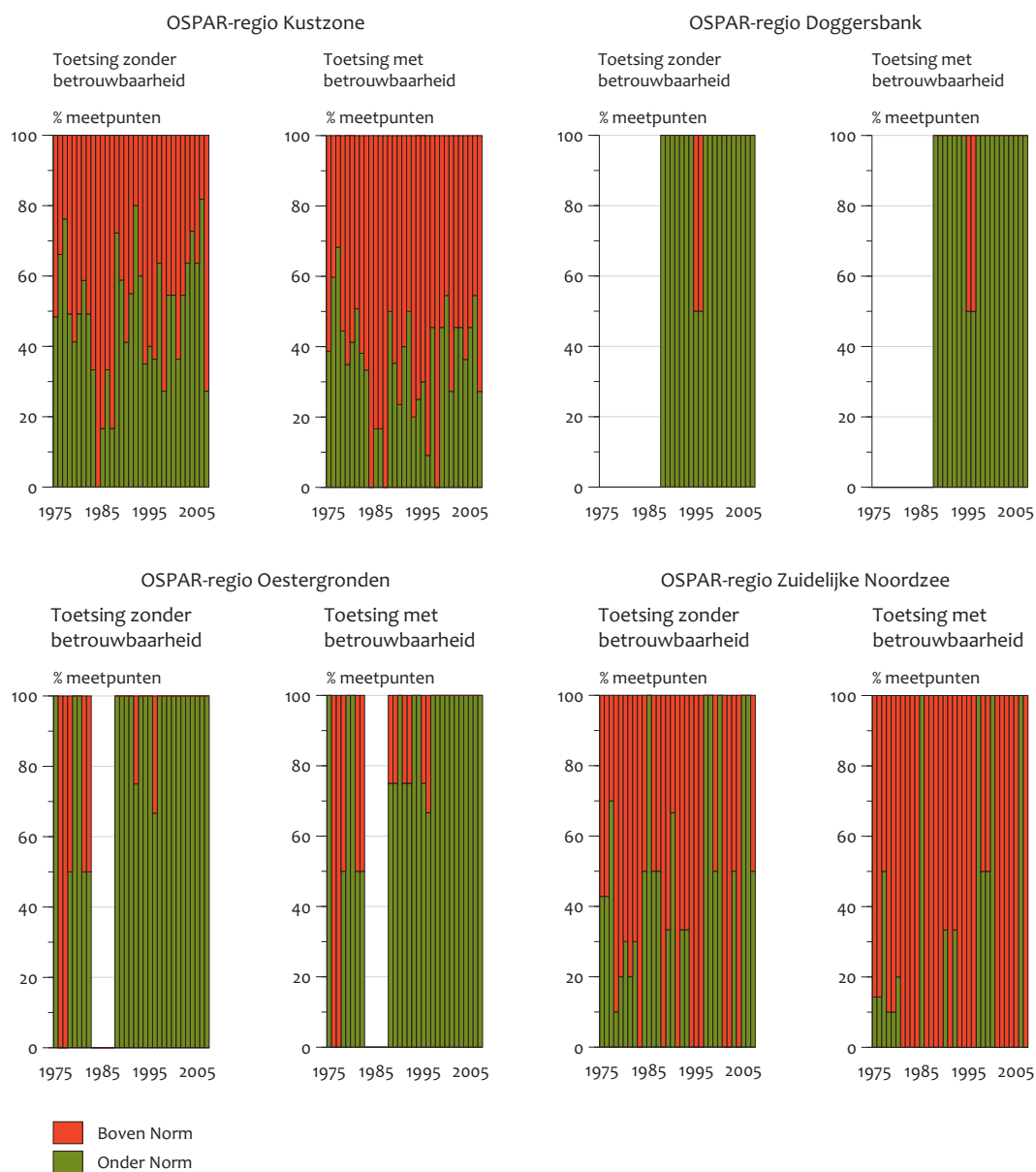
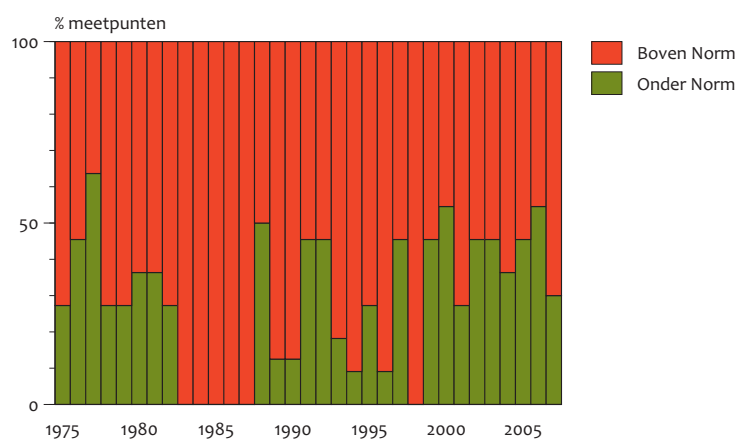


