

4

7

MACROBENTHOS VAN HET NCP

Rapport Ecosysteendoelen Noordzee

M.S.S. Lavaleye, H.J. Lindeboom en M.J.N. Bergman



Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee

Directie Wetenschap en Kennisoverdracht van LNV

© 2000

This report is not to be cited without the
acknowledgement of the source:

Netherlands Institute for Sea Research (NIOZ)
P.O. Box 59, 1790 AB Den Burg, Texel
The Netherlands

ISSN 0923 - 3210

Cover design: H. Hobbelink

Macrobenthos van het NCP

Rapport Ecosysteemdoelen Noordzee

Opdracht TRCDWK/1999/3531, verplichtingsnummer 3201395 van LNV-IKC

M.S.S. Lavaleye
H.J. Lindeboom
M.J.N. Bergman
(MEE, NIOZ)

Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee (NIOZ), Texel
Afdeling Mariene Ecologie

In opdracht van Directie Wetenschap en Kennisoverdracht van het
ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij

SAMENVATTING

Het rapport werd gemaakt in opdracht van Directie Wetenschap en Kennisoverdracht (DWK) van het ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij (LNV), ter uitwerking van het Ecosysteemdooel 'Bodemfauna'. Het Informatie- en KennisCentrum – Natuurbeheer (IKC-N) van de Directie Natuurbeheer van het ministerie van LNV was namens DWK gedelegeerd opdrachtgever. De precieze formulering van het ecosysteemdooel Bodemfauna luidt: *'Diversiteit van de bodemfauna behouden en zo nodig herstellen, inclusief populaties van langlevende en langzaam voortplantende soorten, zoals de Noordkromp'.*

De opdracht omvatte de volgende onderdelen:

1. Inleiding.
2. Diversiteit macrobenthos van het NCP (exclusief Waddenzee, Oosterschelde, Westerschelde en Voordelta).
 - a. een vergelijking van de huidige situatie (1998) met een historische situatie (1986)
 - b. trendanalyse van de diversiteit aan de hand van de BIOMON gegevens (1991 tot heden)
 - c. trendanalyse van een aantal belangrijke algemeen voorkomende macrobenthos soorten, o.a. geselecteerd op grond van het trophische niveau en het hebben van een r- of K-strategie.
3. Verspreiding van de zeldzame en langlevende macro- en megabenthos soorten uit de schaaftrekken van 1997 op het NCP.
4. Ecologische gevolgen van de gebruiksfuncties op het macrobenthos, en een relatieve vergelijking van de directe effecten van deze gebruiksfuncties.
 - a. Visserij
 - b. Mijnbouw
 - c. Zand- en grindwinning
 - d. Scheepvaart
 - e. Militaire activiteiten
 - f. Buisleidingen en kabels
 - g. Eutrofiëring
5. Een indicatie van de zo natuurlijk mogelijke ecologische of optimale toestand van de bodemfauna op het NCP.

Een statistische analyse van de macrobenthos diversiteits gegevens over de jaren 1986 tot 1998 (Hoofdstuk 2) laat zien dat er maar geringe veranderingen in deze periode op het NCP te zien zijn. Ook in het voorkomen van algemeen voorkomende macrobenthos soorten zien we over het algemeen geen duidelijke trends. Bij slechts twee soorten wordt een duidelijke achteruitgang geconstateerd. Vooral bij de achteruitgang van de brokkelster *Amphiura filiformis* zou de bodemvisserij een rol kunnen spelen. Conclusie is dat onder de huidige druk van de gebruiksfuncties, met name de bodemvisserij, de huidige macrobenthos populatie, min of meer stabiel is.

Voor de verspreiding van zeldzame en langlevende grotere benthos soorten (Hoofdstuk 3) zijn de gegevens nog beperkter dan voor het macrobenthos. Hier kunnen we ons NCP breed alleen baseren op een eenmalige opname met de bodemschaaf uit 1997. Op grond van de verspreiding van deze soorten is het moeilijk aan te geven welk gebied binnen het NCP ecologisch belangrijker is dan de rest. Wel kan aangegeven worden dat enkele soorten, zoals de weekdieren met een grote breekbare schelp (noordkromp, wulk, papierschelpen en zwarte streep-schelp) het moeilijk hebben onder de huidige gebruiksomstandigheden.

De in hoofdstuk 2 gebruikte dataserie van 10 jaar is waarschijnlijk te kort om trends in de reeds veel langere tijd zwaar beviste Noordzee waar te nemen, terwijl de in hoofdstuk 3 gebruikte data slechts een momentopname uit 1997 zijn. Doordat in deze hoofdstukken dus

geen éénduidige trends zijn af te leiden, is in de volgende hoofdstukken andere informatie aangevoerd om de lange termijn veranderingen en mogelijke oorzaken te analyseren.

De visserij, olie- en gaswinning, zandwinning en aanleg van buisleidingen en kabels hebben een directe invloed op het macrobenthos doordat bodemdieren gedood worden (Hoofdstuk 4). Zo doodt de boomkorvisserij, afhankelijk van de soort, jaarlijks tussen de 5 en 39% van de totale populatie van een aantal evertrebraten soorten in het Nederlandse deel van de Noordzee.

Door het waargenomen effect te vermenigvuldigen met het oppervlak waarover dit effect optreedt en de ingeschatte herstelduur kan een relatieve bodemdieren beschadigingsindex voor de diverse gebruiksfuncties worden berekend. Hiertoe wordt het gemeten effect vermenigvuldigd met het beïnvloede oppervlak en de relatieve hersteltijd. Bijvoorbeeld: de boomkorvisserij doodt gemiddeld 18% van de fauna over de breedte van het visspooor. Jaarlijks wordt minimaal gemiddeld 50.000 km² / 1,36 maal bevestigd, en bedraagt de hersteltijd minimaal 1 jaar. Dat levert een minimale RBBI van 12.240. Uitgaande van andere getallen bedraagt de maximale RBBI bedraagt 62.400. Ook voor de andere gebruiksfuncties is dit op dezelfde manier uit te rekenen. Voor olie- en gaswinning zijn deze waarden vòòr 1993 circa 350 en na 1993, toen dumpen van boorgruis met aangehechte oliehoudende boorspoeling verboden werd, 0,005-0,43. Voor zandwinning bedraagt de RBBI nu 12-36. Van alle directe effecten op bodemdieren (d.i. zonder de effecten van indirecte vervuiling of eutrofiëring) wordt meer dan 99,8% door de visserij veroorzaakt.

De huidige soortensamenstelling van de bodemfauna op het NCP lijkt aangepast te zijn aan de huidige gebruiksfuncties, voor zover deze grootschalige effecten hebben (Hoofdstuk 5). Door de visserij ontstaat er een soortensamenstelling die zich optimaal aan de visserij-druk aanpast. Dit betekent een nivellering van het systeem, en een verschuiving naar kort levende, zich snel en veelvuldig reproducerende soorten. Een belangrijk hiaat in onze kennis is een duidelijk inzicht in hoe het Noordzee ecosysteem in diverse deelgebieden er in het verleden heeft uitgezien, of hoe een onbevestigd referentiegebied er uit kan zien.

Hoofdstuk 1. INLEIDING

Dit rapport vormt een onderdeel van het project "Ecosysteemdelen Noordzee" van het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij. Met dit project probeert men vast te stellen wat het natuurbelang van de Noordzee is en was, zodat er duidelijkheid kan worden verkregen over de doelen en belangen van de natuur in zee. Indien deze ecosysteemdelen eenmaal vastgelegd zijn kan bij besluitvorming over de activiteiten in de Noordzee het belang van de natuur beter worden afgewogen tegen de belangen van de gebruiksfuncties van de Noordzee.

Het uiteindelijke doel is een zo natuurlijk mogelijk functionerend ecosysteem gekenmerkt door de voor de Noordzee en haar kustzone karakteristieke biodiversiteit en landschappelijke identiteit, en het gebruik van zee en kust in balans te houden en waar nodig in balans te brengen met het ecologische functioneren.

Op basis van overleg en wetenschappelijke gegevens zijn door LNV 12 ecosysteemdelen geïdentificeerd, die nader moeten worden uitgewerkt. Een van deze ecosysteemdelen, die binnen het kader "Biodiversiteit" valt is de volgende: "Diversiteit van de bodemfauna behouden en zo nodig herstellen, inclusief populaties van langlevende en langzaam voortplantende soorten."

In opdracht van de Directie Wetenschap en Kennisoverdracht wordt in dit rapport een eerste aanzet gegeven tot uitwerking van dit ecosysteemdelen. In overleg met de opdrachtgever werden hiervoor de volgende onderdelen uitgewerkt:

2. Diversiteit macrobenthos van het NCP (exclusief Waddenzee, Oosterschelde, Westerschelde en Voordelta).
 - a. een vergelijking van de huidige situatie (1998) met een historische situatie (1986)
 - b. trendanalyse van de diversiteit aan de hand van de BIOMON gegevens (1991 tot heden)
 - c. trendanalyse van een aantal belangrijke algemeen voorkomende macrobenthos soorten, o.a. geselecteerd op grond van het trophische niveau en het hebben van een r- of K-strategie.
3. Verspreiding van de zeldzame en langlevende macro- en megabenthos soorten uit de schaaftrekken van 1997 op het NCP.
4. Ecologische gevolgen van de gebruiksfuncties op het macrobenthos, en een relatieve vergelijking van de directe effecten van deze gebruiksfuncties.
 - a. Visserij
 - b. Mijnbouw
 - c. Zand- en grindwinning
 - d. Scheepvaart
 - e. Militaire activiteiten
 - f. Buisleidingen en kabels
 - g. Eutrofiëring
5. Een indicatie van de zo natuurlijk mogelijke ecologische of optimale toestand van de bodemfauna op het NCP.

Doel van Hoofdstuk 2 is te onderzoeken of er zich in recente tijd veranderingen hebben voorgedaan in de biodiversiteit van de bodemfauna en in het voorkomen van enkele belangrijke macrobenthos soorten op het NCP. In Hoofdstuk 3 wordt gekeken naar de verspreiding van zeldzame en langlevende soorten om te kijken of op grond hiervan soorten

of gebieden kunnen worden aangewezen die in de toekomst extra aandacht nodig hebben. In Hoofdstuk 4 wordt nagegaan wat de verschillende gebruiksfuncties voor een invloed (kunnen) hebben of hebben gehad op het macrobenthos, terwijl in Hoofdstuk 5 op grond van de expertise van enkele NIOZ medewerkers en informatie uit vroeger tijd uitgewerkt wordt wat de zo natuurlijk mogelijke optimale toestand van de bodemfauna op het NCP zou kunnen zijn.

Hoofdstuk 2

BIODIVERSITEIT VAN HET MACROBENTHOS VAN HET NCP EN TRENDANALYSE VAN ENKELE MACROBENTHOS SOORTEN

Auteur: M.S.S. Lavaleye

2.1. Introductie

De rijkdom aan macrobenthos in de Noordzee kan op verschillende wijze gemeten worden. De eenvoudigste wijze is het bepalen van het aantal individuen en de biomassa per oppervlakte. De soortensamenstelling van de fauna, de biodiversiteit, vormt echter ook een belangrijk aspect van de bodemfauna. Het is namelijk belangrijk te weten of de fauna voornamelijk uit één soort bestaat (monocultuur, of fauna gedomineerd door één soort) of juist zeer divers is. Een monocultuur kan weliswaar soms zeer rijk aan individuen en biomassa zijn, maar kan ook zeer gevoelig zijn voor veranderingen, ziektes en predatoren, en daardoor niet erg stabiel zijn. Ook kan zo'n "monocultuur" een sterke aanwijzing zijn dat het milieu onstabiel is en aan regelmatige verstoringen bloot staat. Het is daarom belangrijk de diversiteit in een eenvoudig getal te kunnen vangen. De eenvoudigste wijze om de diversiteit uit te drukken is het aantal soorten per monster. Het uitdrukken van de diversiteit met deze simpele methode, het aantal soorten per monster, wordt aangegeven met Hill0. Deze Hill0 kan echter sterk beïnvloed worden door de aanwezigheid van zeldzame soorten. Deze zeldzame soorten kunnen wat betreft dichtheid en biomassa volkomen onbelangrijk zijn, maar tellen bij de Hill0 even zwaar mee als de andere soorten. Om dit probleem te ondervangen zijn diversiteits indexen ontwikkeld, waarin ook de "evenness" zit (Hill, 1973). Met "evenness" wordt bedoeld de gelijke verdeling van het aantal individuen in een monster over het aantal soorten. De "evenness" is het grootst als alle soorten even veel voorkomen. De bekendste index waarin zowel de Hill0 als de "evenness" meetellen is de Shannon-Wiener index (Shannon & Weaver, 1949). Bij deze SHW-index (de natuurlijke logaritme is hier gebruikt) wordt de invloed van zowel de zeldzame soorten als van de dominante soorten afgezwakt. Een andere bekende diversiteits index is de Simpson's index (Simpson, 1949). Bij deze index (SIMP) wordt de dominantie van een soort zwaarder meegeteld. Een hoge Simpson's index geeft aan dat er een lage diversiteit aan soorten is. Bij de andere twee indexen Hill0 en SHW is dat net andersom, een hoge waarde geeft een hoge diversiteit aan soorten aan.

Alle drie de diversiteitsindexen worden veel gebruikt in publicaties, en dan meestal ook naast elkaar. Het is niet aan te geven welk diversiteitsgetal nu het beste is. Elke index geeft een ander beeld doordat de belangrijkheid van zeldzame en/of dominante soorten in meer of mindere mate wordt meegenomen. Ook in dit hoofdstuk worden de bovengenoemde 3 diversiteits indexen gebruikt als graadmeter voor de macrofauna van de Noordzee. Aan de hand van deze diversiteits getallen zal bekeken worden of er in de loop der jaren duidelijke veranderingen in de macrobenthos populatie hebben plaats gevonden op het NCP.