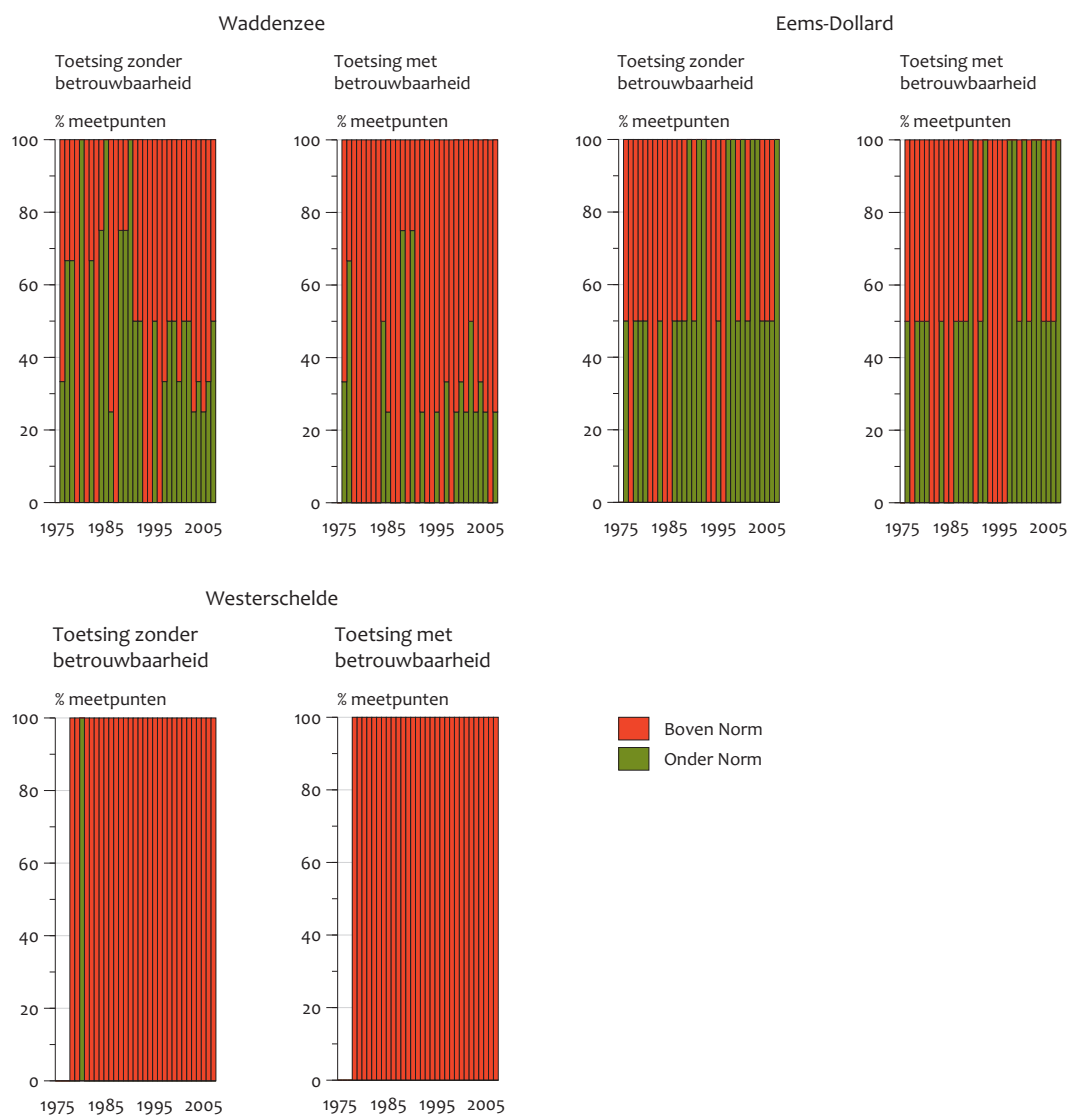
Bovengrens betrouwbaarheidsinterval



■ Boven Norm
■ Onder Norm

Getoetst met bovengrens betrouwbaarheidsinterval





Bijlage 3

Schatting van de onzekerheid in de bloeifrequentie van *Phaeocystis*

Bloei-frequentie

Voor de Kaderrichtlijn Water wordt de bloei-frequentie van *Phaeocystis* gebruikt als indicator fytoplankton-soorten-samenstelling in de kustwateren. Een bloei van *Phaeocystis* is gedefinieerd als het optreden van een concentratie van cellen van meer dan $1 \cdot 10^6 \text{ l}^{-1}$. Een bloei van *Phaeocystis* per jaar wordt als referentie voor de kustwateren beschouwd. De bloei-frequentie wordt berekend als het percentage van de maanden per jaar waarin een bloei optreedt. Een bloei per jaar is vertaald als 1 van de 12 maanden met een bloei, wat een bloei-frequentie van 8,3% oplevert (Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen van de Kaderrichtlijn Water; Van der Molen en Pot, 2007a).

In de maatlat van deze indicator zit een vertaalslag. Een bloei is vertaald naar een (1) maand, maar niet uit te sluiten is dat er meerdere bloeien in 1 maand voorkomen of dat een bloei op de overgang van 2 maanden voorkomt. Hier zijn verder de kalendermaanden aangehouden, zoals gebruikt in het referentie- en maatlatdocument voor de Kaderrichtlijn Water (Van der Molen en Pot, 2007b).

Omdat het detecteren van een bloei per maand gebeurt, is hier gekeken naar de onzekerheid van het detecteren van een bloei als functie van het aantal metingen per maand. Als voorbeeld is weer het meetpunt Noordwijk 10 km uit de kust genomen. De uiteindelijke berekening van de onzekerheid van het halen van de norm is gebaseerd op de analyses per meetpunt per maand.

De bloei van *Phaeocystis* op het meetpunt Noordwijk 10 km treedt op in de maanden maart tot en met augustus, met eenmalig een bloei in oktober 2003 (Figuur B3.1). Het aantal maanden per jaar waarin een bloei is waargenomen varieert van 1 tot 4 (Figuur B3.2). Voor het detecteren van een bloei worden een aantal metingen per maand uitgevoerd (Figuur B3.3). Gemiddeld wordt alleen in de maanden maart-augustus meer dan 1 keer per maand bemonsterd.

In hoeverre beïnvloedt het aantal metingen nu de zekerheid waarmee een bloei vastgesteld kan worden? Tegelijkertijd wordt de vraag beantwoord hoe zeker het is dat er geen bloei is opgetreden, wat voor het vergelijken met de normen van groot belang is.

Met de bootstrap-methode (zie Bijlage 2) is per maand de betrouwbaarheid van het vaststellen van het maximum aantal cellen van *Phaeocystis* berekend als functie van het aantal metingen per maand (Figuur B.3.4 geeft het resultaat voor de maand april weer). Bij een klein aantal metingen (bijvoorbeeld het gemiddelde aantal van 3 per maand) wordt het maximum aantal cellen met een factor 2 onderschat (Figuur B3.4 links). De standaardafwijking is kleiner bij een groot aantal waarnemingen per maand (Figuur B3.4 rechts). Gecombineerd geeft dit het beeld in Figuur B3.5. Net als bij chlorofyl-a geeft de grenswaarde voor het eenzijdig toetsen ten opzicht van de norm (met $\alpha=0,05$) een robuustere waarde voor het toetsen of er wel of geen bloei is opgetreden. Ook hier geldt dat het eigenlijk onmogelijk is om een maximum in het aantal cellen te berekenen op basis van minder dan 10 meetwaarden.