2.2. Materiaal en Methoden

De hier gebruikte gegevens over de diversiteit van het macrobenthos komen uit diverse bronnen. De data van 1986 komen uit het Synoptic Mapping programma (De Wilde & Duineveld, 1987). Dit programma werd in het voorjaar van 1986 Noordzee breed door diverse landen uitgevoerd op initiatief van de Benthos Ecology Working Group van ICES. Een grootschalige kwantitatieve bemonstering van het benthos (aard, aantallen en biomassa) in de zuidelijke en centrale Noordzee was tot dan toe nooit uitgevoerd, met gevolg dat er slechts een gebrekkig inzicht in de verdeling van de bodemfauna van de Noordzee aanwezig was. Deze bemonstering moet dan ook gezien worden als de basis voor het nu lopende biomonitorings programma. Door het NIOZ zijn tijdens dit Synoptic Mapping programma 71 stations bemonsterd waarvan 39 stations binnen het NCP vallen (Fig. 2.1).

Het vaarprogramma is uitgevoerd met de TYRO en heeft plaats gehad van 16 april en 1 mei 1986. Op het overgrote deel van de stations werd het macrobenthos bemonsterd met een boxcorer. Per stations werden 5 monsters genomen. Deze box neemt een ongestoord monster van de zeebodem, met een oppervlakte van 0.06 m² en een diepte van 15 tot 40 cm. Aan boord werd het monster voorzichtig gezeefd over 1 mm en het residu gefixeerd met een gebufferde oplossing van 4% formaline in zeewater. Op het lab werd het monster na drie maanden conservering (ter stabilisering van de biomassa) en na kleuring met bengaalsrose uitgezocht. De soorten werden zoveel mogelijk tot op de soort gedetermineerd. Daarna werd de biomassa bepaald van de grotere taxonomische groepen, zoals Mollusca en Crustacea. Eerst werden hiervoor de beestjes gedroogd bij 60°C en wel zolang tot het gewicht niet langer af nam (tenminste 60 uur). Het asvrij drooggewicht (AVD) werd daarna bepaald door verassing in een oven bij 550°C gedurende 2,5 uur. Materiaal ter latere controle van de determinaties bleef dus niet bewaard.

Mede door dit onderzoek werd de interesse in een monitoringsprogramma van het macrobenthos van het NCP gewekt bij de Dienst Getijde Wateren (DGW) en de Directie Noordzee (DZ) beide vallend onder Rijkswaterstaat. DGW is van naam veranderd en heet nu het Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ). Na de projecten MILZON I en II (1987-1990), waarin steeds slechts een deel van de Noordzee werd bemonsterd, werd in 1991 op initiatief van DGW gestart met een lange termijn monitoring van het hele NCP. Dit BIOMON programma werd uitgevoerd in een samenwerkingsverband tussen DGW, DZ en het NIOZ en werd gedurende vier jaar onveranderd voortgezet (1991-1994). Ieder voorjaar werden er op een zelfde wijze als in 1986 25 stations op het NCP bemonsterd. De stations liggen op vier raaien dwars op de kust en op een raai parallel aan de Zeeuwse kust (Voordelta). Deze raaien waren zo gekozen dat de meest dominante bodemtypes, dieptegradiënten en faunistische gemeenschappen van het NCP bestreken werden. De data werden in rapporten gepubliceerd (Duineveld, 1992; Duineveld *et al.*, 1993 en 1994; Holtmann *et al.*, 1995).

In 1995 werd het BIOMON voortgezet maar op een duidelijk andere wijze. De 25 vaste BIOMON stations werden aangevuld met 75 nieuwe stations (Fig. 2.1), die min of meer at random gekozen werden binnen de 4 subgebieden van het NCP, te weten het zuidelijke deel van de Doggersbank, de Oestergronden, het overige offshore gebied (= Zuidelijke Bocht) en de kustzone (Fig. 5.1: de Klaverbank en het Friese Front gebied vallen hier onder de Oestergronden). De indeling van het NCP in 4 subgebieden is gebaseerd op de verdeling van de aantallen per soort. Met een ordinatie programma (Decorana) blijkt dat de stations binnen een subgebied geclusterd worden, wat betekent dat ze een grote overeenkomst wat betreft soorten samenstelling en aantallen per soort hebben (Holtmann *et al.*, 1998). Per subgebied werd het aantal stations zodanig gekozen dat dit in verhouding stond tot de omvang van het subgebied. Een duidelijk verschil met de periode 1991-1994 was dat er nu maar één boxcore monsters per station werd genomen, i.p.v. vijf. De reden voor de nieuwe aanpak kwam voort uit de overweging een bemonstering uit te voeren die nog meer representatief zou zijn voor het totale gebied. Tevens zouden deze gegevens een betere basis vormen om eventuele trendmatige veranderingen in de subgebieden te kunnen detecteren. Dit gewijzigde bemonsterings programma loopt op dit moment nog steeds door. De data over 1995 tot 1997 zijn in rapporten gepubliceerd (Holtmann *et al.*, 1996; 1997; 1998) Het rapport over 1998 is bijna gedrukt en op het NIOZ is men bezig met het uitzoeken van de monsters van 1999.

De verschillende hier gebruikte statistische toetsen zijn uitgevoerd met het computer programma SYSTAT. Bij de gebruikte t-toetsen zou wanneer men zeer strict is van de Bonferonni correctie gebruik gemaakt moeten worden. Bij deze zeer conservatieve correctie wordt de kans echter zeer klein om een significant verschil te vinden. Daarom is hier de hoofdaandacht gericht op de uitkomst zonder Bonferroni correctie, maar wordt de grens met deze correctie wel steeds genoemd.

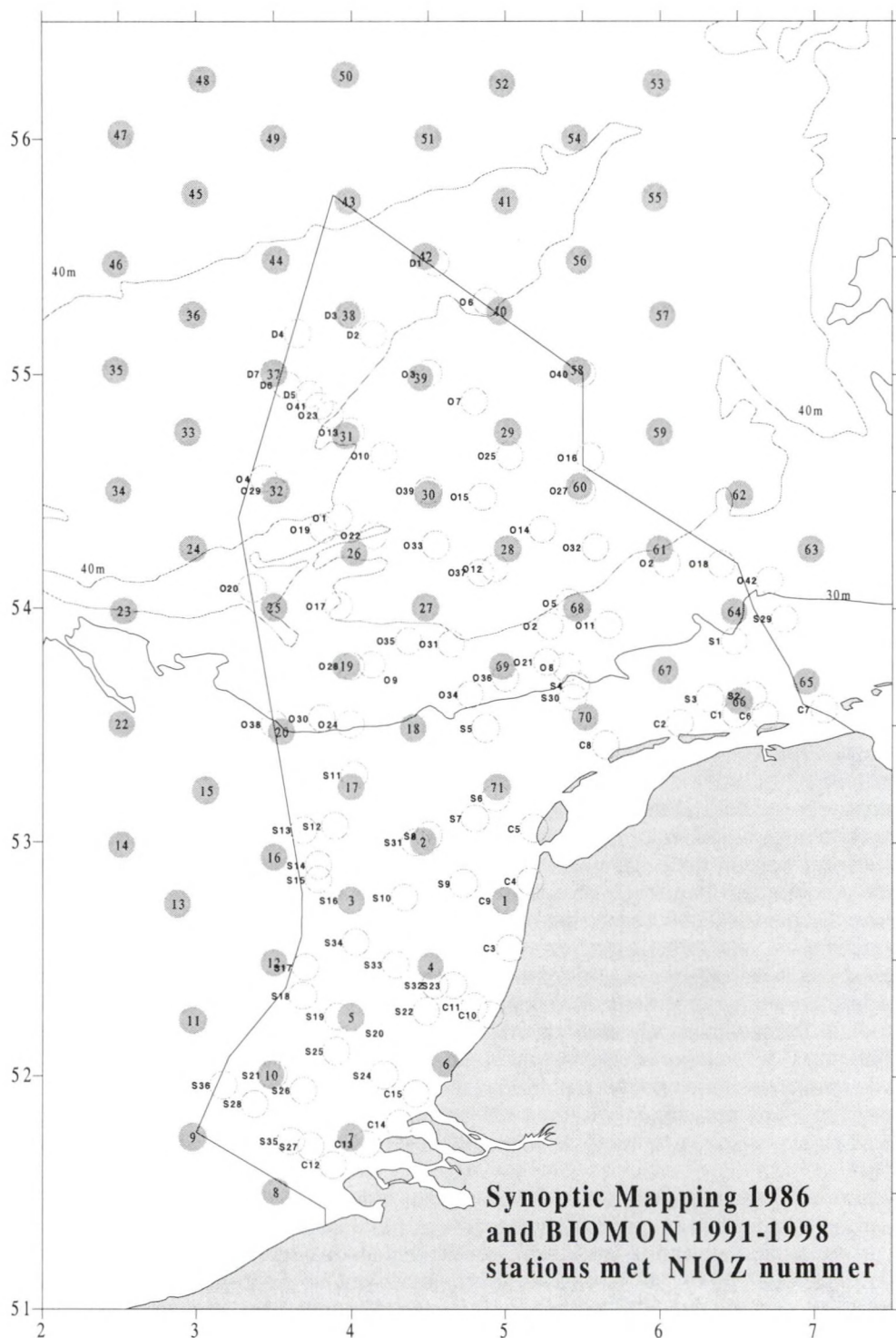


Fig. 2.1. Verspreidingskaart van de stations die met de ICES Synoptic Mapping (1986) en tijdens BIOMON (1991-1998) bemonsterd zijn met de boxcore op macrofauna. De Synoptic Mapping stations zijn aangegeven met grijs en hebben een NIOZ-nummering. De BIOMON stations zijn met open cirkels aangegeven en hebben een letter-cijfer combinatie. De letter geeft het deelgebied aan: C = kustgebied, D = Doggersbank, O = Oestergronden, S = Offshoregebied.

2.3. Resultaten

2.3.1. *Vergelijking macrofauna diversiteit tussen de huidige situatie met die van een historische situatie (1986) NCP breed*

De diversiteitsgetallen van zowel Hill0 als van de Shannon-Wiener index zijn voor 1986 (historische situatie) en 1998 (huidige situatie) geplot in kaartjes (Fig. 2.2-2.5). Bij een visuele inspectie van Fig. 2.2, waarin de aantallen soorten per monster zijn geplot, valt op dat het gebied ten zuiden van de 30 m diepte lijn een veel lagere diversiteit heeft dan het noorden. De noordpunt van de Doggersbank en verder noordelijk heeft zelf een Hill0 van 30 of meer. Dit zelfde beeld wordt ook gezien als data van verschillende jaren samengevoegd worden (Holtmann, 1996). De toename van de diversiteit naar het noorden loopt ook nog verder door (Heip *et al.*, 1992). Een grotere waterdiepte en daarmee een stabielere milieu lijkt dus een belangrijke factor voor diversiteit. Deze fysische stabiliteit wordt veroorzaakt door de thermocline of te wel spronglaag. Deze spronglaag ontstaat vooral in de zomer, en het vormt de overgang tussen het relatief warme oppervlakte water en veel koudere bodemwater. De morfo-dynamiek hangt ook samen met de waterdiepte. In het zuidelijk deel van het NCP zijn grotere getijde stromingen, die een duidelijke invloed op de bodem hebben. Het sediment bestaat voornamelijk uit grof tot fijn zand en de bodem vormt op de meest dynamische gebieden zandruggen en bewegende zandgolven. In het noordelijk deel van het NCP heeft het sediment over het algemeen een hoog slibgehalte (met uitzondering van de ondiepe Doggersbank). De Shannon-Wiener diversiteits index (Fig. 2.3) geeft ongeveer een zelfde beeld. De scheiding in noord en zuid is wat minder duidelijk aangezien de stations ten westen van het NCP en zuidelijk van de 30m dieptelijn hoger scoren in de Shannon-Wiener index dan bij de Hill0, terwijl het in het centrale Oestergronden gebied juist andersom is. Bij een vergelijking van 1986 en 1998 valt ten eerste op dat door de at random keuze van de stations in 1998 sommige plaatsen op het NCP flinke gaten vallen, waarin geen stations gemonsterd zijn. Verder is het aantal overeenkomstige stations tussen 1986 en 1998 slechts 14. Een ander punt is dat de toename van de diversiteit van het zuiden naar het noorden in 1998 wat minder duidelijk is. Dit komt door enkele hoge en lage uitschieters. In de 1986 bemonstering werden deze uitschieters meestal genivelleerd, omdat per station 5 boxcores werden genomen en uitgezocht. De hier gebruikte getallen zijn de gemiddelde van die 5 boxcores. Tijdens de 1998 bemonstering is echter op elk station slechts 1 station genomen. De bemonstering van 1998 is opgezet om voor de verschillende macrofauna deelgebieden (Doggersbank, Oestergronden, Kustgebied en Offshore gebied) een gemiddelde te kunnen berekenen, en men moet daarom eigenlijk niet naar de losse waarden apart kijken. Die gemiddelde diversiteit van alle stations op het NCP in 1986 (39 stations) en die van de 1998 bemonstering (100 stations) zijn uitgezet in Tabel 2.1. Ook worden in Tabel 2.1 de verschillende diversiteitsindexen per fauna deelgebied weergegeven. Bij de berekeningen werd slechts 1 box per station van de 1986 bemonstering meegenomen om de vergelijking met 1998 op statistisch verantwoorde wijze mogelijk te maken.

Om te zien of er een significante trend (toename of afname) in de diversiteit tussen de jaren 1986 en 1998 zit, is een ongepaarde twee groeps (onafhankelijk) *t*-test uitgevoerd. In Tabel 2.2 is de kans uitgezet dat de twee sets van diversiteitsgetallen niet van elkaar verschillen. Bij een kans lager 0.05 (95 % betrouwbaarheid) is het verschil tussen de twee reeksen diversiteitsgetallen significant. Voor de Hill0 (= aantallen per box) blijkt dit alleen zo te zijn voor de Oestergronden. Hier is een significante daling van de diversiteit te zien. Voor alle andere gebieden en diversiteitsindexen is er nergens een significant verschil gevonden. Opgemerkt dient te worden dat voor de Doggersbank en in het Kustgebied maar weinig stations (4) in 1986 zijn gemonsterd. Verder is bij deze toets slechts 1 box per station van de 1986 bemonstering meegenomen.