Het niveau van het maximum aantal cellen in april ligt ver boven de norm van $1 \cdot 10^6$ cellen/l voor het vaststellen van de (extreme) bloei voor de Kaderrichtlijn Water. Dit komt overeen met het feit dat in bijna 80% van de jaren ook daadwerkelijk een bloei werd vastgesteld (en wel van gemiddeld $20 \cdot 10^7$ cellen/l bij gemiddeld 3 metingen per maand). In de jaren dat geen bloei werd vastgesteld werd er of niet gemeten (2002), of 1 maal (maximum: 129.500 cellen), of 2 maal (maximum: 497.000 cellen) of 4 maal gemeten (maximum: 710.000 cellen).

Voor andere maanden (bijvoorbeeld maart en september) liggen de niveaus lager en omvatten deze de grens van het optreden van een bloei zoals deze voor de norm getoetst wordt. Daar komt bij dat bijvoorbeeld voor september het maximum van het aantal cellen sterker afhankelijk is van het aantal metingen dan in april (vergelijk Figuur B3.4 rechts en Figuur B3.6). In deze gevallen is het cruciaal om rekening te houden met het aantal metingen per maand.

In Figuur B3.6 is aangegeven voor welke maanden in de periode 1990-2006 een bloei verondersteld mag worden op het meetpunt Noordwijk 10 km, uitgaande van het gemeten maximum aantal cellen (links) en rekening houdend met de betrouwbaarheid van de gemeten maxima (rechts). Rekening houdend met het geringe aantal metingen in diverse maanden, treedt er in 44% méér maanden een bloei van

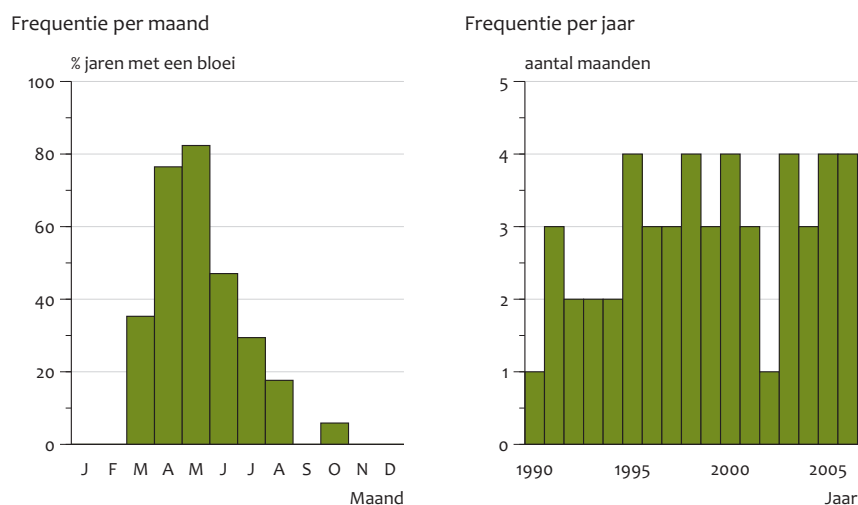
Phaeocystis op (72 maanden ten opzichte van 50 maanden). Ook blijkt uit Figuur B3.6 dat het in het verleden nog al eens voorkwam dat er geen metingen werden verricht in maanden waarin een *Phaeocystis*-bloei wel had kunnen voorkomen (met name in de jaren 1994-1999 en 2002). Dit betekent dat de bloeifrequentie in deze jaren waarschijnlijk wordt onderschat. Het effect van beide benaderingen op de evaluatie voor de Kaderrichtlijn Water is weergegeven in Tabel B3.1. De grootste verschillen treden op in 1992 waarvoor de beoordeling verandert van Goed naar Ontoereikend. In dit jaar is slechts één maal gemeten in de maanden maart, mei en juli. Gegeven de grote onbetrouwbaarheid van de eenmalige meting, met

name in deze maanden waarin normaal gesproken wel een bloei optreedt, kan niet met voldoende zekerheid gesteld worden dat er zich geen bloei van *Phaeocystis* heeft voorgedaan. Dat heeft in dit geval een score Ontoereikend tot gevolg.

Als voorbeeld is hier meetstation Noordwijk 10 km uit de kust genomen. Voor de andere meetpunten is een identieke analyse per maand uitgevoerd voor de Natuurkwaliteit *Phaeocystis* Bloeifrequentie zoals gebruikt bij het bepalen van de Natuurkwaliteit voor de Nederlandse kustwateren (zie Hoofdstuk 2).