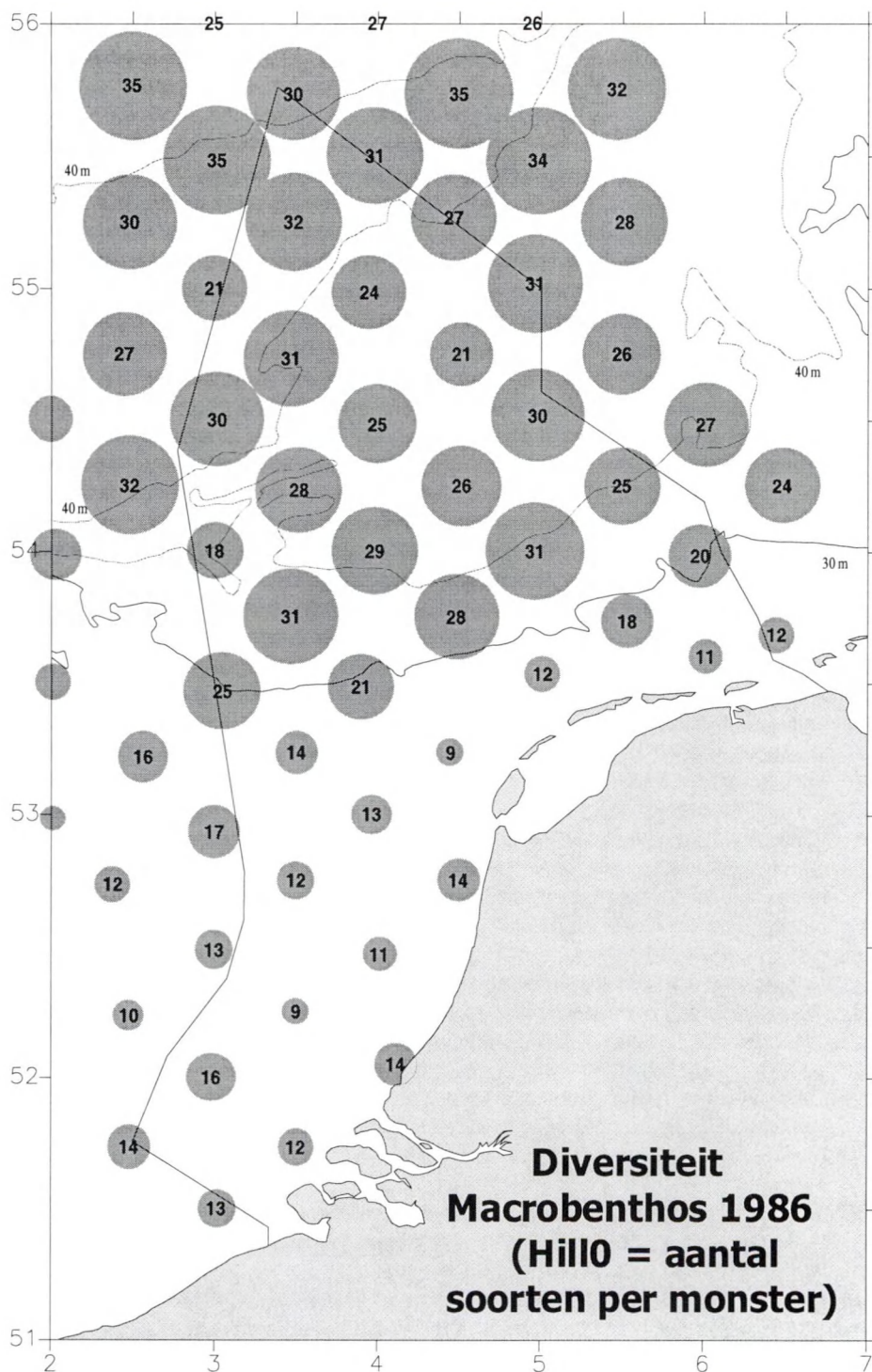


Fig. 2.2. Verspreidingskaartje van de diversiteit van het macrobenthos van het NCP in 1986, uitgedrukt als het aantal soorten per boxcore monster (Hill0). De diameter van de grijze rondjes is proportioneel t.o.v. de waarde van die index. Ook is de absolute waarde van de index in de rondjes afgedrukt.

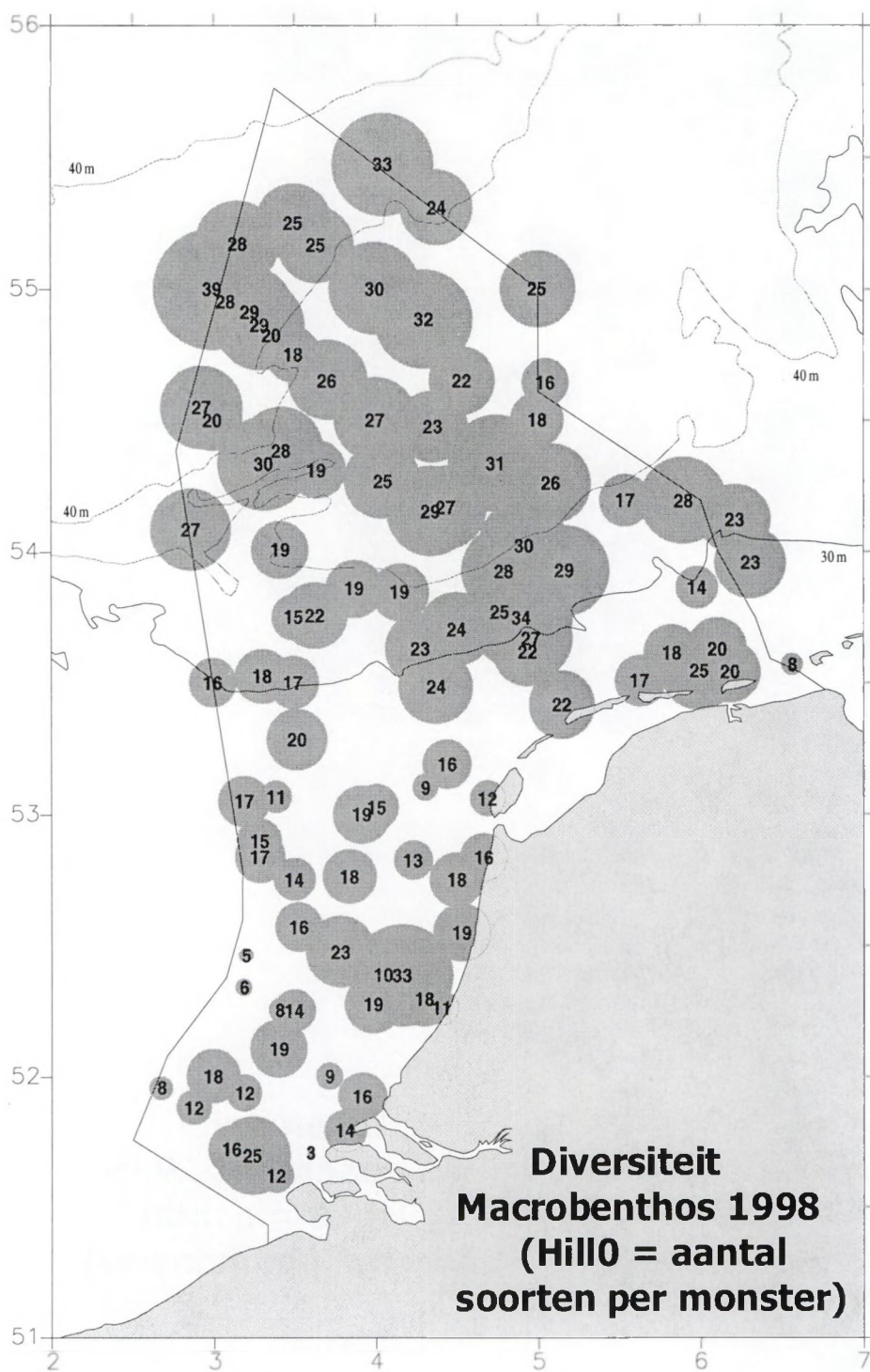


Fig. 2.3. Verspreidingskaartje van de diversiteit van het macrobenthos van het NCP in 1998, uitgedrukt als het aantal soorten per boxcore monster (Hill0). De diameter van de grijze rondjes is proportioneel t.o.v. de waarde van die index. Ook is de absolute waarde van de index in de rondjes afgedrukt.

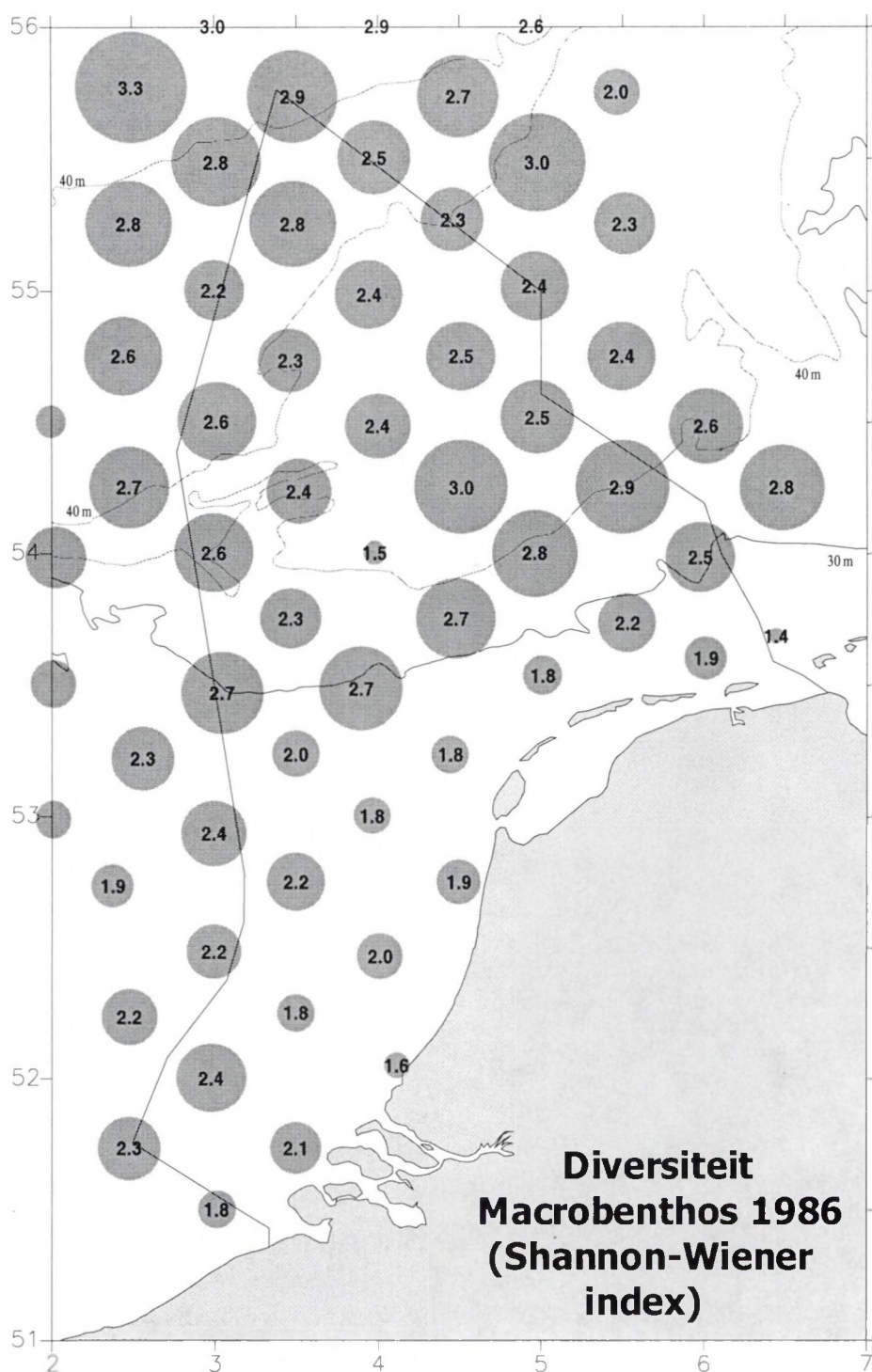


Fig. 2.4. Verspreidingskaartje van de diversiteit van het macrobenthos van het NCP in 1986, uitgedrukt als de Shannon-Wiener diversiteit index. De diameter van de grijze rondjes is proportioneel t.o.v. de waarde van die index. Ook is de absolute waarde van de index in de rondjes afgedrukt.

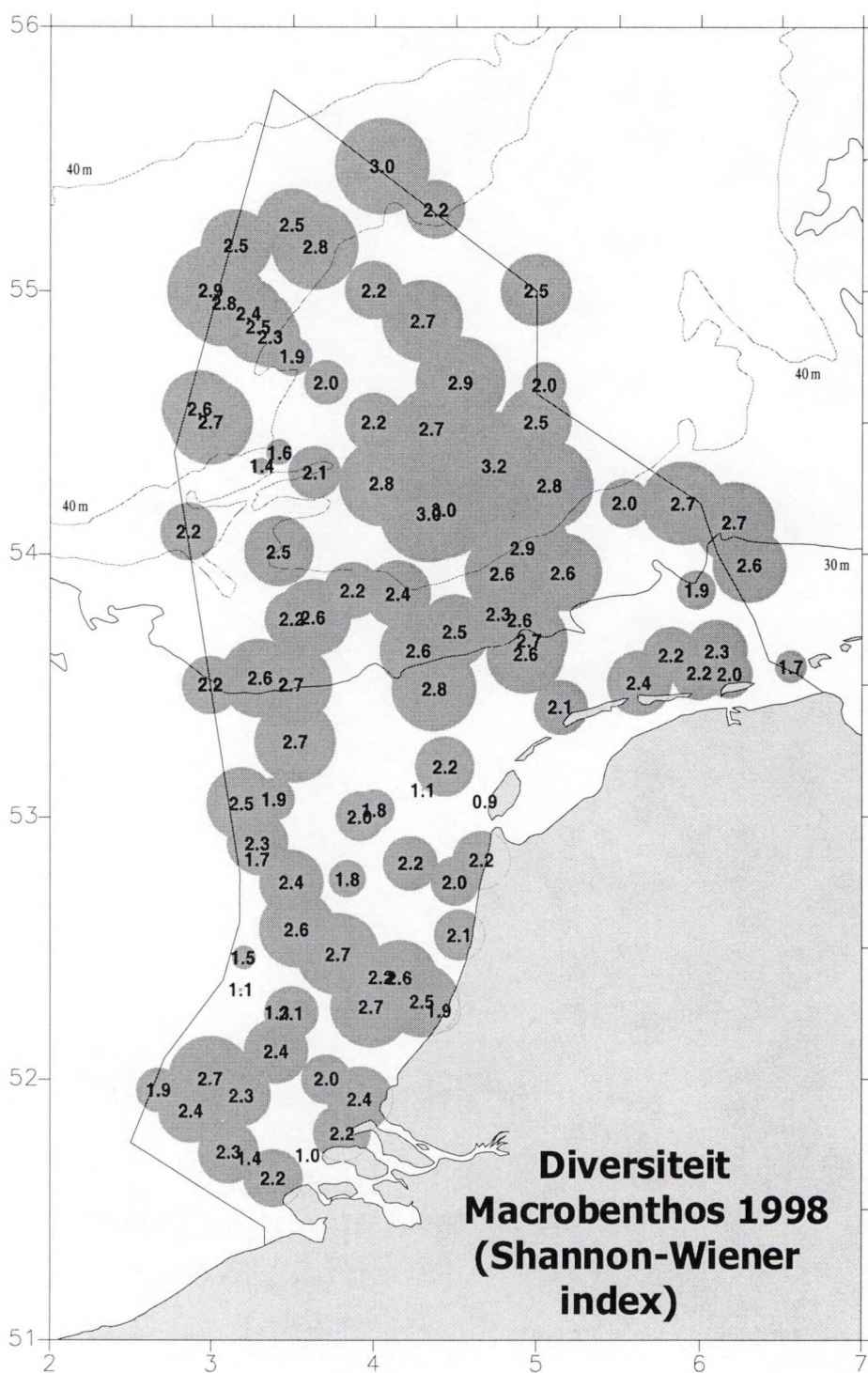


Fig. 2.5. Verspreidingskaartje van de diversiteit van het macrobenthos van het NCP in 1998, uitgedrukt als de Shannon-Wiener diversiteit index. De diameter van de grijze rondjes is proportioneel t.o.v. de waarde van die index. Ook is de absolute waarde van de index in de rondjes afgedrukt.

TABEL 2.1

Gemiddelde van de diverse diversiteitsindexen (Hill0, Shannon-Wiener, en Simpson) van het macrobenthos in 1986 en 1998 in de verschillende macrobenthos deelgebieden en in het hele NCP. Tussen haakjes is de standaard deviatie vermeld.

Fauna Deelgebied	Hill0		Shannon-Wiener		Simpson		Aantal stations	
	1986	1998	1986	1998	1986	1998	1986	1998
Kustgebied	13.7 (5.6)	15.4 (5.6)	2.00 (0.52)	2.00 (0.46)	0.21 (0.12)	0.22 (0.13)	4	15
Offshore	14.2 (4.1)	16.2 (6.1)	1.99 (0.50)	2.16 (0.46)	0.24 (0.15)	0.19 (0.12)	12	36
Oestergronden	26.8 (5.2)	23.9 (5.1)	2.54 (0.39)	2.40 (0.39)	0.15 (0.10)	0.16 (0.10)	19	42
Doggersbank	24.5 (4.0)	29.6 (5.0)	2.40 (0.25)	2.70 (0.22)	0.16 (0.06)	0.12 (0.04)	4	7
Totale NCP	21.3 (7.7)	20.3 (7.2)	2.30 (0.49)	2.30 (0.46)	0.18 (0.12)	0.18 (0.11)	39	100

TABEL 2.2

Met een ongepaarde twee-groeps *t*-toets is voor de twee sets van macrofauna diversiteitsgetallen (1986 en 1998) getoetst of er significante verschillen waren. De kans dat de twee sets getallen niet van elkaar verschillen is hier uitgezet voor de verschillende macrofauna deelgebieden en het totale NCP. Met grijs wordt aangegeven dat de verschillen significant zijn. Met de Bonferroni correctie is er pas sprake van een significant verschil bij een kans kleiner dan 0.01.

Fauna Deelgebied	Hill0	Shannon-Wiener	Simpson	Aantal stations	
				1986	1998
Kustgebied	0.608	0.994	0.886	4	15
Offshore	0.280	0.294	0.251	12	36
Oestergronden	0.047	0.436	0.757	19	42
Doggersbank	0.118	0.071	0.181	4	7
Totale NCP	0.447	0.957	0.673	39	100

Een andere manier om de twee verschillende data sets met elkaar te vergelijken is de gepaarde *t*-toets. Hiervoor zijn aan de stations van de 1986 bemonstering (SM stations) de stations van 1998 gepaard die niet verder dan 15 mijl van de eerst genoemde stations afliggen. Aan een SM station kan zo 0 tot 5 stations van 1998 gepaard worden. Enkele SM stations, namelijk SM 8, 9, 43 en 67, hebben dan geen gepaarde stations (Fig. 2.1). Maar 3 extra stations, namelijk SM 12, 16 en 65, die net buiten het NCP liggen, kunnen worden toegevoegd aan de set omdat ze wel voorzien kunnen worden van gepaarde stations. Van de 1998 bemonstering vallen echter ook een aantal stations weg aangezien ze te ver van SM stations afliggen of omdat ze behoren tot een andere fauna gemeenschap. Dit zijn in totaal 15 stations, namelijk COA5, COA8, COA10, COA11, OFF1, OFF2, OFF3, OFF5, OFF9, OFF24, OFF27, OFF28, OFF29, OFF35, OYS24 (Fig. 2.1). In totaal ontstaan zo 98 paren, waarop de *t*-toets losgelaten kan worden. De resultaten worden in Tabel 2.3 weergegeven. Het verschil in de macrobenthos diversiteit tussen de jaren 1986 en 1998 is voor geen van de diversiteits indexen significant.

Een vergelijking van kleinere gebieden die wat hun diversiteit interessant zouden kunnen zijn (Friese Front, Texelse Stenen) is met de bestaande data sets van het biomonitorings programma (BIOMON) niet goed mogelijk. Tijdens de 1986 bemonstering valt slechts 1 station duidelijk binnen het Friese Front, terwijl ook in 1998 dit er maar weinig zijn die bovendien maar een keer bemonsterd zijn. Wil men van deze kleine interessante gebieden meer weten dan moet hier een dichter net van bemonstering plaatsvinden. Naar aanleiding van de waargenomen veranderingen in de fauna van station Meta2 (Friese Front), vooral de afname in dichtheid van de brokkelster *Amphiura filiformis*, werd in 1997 door het NIOZ

(MEE) begonnen met een dichtere bemonstering van het Friese Front. De veranderingen op het Friese Front worden besproken in een apart rapport dat onderdeel is van een andere opdracht.

TABEL 2.3

Met een gepaarde *t*-toets is voor de twee sets van macrofauna diversiteitsgetallen (1986 en 1998) getoetst of er significante verschillen waren. De kans dat de twee sets getallen niet van elkaar verschillen is hier uitgezet voor de verschillende macrofauna deelgebieden en het totale NCP. Pas bij een kans kleiner dan 0.05 is het verschil significant (met Bonferroni correctie bij een kans kleiner dan 0.01).

Fauna Deelgebied	Hill0	Shannon-Wiener	Simpson	Aantal gepaarde stations
Kustgebied	0.319	0.454	0.640	12
Offshore	0.060	0.960	0.492	31
Oestergronden	0.082	0.438	0.863	47
Doggersbank	0.088	0.090	0.149	8
Totale NCP	0.505	0.710	0.980	98

2.3.2. Trendanalyse van de macrofauna diversiteits gegevens over de jaren 1991 tot heden NCP breed (BIOMON data)

Drie verschillende diversiteitsindexen zijn al door Holtmann et al. (1998; 1999 in druk) per faunagebied in de Noordzee in grafiekjes uitgezet. Om een eventuele trend in uitgezette punten te onderkennen werd de LOWESS methode (Cleveland, 1979; 1980) toegepast. Hierbij wordt door de punten een lijn getrokken, waaruit een eventuele trend valt te onderkennen. In dit rapport wordt de trend van de diverse diversiteitsindexen NCP breed berekend. Hierbij toetsen we statistisch of de diversiteitsgetallen tussen twee jaren significant verschillen. Het lijkt ons niet eerlijk om alle diversiteits getallen van het ene jaar zonder meer te vergelijken met die van een ander jaar met bijvoorbeeld de ongepaarde *t*-toets, omdat er tussen de verschillende deelgebieden duidelijke verschillen in diversiteit zijn. In het Noorden (Doggersbank en Oestergronden is de diversiteit duidelijk hoger dan in de Kustzone en het Offshore gebied. Daarom is hier gebruik gemaakt van de gepaarde *t*-toets. De periode 1991-1994 levert geen problemen op omdat tijdens deze bemonstering steeds dezelfde 25 stations (5 monsters per station) zijn bezocht. Datzelfde geldt voor de periode 1995-1998, waarin steeds dezelfde 100 stations (1 monster per station) zijn bemonsterd. De moeilijkheid zit in de overgang van 1994 naar 1995, een overgang van 25 naar 100 stations. Voor de koppeling van de diversiteitsgetallen hebben we hier dezelfde methode gebruikt als in de vergelijking tussen 1986 en 1998 (zie 2.1). Dit houdt in dat aan een station van voor 1995 die stations van na 1994 worden gekoppeld die niet verder dan 15 mijl van dat station verwijderd liggen. Deze koppeling levert maximaal 68 paren op. De resultaten van de gepaarde *t*-toetsen tussen alle jaren (1991-1998) is uitgezet als een matrix. Voor de diverse diversiteitsgetallen (Hill0, Shannon-Wiener, en Simpsonsindex zijn de uitkomsten in de Tabellen 2.4 tot 2.6 uitgezet.

Wat betreft het aantal soorten per box (Hill0) blijkt dat het verschil tussen 1991 en 1998 nihil is (Tabel 2.4). Tussen de jaren onderling zijn hier en daar echter wel significante verschillen. Zo zijn 1994, 1995 en 1997 jaren met een rijke diversiteit, die heel vaak significant verschillend zijn van de andere jaren. Het jaar 1996 is echter een mager jaar wat dat betreft, en is significant verschillend van alle andere jaren. De jaren 1991, 1992, 1993 en 1998 behoren tot de jaren met een gemiddelde diversiteit.

Volgens de Shannon-Wiener index zijn de jaren 1993, 1997 en 1998 opvallend rijke jaren, die significant verschillen van alle andere jaren (Tabel 2.5). Die andere jaren zijn onderling niet veel verschillend en er is nooit een significant verschil onderling. Als we alleen naar de jaren 1991 en 1998 kijken lijkt er een trend in positieve zin aanwezig te zijn, maar nemen we de tussen liggende jaren mee dan blijkt dat er een duidelijke schommeling in de trend zit. De

Shannon-Wiener index geeft dus een iets ander beeld dan de Hill0 index en dat komt omdat hierbij naast de zeldzame soorten ook de "evenness" meetelt.

TABLE 2.4

In de matrix is links onder de kans uitgezet dat NCP breed gezien de Hill0 diversiteits getallen tussen twee bemonsterings jaren niet verschillen. Bij een kans kleiner dan 0.05 is er een significant verschil tussen de jaren (aangegeven met grijs). Met Bonferroni correctie is het verschil pas significant bij een kans kleiner dan 0.0018. De kans is berekend met de gepaarde *t*-toets. Het aantal gebruikte paren tussen twee jaren is in het rechter boven deel uitgezet. Per jaar is in de eerste kolom ook nog het gemiddelde Hill0 per jaar over het hele NCP vermeld.

Mean Hill0	Years	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
18.7	1991		120	125	125	68	68	68	68
19.5	1992	0.569		120	120	65	65	65	65
19.5	1993	0.113	0.368		125	68	68	68	68
21.2	1994	0.000	0.002	0.005		68	68	68	68
23.5	1995	0.009	0.075	0.059	0.321		99	100	100
18.3	1996	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000		99	99
20.7	1997	0.061	0.023	0.017	0.004	0.000	0.000		100
20.3	1998	0.871	0.375	0.322	0.081	0.000	0.007	0.517	

TABLE 2.5

In de matrix is links onder de kans uitgezet dat NCP breed gezien de Shannon-Wiener diversiteits indexen tussen twee bemonsterings jaren niet verschillen. Bij een kans kleiner dan 0.05 is er een significant verschil tussen de jaren (in grijs aangegeven). Met Bonferroni correctie is het verschil pas significant bij een kans kleiner dan 0.0018. De kans is berekend met de gepaarde *t*-toets. Het aantal gebruikte paren tussen twee jaren is in het rechter boven deel uitgezet. Per jaar is in de eerste kolom ook nog het gemiddelde Shannon-Wiener index per jaar over het hele NCP vermeld.

Mean SHW	Years	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
1.93	1991		120	125	125	68	68	68	68
2.00	1992	0.286		120	120	65	65	65	65
2.14	1993	0.000	0.000		125	68	68	68	68
1.91	1994	0.595	0.185	0.000		68	68	68	68
2.16	1995	0.486	0.300	0.004	0.247		99	100	100
2.07	1996	0.619	0.430	0.005	0.172	0.111		99	99
2.32	1997	0.030	0.028	0.882	0.000	0.001	0.000		100
2.30	1998	0.000	0.000	0.036	0.000	0.029	0.000	0.676	

TABLE 2.6

In de matrix is links onder de kans uitgezet dat NCP breed gezien de Simpson diversiteits index (SIMP) tussen twee bemonsterings jaren niet verschillen. Bij een kans kleiner dan 0.05 is er een significant verschil tussen de jaren. Met Bonferroni correctie is het verschil pas significant bij een kans kleiner dan 0.0018. De kans is berekend met de gepaarde *t*-toets. Het aantal gebruikte paren tussen twee jaren is in het rechter boven deel uitgezet. Per jaar is in de eerste kolom ook nog het gemiddelde van de Simpson diversiteits index per jaar over het hele NCP vermeld.

Mean SIMP	Years	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
0.25	1991		120	125	125	68	68	68	68
0.24	1992	0.533		120	120	65	65	65	65
0.20	1993	0.000	0.000		125	68	68	68	68
0.28	1994	0.114	0.043	0.000		68	68	68	68
0.22	1995	0.174	0.269	0.002	0.256		99	100	100
0.22	1996	0.751	0.939	0.016	0.017	0.895		99	99
0.17	1997	0.115	0.031	0.993	0.000	0.001	0.000		100
0.17	1998	0.001	0.000	0.024	0.000	0.016	0.001	0.799	

De Simpson's index geeft in grote lijnen het zelfde beeld als de Shannon Wiener index (Tabel 2.6). De jaren 1993, 1997 en 1998 hebben een lage waarde (dus hoge diversiteit) en verschillen bijna altijd significant van alle andere jaren. Het jaar 1994 heeft een relatief hoge waarde en de Simpson's index is significant verschillend van 5 andere jaren. Ook hier lijkt een positieve trend aanwezig van 1991 naar 1998, maar met een duidelijke positieve hobbels in het jaar 1993 en een negatieve in 1994.