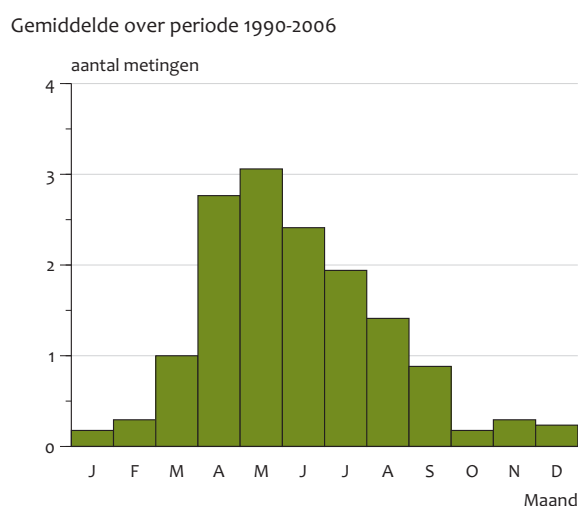
Phaeocystis-bloei volgens KRW-norm; meetstation Noordwijk 10 km

Figuur B3.1

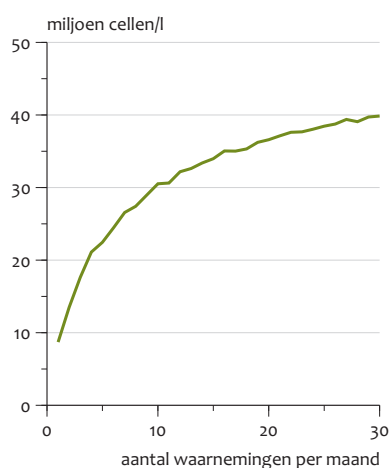


Aantal metingen van Phaeocystis per maand, meetstation Noordwijk 10 km

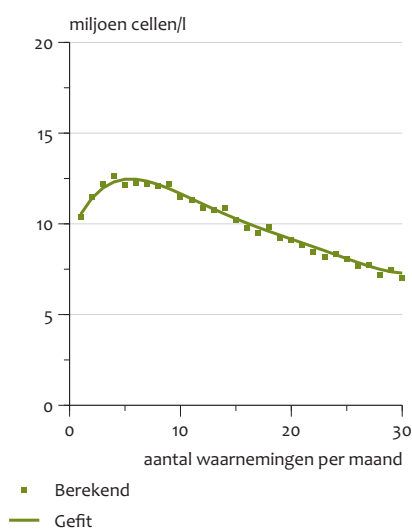
Figuur B3.2



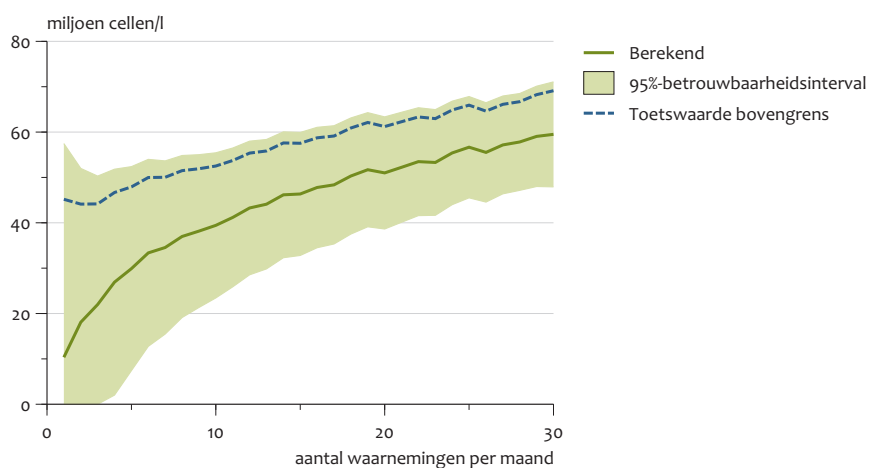
Berekend maximum aantal cellen



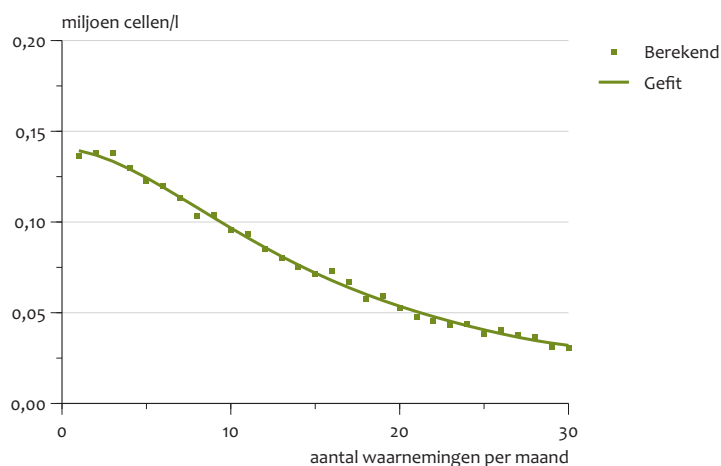
Berekende standaardafwijking en fit



Meetstation Noordwijk 10 km, maand april

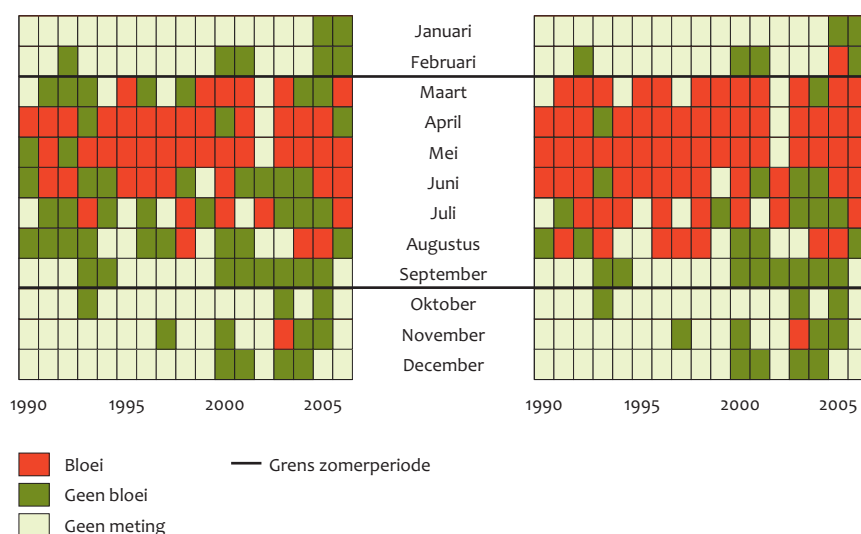


Berekende standaardafwijking en fit



Geen rekening houdend met betrouwbaarheid
van maximum aantal cellen

Wel rekening houdend met betrouwbaarheid
van maximum aantal cellen



Bloei frequenties en scores volgens de maatlat soortensamenstelling fytoplankton voor kustwateren

Tabel B3.1

De maatlat is van de Kaderrichtlijn Water, toegepast op de resultaten van *Phaeocystis* op meetpunt Noordwijk 10 km. Links: geen rekening gehouden met de