2.3.3. Trends in the verspreiding van een selectie van belangrijke soorten macrobenthos (wat betreft de graadmeters trophische niveaus en K/r strategen) van het NCP.

De graadmeter ITI (Infaunal Trophic Index) is een index waarin op grond van een select aantal soorten van de vier belangrijke voedingsmethode een indruk wordt verkregen welk trophisch niveau het belangrijkste op een station of in een gebied is (Lavaleye, 1999). De r/K ratio geeft de verhouding aan tussen een select aantal r-en K-strategen (Lavaleye, 1999). Op grond van de soortenselectie voor de graadmeters Infaunal Trophic Index (ITI) en r/K ratio van het macrobenthos van het NCP (Lavaleye, 1999) en op grond van hun percentage aanwezigheid in de monsters zijn de soorten vermeld in Tabel 2.7 geselecteerd voor een dieper gaande analyse wat betreft trends in voorkomen gedurende de jaren 1991 tot en met 1998. Er is bij de selectie ook rekening gehouden met het feit dat de verschillende belangrijke hogere diergroepen allemaal vertegenwoordigd zijn. Buiten deze selectie is ook de algemeenste carnivoor meegenomen.

TABEL 2.7

Aantal soorten dat geselecteerd is voor een trend analyse NCP breed op grond van voorkomen (dichtheid per m²). In de kolom ITI (Infaunal Trophic Index) is aangegeven tot welke van de 4 trophische niveaus de soort behoort, of dat het een carnivoor is. In de kolom r/K geven de aanhalingstekens aan dat de soort als r- of K-strateeg aangemerkt kunnen worden, maar dat ze niet in de r/K selectie van Lavaleye (1999) zijn opgenomen. Een letter zonder aanhalingstekens geeft aan dat dit wel zo is. In de laatste kolom wordt het percentage van het totaal aantal BIOMON monsters (894) waarin de soort is aangetroffen.

Taxon	Dier groep	ITI groep	r- of K strateeg	% aanwezigheid
Phoronida	Phoronida	1 (suspensie feeder)	"r"	34
<i>Amphiura filiformis</i>	Echinodermata	1 (suspensie feeder)	"K"	29
<i>Spiophanes bombyx</i>	Polychaeta	2 (interface feeders)	"r"	73
<i>Magelona papillicornis</i>	Polychaeta	3 (deposit feeders)	"r"	61
<i>Tellina fabula</i>	Mollusca	3 (deposit feeders)	"K"	38
<i>Urothoe poseidonis</i>	Crustacea	4 (subsurface dep. f.)	"r"	43
<i>Echinocardium cordatum</i>	Echinodermata	4 (subsurface dep. f.)	K	41
<i>Callinassa subterranea</i>	Crustacea	4 (subsurface dep. f.)	"K"	26
<i>Nephtys cirrosa</i>	Polychaeta	Carnivoor	K	56

Op het dichtheden van alle afzonderlijke soorten van Tabel 2.7 is de gepaarde t-toets losgelaten. Bij het vormen van de paren is op een zelfde manier te werk gegaan als bij onderdeel 2.3.2. Om een eventuele trend zo duidelijk mogelijk naar voren te doen laten komen zijn alleen die stations meegenomen waar de soorten afzonderlijk tenminste een keer werden aangetroffen. De reden hiervoor is dat bepaalde soorten, zoals bijvoorbeeld *Amphiura filiformis* nauwelijks buiten de Oestergronden worden aangetroffen. Wanneer dan ook bij deze soort alle stations van het NCP worden meegenomen in de toets, zijn daar heel veel stations bij waarin *Amphiura* altijd nul scoort. Bij het uitvoeren van de t-toets zal door het grote aantal nul-stations een grotere overeenkomst tussen de jaren gevonden worden dan wanneer die station waren weggelaten.

De verschillende geanalyseerde soorten worden hier een voor een behandeld:

Phoronida

Deze groep van wormvormig dieren vormt een aparte hoofdgroep binnen het dierenrijk. De beestjes worden tot 2 cm lang, leven in een flexibele ingegraven koker verstevigd met zandkorrels, en hebben een korte tentakelkroon die ze boven het sediment oppervlakte uit in de waterkolom kunnen uitspreiden. De tentakels zijn voorzien van ciliën, die een waterstroom naar de mond te weeg brengen. De dieren behoren dan ook tot de "filter feeders". Door zijn vermoedelijk korte levensduur en snelle voortplanting kan deze soort ook wel als een r-strateeg worden aangeduid. Het is een vrij onbekende groep dieren die echter in de Noordzee algemeen aanwezig is, en in 34% van de BIOMON monsters aangetroffen werd (Tabel 2.7).

Over het algemeen zijn er niet veel verschillen in de mate van voorkomen tussen de jaren te vinden (Tabel 2.8). Het jaar 1992 is een relatief arm jaar, dat significant verschillend is van de jaren 1994, 1997 en 1998. Een duidelijke trend van 1991 naar 1998 is niet aan te wijzen. De hoge gemiddelde dichtheid van 1991 wordt veroorzaakt door een station met een zeer hoge dichtheid van bijna 14.000 exemplaren per m². Bij uitsluiting van dit station vermindert de gemiddelde dichtheid tot 157. Bij de gepaarde t-toets heeft deze hoge waarde echter weinig invloed.

TABEL 2.8

Trendanalyse van het voorkomen van Phoronida op het NCP tussen de jaren 1991 tot en met 1998 uitgevoerd met de gepaarde t-toets. In het rechter boven gedeelte staat het aantal paren, en in het linker onder deel de kans dat er geen verschil is tussen de jaren. Bij een kans kleiner dan 0.05 is het verschil significant (in grijs aangegeven). Met Bonferroni correctie is het verschil pas significant bij een kans kleiner dan 0.0018. In de linkerkolom staan de gemiddelde dichtheden per jaar over de gepaarde stations.

Mean density	Years	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
445	1991		48	48	46	28	27	28	27
55	1992	0.188		48	46	28	27	28	27
53	1993	0.179	0.923		46	28	27	28	27
127	1994	0.274	0.012	0.033		28	27	27	27
89	1995	0.632	0.196	0.374	0.957		63	63	63
71	1996	0.833	0.261	0.412	0.682	0.450		63	63
115	1997	0.266	0.033	0.118	0.713	0.300	0.077		63
72	1998	0.769	0.035	0.409	0.867	0.483	0.945	0.003	

Amphiura filiformis

Amphiura filiformis is een brokkelster, die een ingegraven leven leidt. Het lijfje heeft maximaal een diameter van 1 cm en bevindt zich 2 tot 4 cm diep in slibbig sediment. De armen zijn lang en kunnen gemakkelijk tot boven het sediment oppervlakte uitsteken. Deze armen worden gebruikt om zwevende voedsel partikels uit het water te vissen. Met behulp van de ambulacraal voetjes wordt het voedsel vervolgens naar de mond getransporteerd. Deze soort kan dan ook als een filterfeeder gekenmerkt worden. Bovendien kan deze nietige brokkelster behoorlijk oud worden, waarschijnlijk tot wel 20 jaar. Als zodanig kan deze soort, zeker ten opzichte van de Phoronida als een K-strateeg. De soort komt bijna uitsluitend op de Oestergronden voor. In 29% van de BIOMON monsters werd deze soort aangetroffen (Tabel 2.7).

Uit Tabel 2.9 blijkt dat de soort in de eerste 3 jaar van 1991 tot 1993 in constant hoge dichtheden voorkwam. Van 1993 naar 1994 vindt echter een sterke reductie van de populatie plaats. De gemiddelde dichtheid wordt bijna gehalveerd en loopt terug van 1041 naar 556 per m². Daarna blijft de populatie min of meer constant tot en met 1996. De jaren 1994-1996 zijn wat betreft de dichtheden en verspreiding van *Amphiura* onderling niet significant verschillend (Tabel 2.9). In het jaar 1997 is dan weer een significante daling te

constateren, terwijl in 1998 weer een opleving te zien valt tot het niveau van 1995 en 1996. Over het hele traject 1991-1998 is dus een duidelijke afnemende trend waar te nemen. Die trend is echter niet constant afnemend, maar laat een duidelijke knik na het jaar 1994 zien.

TABEL 2.9

Trendanalyse van het voorkomen van *Amphiura filiformis* op het NCP tussen de jaren 1991 tot en met 1998 uitgevoerd met de gepaarde *t*-toets. In het rechter boven gedeelte staat het aantal paren, en in het linker onder deel de kans dat er geen verschil is tussen de jaren. Bij een kans kleiner dan 0.05 is het verschil significant (in grijs aangegeven). Met Bonferroni correctie is het verschil pas significant bij een kans kleiner dan 0.0018. In de linkerkolom staan de gemiddelde dichtheden per jaar over de gepaarde stations.

Mean density	Years	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
933	1991		37	37	37	17	18	18	18
869	1992	0.448		37	37	17	18	18	18
1041	1993	0.441	0.210		38	18	19	19	19
556	1994	0.002	0.028	0.027		18	19	19	19
320	1995	0.004	0.042	0.021	0.206		42	42	42
491	1996	0.001	0.012	0.014	0.315	0.015		42	42
249	1997	0.000	0.001	0.002	0.049	0.159	0.001		42
389	1998	0.000	0.001	0.006	0.031	0.351	0.190	0.036	

Spiophanes bombyx

Spiophanes bombyx is een kleine borstelworm met een maximale lengte van 6 cm, die behoort tot de familie Spionidae. Het diertje leeft in het sediment in een koker die verstevigd is met zandkorreltje. Op zijn kop heeft hij twee lange palpen of tentakels. Hiermee verzamelt hij voedseldeeltjes van het sediment oppervlakte en uit de waterkolom. De soort kan dan ook worden gekenmerkt als een "interface feeder". Door zijn vermoedelijke korte levensduur en snelle voortplanting mag de soort ook als een r-strateeg worden geoordeeld. De soort heeft een voorkeur voor fijn zand en wordt daarom ook minder algemeen op de Oestergronden gevonden. Wat betreft het hele NCP is dit de algemeenste soort. In 73% van het aantal BIOMON monsters werd hij waargenomen (Tabel 2.7).

TABEL 2.10

Trendanalyse van het voorkomen van *Spiophanes bombyx* op het NCP tussen de jaren 1991 tot en met 1998 uitgevoerd met de gepaarde *t*-toets. In het rechter boven gedeelte staat het aantal paren, en in het linker onder deel de kans dat er geen verschil is tussen de jaren. Bij een kans kleiner dan 0.05 is het verschil significant (in grijs aangegeven). Met Bonferroni correctie is het verschil pas significant bij een kans kleiner dan 0.0018. In de linkerkolom staan de gemiddelde dichtheden per jaar over de gepaarde stations.

Mean density	Years	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
411	1991		116	116	115	56	58	49	49
371	1992	0.768		116	115	56	58	49	49
157	1993	0.080	0.008		115	56	58	49	49
808	1994	0.082	0.017	0.000		56	58	49	49
882	1995	0.001	0.000	0.000	0.002		97	97	97
140	1996	0.577	0.147	0.400	0.011	0.000		97	97
79	1997	0.147	0.011	0.018	0.003	0.000	0.023		97
95	1998	0.274	0.118	0.430	0.009	0.000	0.186	0.637	

Ondanks het vrij grote verschil in gemiddelde dichtheid tussen 1991 en 1998 is er met de gepaarde *t*-toets geen significant verschil tussen het voorkomen op het NCP in deze jaren te vinden (Tabel 2.10). De hoge waarde van de gemiddelde dichtheid is te wijten aan enkele stations van 1991 met zeer hoge dichtheid, meer dan 11.000 per m². Een jaar dat er

duidelijk uitspringt is 1995. Het heeft een exceptioneel hoge gemiddelde dichtheid, en het verschil met alle andere jaren is duidelijk significant. Ook 1994 vertoont een hoge gemiddelde dichtheid, en ook hier is het verschil met alle andere jaren (behalve 1991) significant. Het jaar 1997 is een mager jaar, waarvan de waarden significant verschillen van 5 andere jaren (1991 en 1998 niet).

Magelona papillicornis

Deze lange dunne borstelworm wordt maar enkele centimeters groot, en behoort tot de familie Magellonidae. Evenals de hier voor behandelde borstelworm, heeft de kop twee lange palpen of tentakels. Deze tentakels zijn bezet met vele kleine papillen en hiermee verzamelt hij voornamelijk voedsel partikels van het sediment oppervlakte, en wordt hier ingedeeld bij de "surface depositfeeders". Door de vermoedelijk korte levensduur en de snelle voortplanting kan de soort ook als een r-strateeg bestempeld worden. De soort is algemeen over het hele NCP en kwam in 61% van de BIOMON monsters voor (Tabel 2.7). Tussen de jaren 1991 en 1998 is er geen trend tussen het voorkomen van *Magelona* op het NCP te vinden (Tabel 2.11). Er zijn echter wel een aantal jaren die er uitspringen. Zo is 1992 een arm jaar. Het verschil met 5 andere jaren is significant (met 1991 en 1998 niet). Na 1993 is er een duidelijke toename van de dichtheden te zien. Die toename is significant. Ook in 1995 blijven de dichtheden hoog. De verschillen met bijna alle jaren (behalve 1993 en natuurlijk het rijke jaar 1994) zijn significant. Na 1995 vindt er weer een daling in de aantallen waar te nemen, waarna de populatie in de jaren 1997 en 1998 min of meer constant blijft. Opvallend is de overeenkomst met de trends die te zien zijn bij de vorige polychaet, *Spiophanes bombyx*, met name de rijke jaren 1994 en 1995.

TABEL 2.11

Trendanalyse van het voorkomen van *Magelona papillicornis* op het NCP tussen de jaren 1991 tot en met 1998 uitgevoerd met de gepaarde *t*-toets. In het rechter boven gedeelte staat het aantal paren, en in het linker onder deel de kans dat er geen verschil is tussen de jaren. Bij een kans kleiner dan 0.05 is het verschil significant (in grijs aangegeven). Met Bonferroni correctie is het verschil pas significant bij een kans kleiner dan 0.0018. In de linkerkolom staan de gemiddelde dichtheden per jaar over de gepaarde stations.