betrouwbaarheid als gevolg van een klein aantal metingen. Rechts: betrouwbaarheid als gevolg van een klein aantal metingen wel meegerekend. Categoriën en kleuren volgens de maatlat van de Kaderrichtlijn Water voor Kustwater (watertype K1).

Jaar	Geen rekening houdend met de betrouwbaarheid		Wel rekening houdend met de betrouwbaarheid	
	Bloei frequentie	Beoordeling	Bloei frequentie	Beoordeling
1990	8,3%	Zeer goed	25%	Matig
1991	25%	Matig	42%	Ontoereikend
1992	16,7%	Goed	42%	Ontoereikend
1993	16,7%	Goed	33%	Matig
1994	16,7%	Goed	33%	Matig
1995	33%	Matig	33%	Matig
1996	25%	Matig	50%	Ontoereikend
1997	25%	Matig	33%	Matig
1998	33%	Matig	50%	Ontoereikend
1999	25%	Matig	25%	Matig
2000	33%	Matig	42%	Ontoereikend
2001	25%	Matig	25%	Matig
2002*	8,3%	Zeer goed	16,7%	Goed
2003	33%	Matig	33%	Matig
2004	25%	Matig	25%	Matig
2005	33%	Matig	50%	Ontoereikend
2006	33%	Matig	42%	Ontoereikend

* in de periode maart-augustus in 2002 is alleen in de maanden juni en juli gemeten.