Mean density	Years	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
166	1991		102	102	102	50	48	48	43
118	1992	0.103		102	102	50	48	48	43
206	1993	0.193	0.025		102	50	48	48	43
869	1994	0.008	0.005	0.012		50	48	48	43
800	1995	0.049	0.027	0.062	0.850		84	84	84
176	1996	0.695	0.042	0.426	0.154	0.006		84	84
183	1997	0.759	0.044	0.934	0.256	0.006	0.820		84
110	1998	0.983	0.185	0.674	0.213	0.001	0.198	0.082	123456

Tellina fabula

Dit tweekleppige schelpdier met zijn soms mooi oranje gekleurde breekbare schelp wordt niet veel groter dan 2 cm. Het dier leeft ingegraven meestal in een bodem van fijn zand. Ondanks dat hij tot wel 10 cm diepte in het sediment zit, kan hij met zijn lange siphonen het sediment oppervlakte bereiken om daar voedsel deeltje van de bodem op te zuigen. De soort wordt hier tot de "deposit feeders" gerekend. Deze kleine soort kan relatief oud worden, tot ongeveer 5 jaar. Als zodanig kan hij meer als een K-strateeg dan als een r-strateeg gekenmerkt worden. Het is de algemeenst voorkomende tweekleppige NCP breed gezien. In 38% van de BIOMON monsters werd deze soort aangetroffen (Tabel 2.7).

Een echte trend in de dichtheden van 1991 naar 1998 is niet te zien (Tabel 2.12). Het jaar 1991 kan gezien worden als een jaar waarin *Tellina fabula* op een gemiddeld niveau voorkomt. In 1992 is er een significante afname, gevolgd door een significante toename in 1993. Het niveau blijft dan min of meer op een constant hoog niveau in 1994 en 1995, waarna een scherpe significante afname plaats vindt in 1996 en doorzet in 1997. In 1998 is dan weer sprake van herstel tot het gemiddelde niveau van 1991.

TABEL 2.12

Trendanalyse van het voorkomen van *Tellina fabula* op het NCP tussen de jaren 1991 tot en met 1998 uitgevoerd met de gepaarde *t*-toets. In het rechter boven gedeelte staat het aantal paren, en in het linker onder deel de kans dat er geen verschil is tussen de jaren. Bij een kans kleiner dan 0.05 is het verschil significant (in grijs aangegeven). Met Bonferroni correctie is het verschil pas significant bij een kans kleiner dan 0.0018. In de linkerkolom staan de gemiddelde dichtheden per jaar over de gepaarde stations.

Mean density	Years	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
73	1991		73	73	73	33	28	25	26
40	1992	0.013		73	73	33	28	25	26
111	1993	0.197	0.015		73	33	28	25	26
97	1994	0.086	0.000	0.546		33	28	25	26
142	1995	0.086	0.000	0.048	0.119		53	53	53
41	1996	0.333	0.195	0.456	0.052	0.000		53	53
26	1997	0.059	0.786	0.228	0.012	0.000	0.026		53
84	1998	0.359	0.077	0.633	0.972	0.006	0.016	0.003	

Urothoe poseidonis

Urothoe poseidonis, het bulldozerkreeftje, behoort tot de vlokreeften (Amphipoda) en bereikt een lengte van 6 mm. Zoals de Nederlandse naam al aangeeft heeft dit diertje een gravende levenswijze, voornamelijk in zandige sedimenten. De diertje voeden zich voornamelijk met de voedsel partikels in het zand, en ze kunnen daarom aangeduid worden als "subsurface depositfeeders". Vanwege zijn kleinheid en vermoedelijke korte levensduur kan deze soort als een *r*-strateg worden aangeduid. Het leggen van relatief weinig eieren en het hebben van broedzorg spreekt hier echter weer tegen. Deze soort is de algemeenst voorkomende macrobenthos kreeftachtige van het NCP. In 43% van de BIOMON monsters werd hij aangetroffen (Tabel 2.7).

TABEL 2.13

Trendanalyse van het voorkomen van *Urothoe poseidonis* op het NCP tussen de jaren 1991 tot en met 1998 uitgevoerd met de gepaarde *t*-toets. In het rechter boven gedeelte staat het aantal paren, en in het linker onder deel de kans dat er geen verschil is tussen de jaren. Bij een kans kleiner dan 0.05 is het verschil significant (in grijs aangegeven). Met Bonferroni correctie is het verschil pas significant bij een kans kleiner dan 0.0018. In de linkerkolom staan de gemiddelde dichtheden per jaar over de gepaarde stations.

Mean density	Years	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
277	1991		78	78	78	32	31	33	37
235	1992	0.367		78	78	32	31	33	37
231	1993	0.389	0.943		78	32	31	33	37
199	1994	0.067	0.462	0.392		32	31	33	37
199	1995	0.350	0.673	0.182	0.087		55	55	55
176	1996	0.773	0.597	0.650	0.976	0.701		55	55
79	1997	0.111	0.079	0.087	0.090	0.002	0.011		55
173	1998	0.668	0.419	0.722	0.778	0.613	0.929	0.003	

Over het algemeen bleef de populatie gedurende 1991 tot 1998 behoorlijk stabiel. Van 1991 tot 1996 is er een lichte achteruitgang te bespeuren (zie de gemiddelde dichtheid, Tabel 2.13), maar die is niet significant. 1997 is duidelijk een armer jaar, dat significant verschilt van de twee vorige jaren. 1998 laat weer een duidelijk herstel van de populatie zien tot min of meer het oude niveau. De positieve trend van 1997 naar 1998 is significant.

Echinocardium cordatum

De hartegel is een zeer algemene verschijning op het NCP. Deze grote soort, die een diameter van 5 cm kan bereiken, wordt opmerkelijk genoeg regelmatig aangetroffen in monsters die met een boxcore genomen worden. Het is hiermee de grootste soort die nog met een boxcore redelijk kwantitatief bemonsterd kan worden. De soort leeft meestal diep ingegraven, tot wel 20 cm diep. Met een paar lange gespecialiseerde buisvoetjes houdt het een adem kanaal naar het sediment oppervlak open. Met deze voetjes kan het ook voedsel deeltjes van het oppervlakte verzamelen, maar meestal eet het dier grote hoeveelheden zand en verteert het hierin aanwezige voedsel. De soort wordt hier dan ook als een "subsurface deposit feeder" geoordeeld. Door zijn grootte en lange levensduur (tot 20 jaar) kan de soort ook als een K-strateeg worden aangemerkt. Dit is de algemeenst voorkomende stekelhuidige op het NCP. Deze zeeëgel kwam in 41% van de BIOMON monsters voor (Tabel 2.7).

Het jaar 1991 is een rijk jaar wat betreft *Echinocardium* geweest, te zien aan de hoge gemiddelde dichtheid (Tabel 2.14). In 1992 is er een significante afname zichtbaar. Niet alleen de dichtheid per box nam af, maar ook het aantal boxen waarin de soort werd aangetroffen nam af van 73 naar 57. In 1993 blijft de populatie dan min of meer gelijk, maar in 1994 is er weer een significante afname zichtbaar. Pas in 1997 en 1998 is er enigszins spraken van een herstel. De verschillen met 1991 zijn nu niet meer significant.

TABEL 2.14

Trendanalyse van het voorkomen van *Echinocardium cordatum* op het NCP tussen de jaren 1991 tot en met 1998 uitgevoerd met de gepaarde *t*-toets. In het rechter boven gedeelte staat het aantal paren, en in het linker onder deel de kans dat er geen verschil is tussen de jaren. Bij een kans kleiner dan 0.05 is het verschil significant. Met Bonferroni correctie is het verschil pas significant bij een kans kleiner dan 0.0018. In de linkerkolom staan de gemiddelde dichtheden per jaar over de gepaarde stations.

Mean density	Years	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
35	1991		93	93	93	35	36	40	37
23	1992	0.039		93	93	35	36	40	37
21	1993	0.010	0.558		93	35	36	40	37
10	1994	0.000	0.000	0.000		35	36	40	37
12	1995	0.013	0.036	0.022	0.133		76	76	76
13	1996	0.042	0.061	0.107	0.066	0.855		76	76
17	1997	0.238	0.462	0.758	0.081	0.180	0.199		76
19	1998	0.268	0.416	0.757	0.031	0.101	0.080	0.702	

Callianassa subterranea

Dit kreeftje van minder dan 5 cm lengte leeft een verborgen bestaan in een net van gangen diep in het sediment. Het leeft voornamelijk in gebieden met een slibrijk sediment, en zijn gangen kunnen tot 50 cm diep zijn. Het is een zeer actieve graver, die voornamelijk leeft van "subsurface deposit feeding". Door zijn vermoedelijk lange levenswijze kan deze soort als een K-strateeg gekenmerkt worden. Buiten de Oestergronden wordt de soort zelden aangetroffen. In 26% van de BIOMON monster werd *Callianassa* gevonden (Tabel 2.15).

Een duidelijke trend in het verloop van de dichtheid van de populatie is niet aanwezig van 1991 tot 1998 (Tabel 2.15). Gedurende de eerste 5 jaren blijft de populatie op een constant niveau. In 1996 is er sprake van een achteruitgang. Het verschil met het vorige jaar is significant. De achteruitgang is echter niet zo dramatisch dat het verschil met alle vorige jaren ook significant is. Deze achteruitgang zet in 1997 door. Nu is het verschil met bijna alle andere jaren (inclusief het jaar 1996) significant. In 1998 treedt een herstel op tot het niveau van 1996. Het verschil tussen 1998 en 1991 is echter niet significant.

TABEL 2.15

Trendanalyse van het voorkomen van *Callianassa subterranea* op het NCP tussen de jaren 1991 tot en met 1998 uitgevoerd met de gepaarde *t*-toets. In het rechter boven gedeelte staat het aantal paren, en in het linker onder deel de kans dat er geen verschil is tussen de jaren. Bij een kans kleiner dan 0.05 is het verschil significant (in grijs aangegeven). Met Bonferroni correctie is het verschil pas significant bij een kans kleiner dan 0.0018. In de linkerkolom staan de gemiddelde dichtheden per jaar over de gepaarde stations.

Mean density	Years	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
71	1991		34	34	34	18	18	10	18
71	1992	0.931		34	34	18	18	10	18
86	1993	0.139	0.176		34	18	18	10	18
74	1994	0.720	0.835	0.103		18	18	10	18
74	1995	0.867	0.958	0.452	0.550		42	42	42
37	1996	0.078	0.131	0.022	0.079	0.000		42	42
23	1997	0.020	0.085	0.011	0.008	0.000	0.013		42
45	1998	0.177	0.240	0.030	0.132	0.003	0.207	0.001	

Nephtys cirrosa

Ter vergelijking met de filter en deposit feeders die hiervoor zijn behandeld is ook een predator opgenomen. *Nephtys cirrosa* behoort tot de borstelwormen (Polychaeta). De worm wordt maximaal 10 cm lang. Het leeft van kleinere andere ongewervelde dieren die in en op het sediment leven. Actief gravend in een overwegend zandig milieu spoort het zijn voedsel op. Vermoedelijk kan de soort enkele jaren oud worden, en zou meer als K- dan als r-strategie kunnen gekenmerkt worden. De soort komt op de Oestergronden bijna niet voor. In 56% van de BIOMON monster (503 van de 894 monsters) werd de soort aangetroffen (tabel 2.7).

TABEL 2.16

Trendanalyse van het voorkomen van *Nephtys cirrosa* op het NCP tussen de jaren 1991 tot en met 1998 uitgevoerd met de gepaarde *t*-toets. In het rechter boven gedeelte staat het aantal paren, en in het linker onder deel de kans dat er geen verschil is tussen de jaren. Bij een kans kleiner dan 0.05 is het verschil significant (in grijs aangegeven). Met Bonferroni correctie is het verschil pas significant bij een kans kleiner dan 0.0018. In de linkerkolom staan de gemiddelde dichtheden per jaar over de gepaarde stations.

Mean density	Years	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
106	1991		96	96	96	47	40	40	41
86	1992	0.019		96	96	47	40	40	41
103	1993	0.748	0.065		96	47	40	40	41
69	1994	0.002	0.099	0.000		47	40	40	41
63	1995	0.009	0.072	0.003	0.932		65	65	65
37	1996	0.000	0.000	0.000	0.210	0.015		65	65
41	1997	0.000	0.000	0.000	0.215	0.037	0.522		65
26	1998	0.000	0.000	0.000	0.024	0.000	0.020	0.001	

Van 1991 tot 1998 is er duidelijk afnemende trend te zien in de populatie dichtheid van deze worm. Na een significante afname in 1992 herstelt de populatie zich in 1993 weer tot het oude hoge niveau van 1991. Daarna zakt de populatie weer significant in tot onder het niveau van 1992. In 1995 blijft de populatie op het niveau van 1994, maar in 1996 is weer een significante daling zichtbaar. Na weer een jaar (1997) op dit lage niveau gebleven te zijn, daalt de populatie dichtheid in 1998 nog verder (significant) tot een diepte punt.

2.4. Discussie

De hogere diversiteit van het macrobenthos in het noorden van het NCP ten opzichte van het zuiden wordt meestal verklaard doordat het milieu in het noorden stabiel is. Door de grotere diepte en de gestratificeerde waterlaag in de zomer zijn de temperaturen verschillen over het jaar en verstoring van het bodem sediment door stormen genivelleerd. Water met hoge belastingen aan slib en voedseldeeltjes komen hier niet voor. Hier door kan de bodemfauna zich min of meer ongestoord ontwikkelen tot een biodiverse gemeenschap. In het ondiepe zuidelijk deel van het NCP speelt de morfodynamiek een grote rol. Hierdoor bestaat de bodem meestal uit bewegende zandgolven die hogere eisen stelt aan het aanpassings vermogen van macrobenthos soorten. Ook de temperatuur wisselt door de grotere roering van het water sterker dan in het diepere noordelijk deel van het NCP. Het aantal soorten dat onder deze sterker wisselen omstandigheden kan overleven is duidelijker kleiner. In dit opzicht zal diversiteit daarom een goede maat kunnen zijn om verstoringen in welke vorm dan ook te kunnen aantonen.

Een significant verschil tussen de macrobenthos diversiteit van de jaren 1986 en 1998 kon alleen aangetoond worden op de Oestergronden, en dan nog alleen voor de Hill0 index met de ongepaarde *t*-toets (Tabel 2.2). Zowel voor de Shannon-Wiener index als de Simpsons index kunnen geen significante verschillen tussen deze jaren worden aangetoond. Bij berekening over het hele NCP blijkt dat de waarden tussen 1991 en 1998 eigenlijk nauwelijks van elkaar verschillen. Dit zou dus betekenen dat er in de jaren weinig op het NCP veranderd is.

Bij het gedetailleerd bekijken van de veranderingen in de diversiteit gedurende de jaren 1991-1998 blijkt dat er wel degelijk significante verschillen tussen jaren onderling gevonden kunnen worden. Bij alle drie de diversiteits indexen blijkt dat 1997 een goed jaar wat betreft biodiversiteit is. Maar het gemiddelde van 1997 is wel iets lager dan dat van 1986. Als er al een trend in de diversiteits getallen zit dan lijkt dat een positieve te zijn (zie de Shannon-Wiener en Simpsons index voor 1998; Tabel 2.4 en 2.5). Ten opzichte van de 1986 waarden zijn we na een dip praktisch weer terug op het relatief hoge niveau van 1986.

Om de veranderingen in de diversiteit te verklaren is een moeilijke zaak. Een macrobenthos gemeenschap kan door een hele reeks van factoren beïnvloed worden. Dit kunnen zowel natuurlijke abiotisch en biotische factoren zijn als factoren waarin de mens een grote rol speelt. Bij abiotische factoren kan men denken aan temperatuur, veranderde stroming, stratificatie van het water, erosie en sedimentatie van de bodem. Biotische factoren zijn de aard en hoeveelheid van het beschikbare voedsel, interactie en competitie met andere soorten, vernieuwing en vergrijzing van de populatie en de invloed van predatoren. De belangrijkste menselijke invloed zijn vervuiling (eutrofiëring en gifstoffen) en de bodemvisserij. In hoeverre deze factoren afzonderlijk de diversiteit hebben en zullen beïnvloeden is moeilijk uit te maken bij de geringe verschillen die tot nu toe in de diversiteit gevonden zijn.

Het bekijken van populatie veranderingen over de jaren van afzonderlijk soorten zou iets makkelijker moeten zijn, maar blijft speculeren. Alleen bij *Nephtys cirrosa* en *Amphiura filiformis* is een duidelijke negatieve trend over de jaren te zien. De achteruitgang van

Amphiura kan te maken hebben met de intensieve visserij, waardoor deze lang levende soort langzamerhand uitgedund wordt. Maar andere aspecten zoals "vergrijzing" van de populatie, waardoor opeens de mortaliteit toeneemt samen met een slechte vernieuwing kan ook het inzakken van de populatie verklaren. Bij *Nephtys cirrosa* zou competitie met andere predatoren een rol kunnen spelen. Wat de andere behandelde soorten betreft vallen verder een aantal overeenkomsten op. Voor *Echinocardium cordatum* is er net als bij de andere stekelhuidige soort (*Amphiura filiformis*) een duidelijke daling van de dichtheden van 1993 naar 1994. Dit zou dus misschien door een zelfde oorzaak gebeurd kunnen zijn. Ook *Echinocardium* kan schade lijden van de bodemvisserij, indien ze ondiep zit ingegraven. Het is bekend dat in de graafdiepte grote verschillen kunnen zijn tussen seizoenen en gebieden. Maar een onbekende ziekte of gevoeligheid voor een bepaalde vervuiling zou ook een oorzaak kunnen zijn. Voor de twee kleine wormen soorten, *Spiophanes bombyx* en *Magelona papillicornis* zijn de jaren 1994 en 1995 rijke jaren. Dit zou te maken kunnen hebben met een ruim voedsel aanbod, een goede recruitment of een afname van de predatoren. Indien het voedsel aanbod inderdaad ruimer in deze jaren aanwezig was dan zou je dat ook moeten terug zien in de meeste andere soorten. Dat is inderdaad het geval, behalve voor de beide stekelhuidige en *Nephtys*. Verder is 1992 zowel voor *Magelona* en *Tellina* als voor de Phoronida een relatief slecht jaar. Voor *Spiophanes*, *Tellina*, *Urothoe poseidonis* en *Callianassa* is 1997 een relatief slecht jaar. Waaraan dat precies ligt is voor de wetenschap nog niet direct duidelijk. Een statistische analyse van verschillende macrofauna graadmeters met de diverse abiotische factoren (voor zover daar goede gegevens in ruimte en tijd zijn) zou meer duidelijk kunnen verschaffen. Ook experimenteel onderzoek aan de verschillende soorten zou ons meer inzicht verschaffen in de reactie van de soort op wisselende omstandigheden.

In het algemeen kan gezegd worden dat de diversiteit op het NCP zoals berekend uit de BIOMON-gegevens gedurende de jaren 1986 tot 1998 niet veel veranderd is. Wel zien we allerlei schommelingen optreden. Deze schommelingen zien we ook optreden bij de geanalyseerde soorten, en kunnen heel goed veroorzaakt worden door natuurlijke schommelingen in abiotische en biotische omgevings factoren. Bij twee soorten wordt echter wel een duidelijke achteruitgang geconstateerd. Vooral bij de brokkelster *Amphiura filiformis* zou de bodemvisserij een rol kunnen spelen.

2.5. Referenties

- Duineveld, G.C.A., 1992. The macrobenthic fauna in the Dutch sector of the North Sea in 1991. NIOZ-rapport 1992-6: 1-31, 1-4, 1-19.
- Duineveld, G.C.A. & J.J. M. Belgers, 1993. The macrobenthic fauna in the Dutch sector of the North Sea in 1992. NIOZ-rapport 1993-11: 1-21.
- Duineveld, G.C.A. & J.J. M. Belgers, 1994. The macrobenthic fauna in the Dutch sector of the North Sea in 1993 and a comparison with previous data. NIOZ-rapport 1994-12: 1-103.
- Heip, C., D. Basford, J.A. Craeymeersch, J.-M. Dewarumez, J. Dörjes, P. de Wilde, G. Duineveld, A. Eleftheriou, P.M.J. Herman, U. Niernan, P. Kingston, A. Künitzer, E. rachor, H. Rumohr, K. Soetaert & T. Soltwedel, 1992. Trends in biomass, density and diversity of North Sea macrofauna. ICES journal of marine science 49: 13-22.
- Hill, M.O., 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. Ecology 54: 427-432.
- Holtmann, S.E., J.J.M. Belgers, B. Kracht & G.C.A. Duineveld, 1995. The macrobenthic fauna in the Dutch sector of the North Sea in 1994 and a comparison with previous data. NIOZ-rapport 1995-7: 1-98.
- Holtmann, S.E., J.J.M. Belgers, B. Kracht & R. Daan, 1996. The macrobenthic fauna in the Dutch sector of the North Sea in 1995 and a comparison with previous data. NIOZ-rapport 1996-8: 1-102.
- Holtmann, S.E., M. Mulder & R. Daan, 1997. The macrobenthic fauna in the Dutch sector of the North Sea in 1996 and a comparison with previous data. NIOZ-rapport 1997-8: 1-103.

- Holtmann, S.E., G.C.A. Duineveld, M. Mulder & P.A.W.J. de Wilde, 1998. The macrobenthic fauna in the Dutch sector of the North Sea in 1997 and a comparison with previous data. NIOZ-rapport 1998-5: 1-103.
- Lavaleye, M.S.S., 1999. Gonz-rapport. Rapport graadmeters van de Noordzee. Infaunal Trophic Index (ITI) van het macrobenthos en Structuur macrobenthos gemeenschap (verhouding r- en K-strategen). NIOZ-rapport, Februari 1999: 1-40.
- Shannon, C.E. & W. Weaver, 1949. The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana.
- Simpson, E.H., 1949. Measurements of diversity. *Nature* 163: 688-689.
- Wilde, P.A.W.J. de & G.C.A. Duineveld, 1988. Macrobenthos van het Nederlandse continentale plat verzameld tijdens de ICES "North Sea Benthos Survey" April 1986. NIOZ: 1-107.

Hoofdstuk 3

ZELDZAME EN LANGLEVENDE SOORTEN UIT DE SCHAAFTREKKEN VAN 1997 OP HET NCP

Auteurs: M.S.S. Lavaleye & M.J.N. Bergman

3.1. Introductie

In 1997 werd een bemonstering uitgevoerd om de dichtheid van de grotere soorten macrofauna (> 1 cm) op het NCP te meten. Hiervoor werden 67 van de 100 BIOMON stations geselecteerd. Deze 100 BIOMON stations worden jaarlijks al sinds 1995 eenmaal bemonsterd met een boxcore om de jaarlijkse veranderingen in het macrobenthos in kaart te brengen. Dit BIOMON project (Holtmann *et al.*, 1998) richt zich op de kleinere macrofauna (> 1 mm). Door de beperkte monster grootte is de boxcore niet geschikt om de dichtheid van voorkomen van de minder algemene maar vaak grote (belangrijke) soorten te bepalen. Om de dichtheid van deze grote maar minder algemene soorten te bepalen werd gebruik gemaakt van een op het NIOZ ontwikkelde bodemschaaf, de zogenaamde Triple-D (Bergman & van Santbrink, 1994). Met deze bodemschaaf kan in een keer een bodem oppervlak van 30 m² tot een diepte van 12,5 cm worden bemonsterd. Dat is ongeveer 500 keer meer dan het oppervlak bemonsterd door de standaard BIOMON boxcorer (0.07 m²). Natuurlijk komt de bodemschaaf niet zo diep als de boxcore in het sediment en worden alleen de grotere macrofauna soorten quantitatief bemonsterd. Testen hebben uitgewezen dat de Triple-D bemonstering in 1997 betrouwbare gegevens over de dichtheid van alle soorten van megafauna oplevert, namelijk voor infauna, half ingegraven bodemfauna, epifauna en bodemvis (Bergman & van Santbrink, 1998).

In dit hoofdstuk worden verspreidingskaartjes van de zeldzamere en langlevende bodem invertebraten getoond. Deze kaartjes vormen een aanvulling op de verspreidings kaartjes die Bergman & Santbrink (1998) publiceerden.

3.2. Materiaal en Methoden

De bemonstering van de grotere bodemfauna werd in Juni 1997 uitgevoerd met het onderzoeksvaartuig van Rijkswaterstaat (Directie Noordzee) de MITRA. In totaal werden 67 stations bemonsterd (Fig. 3.1). De positie van deze stations komt overeen met BIOMON stations (Holtmann *et al.*, 1998), en is zo gekozen dat een min of meer gelijkmatige verspreiding van de stations over het NCP werd verkregen. Op ieder station werd een trek met de bodemschaaf uitgevoerd. De lengte van deze trek was circa 150 m, de bemonsteringsdiepte 10 tot 12,5 cm, en de getrokken sleuf 20 cm breed. Het net van de bodemschaaf heeft een maaswijdte van 1,4 cm (gestrekt). De vissnelheid was 3 mijl per uur. De vangst werd aan boord gesorteerd, geteld en gedetermineerd. Ook soorten kleiner dan 1 cm, waar van een deel door de mazen van het net kon ontsnappen, werden toch gemeten om tenminste een relatieve schatting van de dichtheid van deze soorten te kunnen maken, aangezien het hier om een standaard bemonsterings procedure gaat. De positie van de 67 stations is weergegeven in Fig. 3.1. De dichtheid van de soorten is omgerekend naar het aantal per 100 m². De dichtheid van de zeldzamere soorten is met het programma Surfer geplot op verspreidingskaartjes.

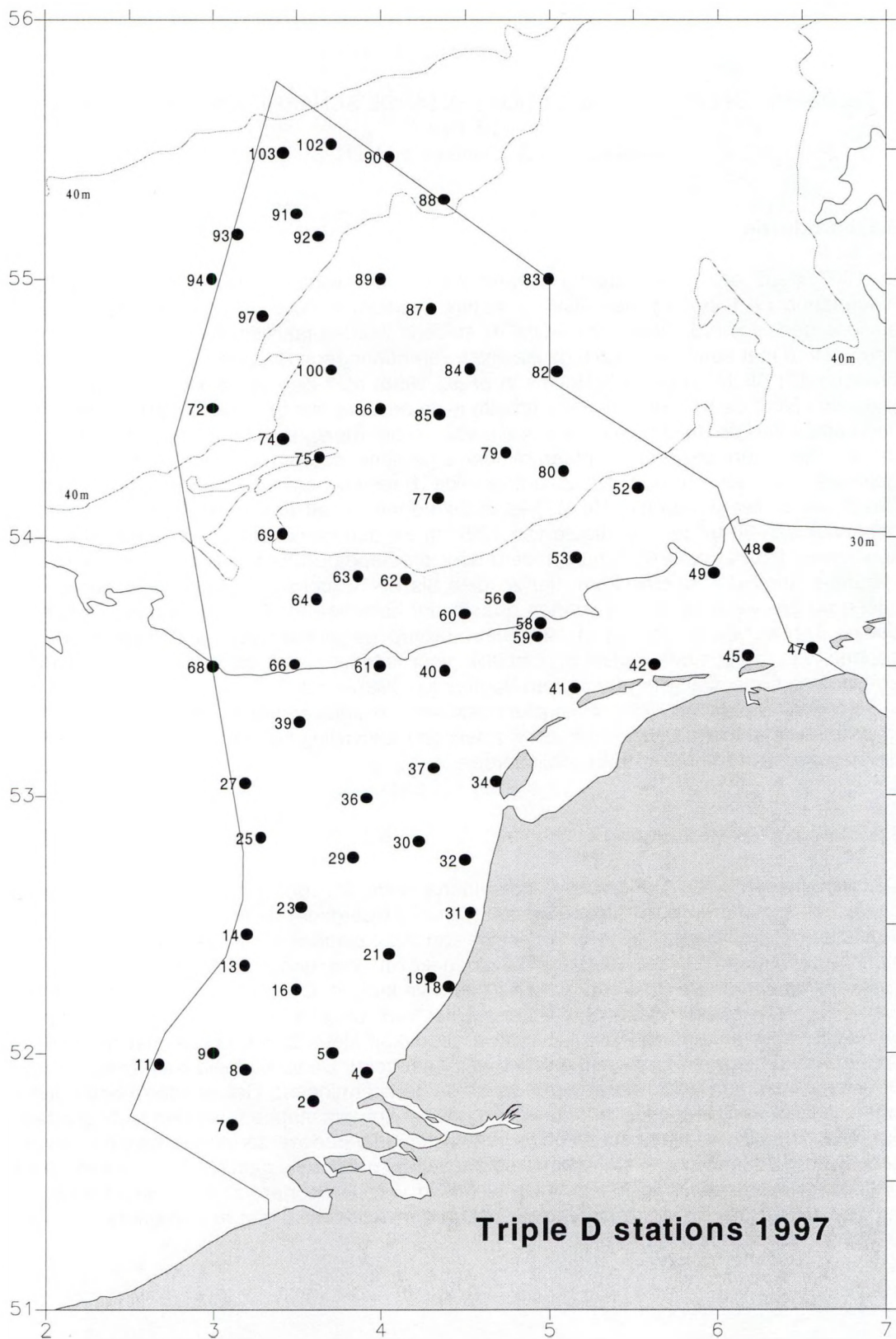


Fig. 3.1. Kaart van het Nederlandse continentale plat met stations die in 1997 zijn bemonsterd met de Triple-D bodemschaaf.