Colofon

Eindverantwoordelijkheid

Planbureau voor de Leefomgeving

Auteur

F.G. Wortelboer

Met bijdragen van

IMARES: F. Arts, O.G. Bos, S.M.J.M. Brasseur, A.G. Brinkman, J.A.M. Craeymeersch, C.M. Deerenberg, I.G. de Mesel, E. Dijkman, H.J. Lindeboom, H.W.G. Meesters, P.J.H. Reijnders, F.J. Quirijns, R. ter Hofstede, S. van Breukelen, W.L.T. van Densen, W.E. van Duin, H.M.J. van Overzee, R. Witbaard

SOVON: B. Aarts, E. van der Winden, L. van den Bremer, D. Zoetebier

Universiteit van Utrecht: H. Dotinga, A. Trouwborst

NIOZ: K. Camphuysen

Stichting De Noordzee: C. Absil

Delta Project Management: F.A. Arts

DELTARES: M. Kuijper

Planbureau voor de Leefomgeving: H. Visser

Beeldredactie

F.G. Wortelboer, met medewerking van F. de Blois, A. Warrink en M. Abels

Fotoverantwoording

Foto 1.1. H. Leijnse/Foto Natura, Foto 2.1. P. van Liere, Foto 2.2. A. van der Plas, Foto 2.3. A.S. Kers, Foto 2.4. Bos en Van Katwijk (2005), Foto 2.5. R. Wortelboer, Foto 2.6. R. Wortelboer, Foto 2.7. It Fryske Gea, Foto 2.8. R. Witbaard, Foto 2.9. R. Witbaard, Foto 2.10. S. Dijkzen, Foto 2.11. H. Hillewaert, Foto 2.12. N. Dankers, Foto 2.13. S. Dijkzen, Foto 2.14. R. Nadema, Foto 2.15. R. Nadema, Foto 2.16. Williot (1991), Foto 2.17. Zeeinzicht.nl, Foto 2.18. O. Bos, Foto 2.19. Nederlands Visbureau, Foto 2.20. R. Offermans, Foto 2.21. R. Klompmaker, Foto 2.22. J. Herder, Foto 2.23. A. Treppe, Foto 2.24. M. van Veen, Foto 2.25. M. van Veen, Foto 2.26. R. Wortelboer, Foto 2.27. M. van Veen, Foto 2.28. M. van Veen, Foto 2.29. Foto via T. Piersma, Foto 2.30. M. van Veen, Foto 2.31. M. van Veen, Foto 2.32. P. Meininger, Foto 2.33. M. van Veen, Foto 2.34. E. Sandberg, Foto 2.35. A. Ouwerkerk, Foto 2.36. M. van der Velde, Foto 2.37. W.J. Strietman, Foto 2.38. T. Moritz, Foto 2.39. M. van Veen, Foto 2.40. We-sea.it (www.we-sea.it), Foto 3.1. J. Haelters, Foto 3.2. J. van der Hiele

Opmaak

Textcetera, Den Haag

Van de biodiversiteit in de Nederlandse zoute wateren is momenteel nog ongeveer 40% aanwezig van de biodiversiteit die zou bestaan in een oorspronkelijke, meer natuurlijke situatie. Deze conclusie is gebaseerd op een grote hoeveelheid gegevens over kenmerkende soorten en eigenschappen van de Nederlandse mariene ecosystemen. In dit rapport worden die gegevens beschreven en geëvalueerd.

De evaluatie van de ecologische kwaliteitsindicatoren voor de Noordzee in het kader van de OSPAR-conventie laat zien dat de gegevensaanlevering onvoldoende is en dat de gestelde doelen niet gehaald worden.

Uit de gegevens van de bodemvisserij op de Noordzee over de jaren 2001 tot en met 2007 blijkt dat in de Natura 2000-gebieden in de Noordzee minder dan 20% van de oppervlakte ecologisch duurzaam wordt bevestigd. De overlevingskansen van langlevende en kwetsbare bodemdieren in deze gebieden is zeer beperkt.

Dit rapport geeft ook een overzicht van en inzicht in het onderzoek naar de Noordzee en Waddenzee dat is uitgevoerd voor de Natuurbalans 2008 en voor de indicatoren in de Balans van de Leefomgeving 2010.