3.3. Resultaten

De gemiddelde dichtheid van de zeldzamere megabenthos soorten voor Juni 1997 is weergegeven in verspreidingskaartjes (3.2-3.5). De kaartjes moeten gezien worden als een aanvulling op de publicatie van Bergman & van Santbrink (1998), waarin verspreidingskaartjes van de meer algemene soorten getoond worden. Hieronder wordt het verspreidingspatroon van de verschillende soorten kort besproken, en vaak vergeleken met de BIOMON boxcore gegevens.

Stekelhuidigen (Echinodermata)

In Fig. 3.2 zijn de verspreidings gegevens van vier soorten stekelhuidige (Echinodermata) weergegeven. De brokkelster *Amphiura* cf. *chiajei* werd alleen aangetroffen ten noorden van de Doggersbank. Een andere brokkelster *Amphiura filiformis* kon door zijn geringe grootte en zijn breekbaarheid niet kwantitatief bemonsterd worden met de bodemschaaf.

De zeeëgel *Brissopsis lyrifera* werd op 9 stations op de Oestergronden aangetroffen. Door zijn breekbaarheid zijn tellingen in de schaafrmonsters moeilijk en de dichtheids getallen zijn daarom een onderschatting. Dat de bodemschaaf toch ook bij deze breekbare soorten hier zijn waarde bewijst kan aanschouwelijk gemaakt worden door dit resultaat te vergelijken met de gegevens van het BIOMON-programma van 1997 waarbij met een bodemhapper gewerkt wordt. Tijdens de bemonstering van de 100 BIOMON stations werden namelijk slechts 2 exemplaren van *Brissopsis* gevonden (Holtmann et al., 1998).

Een klein zeeëgeltje, het zeeboontje (*Echinocyamus pusillus*) wordt alleen in fijn tot grof zand gevonden (Fig. 3.2). De geringe dichtheden samen met het feit dat tijdens het BIOMON programma deze soort op 12 stations werd aangetroffen geeft al aan dat deze soort door zijn geringe grootte niet kwantitatief bemonsterd wordt met de bodemschaaf.

De zeekomkommer *Cucumaria elongata* is een grote en stevige soort die ingegraven in de bodem leeft. Deze soort komt voornamelijk in en rond het Friese Front gebied voor (Fig. 3.2). Tijdens de BIOMON 1997 bemonstering werd deze soort met de boxcore helemaal niet gevangen.

Tweekleppigen (Bivalvia)

De verspreiding van de zeldzamere soorten weekdieren, schelpen en slakken (Mollusca) is weergegeven in Fig. 3.3a-3.3e.

De glanzende dunschaal, *Abra nitida*, is een soort die vaak verward wordt met de witte dunschaal, *Abra alba*. Tijdens de 1997 bemonstering is de soort alleen op het Friese Front in redelijke hoeveelheden aangetroffen (Fig. 3.3a). In de lijst van gevonden soorten in boxcore monsters van 1997 (BIOMON) komt deze soort niet voor.

De prismatische dunschaal (*Abra prismatica*) wordt wat groter dan *Abra nitida*, maar wordt desondanks slechts in lage aantallen aangetroffen (Fig. 3.3a). Integeningstelling tot *Abra nitida* werd deze soort wel in de boxcore monsters van 1997 gevonden en wel op 7 stations (Holtmann et al., 1998).

De Noordkromp (*Arctica atlantica*) wordt gezien als een belangrijke soort, enerzijds omdat d.m.v. de groeilijnen en de hoge ouderdom (> 100 jaar) van deze soort terug in de tijd kan worden gekeken, en anderszijds doordat de beschadigingen aan de schelp een indicatie vormen voor de visserijdruk ter plaatse. Wat betreft de verspreiding behoort deze soort tot de algemenere soorten die met de schaafrmonsters gevangen worden en een kaartje van de verspreiding werd daarom ook al door Bergman & van Santbrink (1998) getoond. De dichtheden zijn echter altijd laag (Fig. 3a), ruim minder dan 1 per m². In boxcore monsters wordt deze soort dan ook zelden aangetroffen. De tijdens BIOMON gevonden exemplaren zijn alle juveniel, en een volwassen exemplaar werd tot nu toe nooit gevonden (pers. med. S.Holtmann). De soort komt in de dieper gelegen slijbgebieden voor.

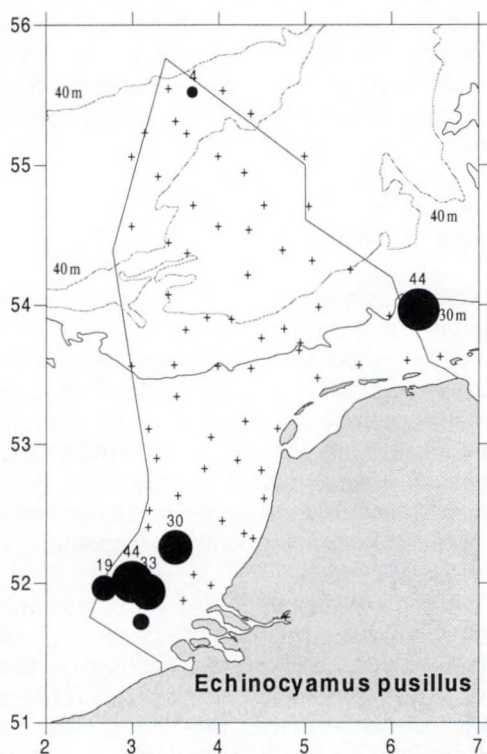
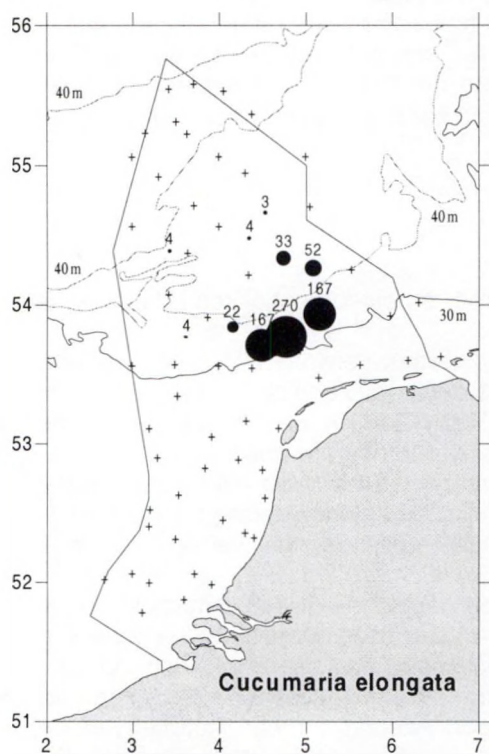
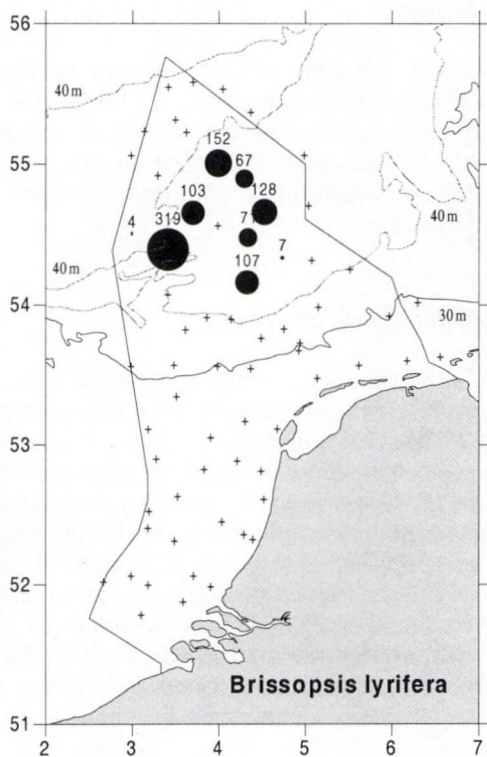
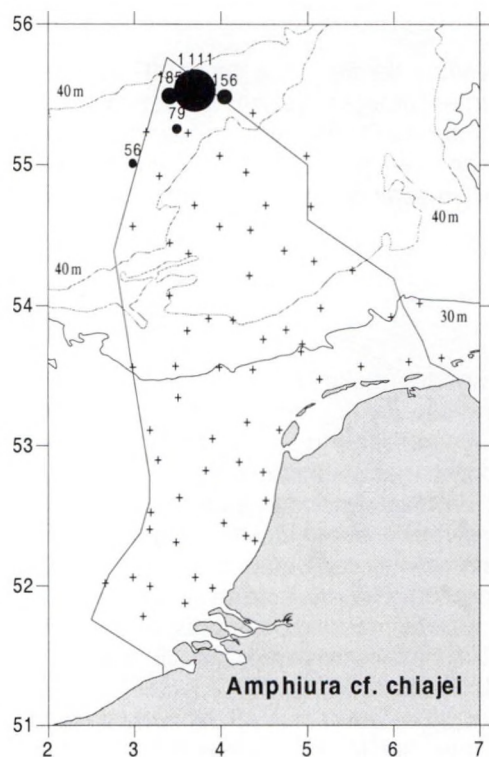


Fig. 3.2. Verspreidingskaartjes van de zeldzamere Echinodermata soorten in Juni 1997 op het NCP. De dichtheid is aangegeven in aantallen per 100 m², zowel met bolletjes als met getallen. Per kaartje is de verhouding tussen de diameter van de bolletjes en de aantallen verschillend. (+ = niet aangetroffen).

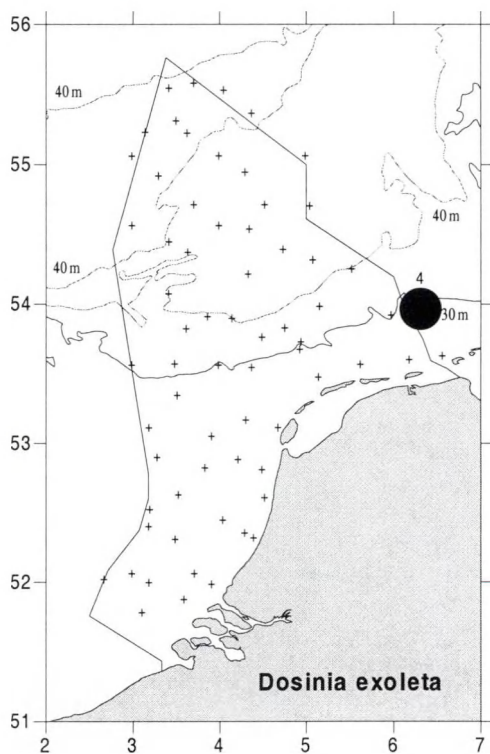
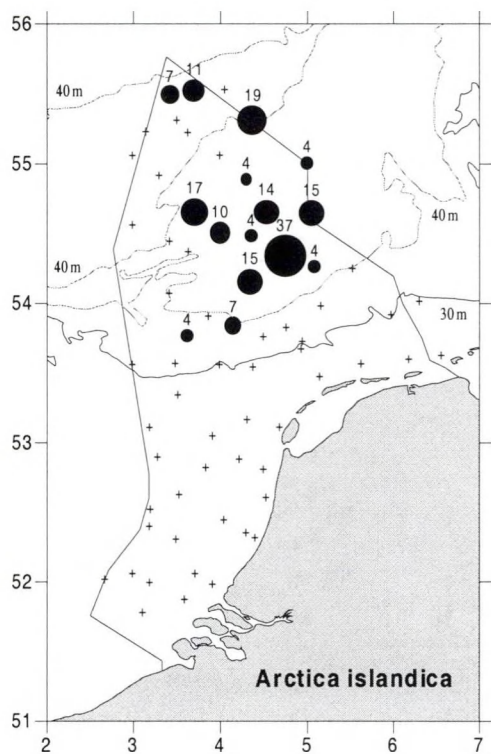
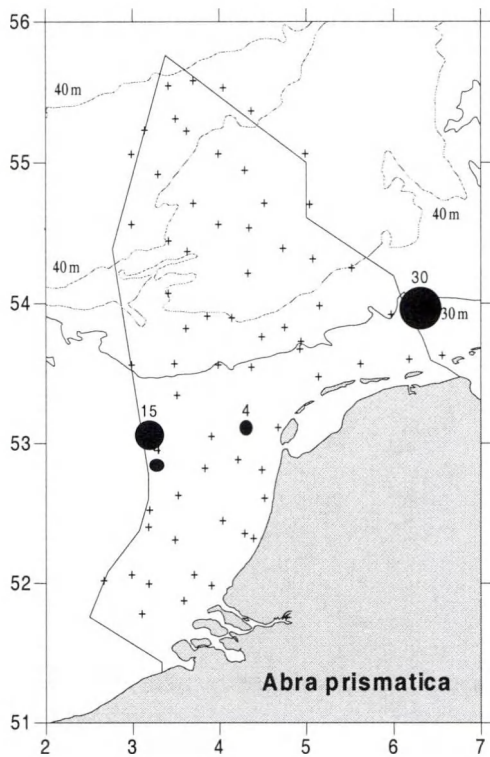
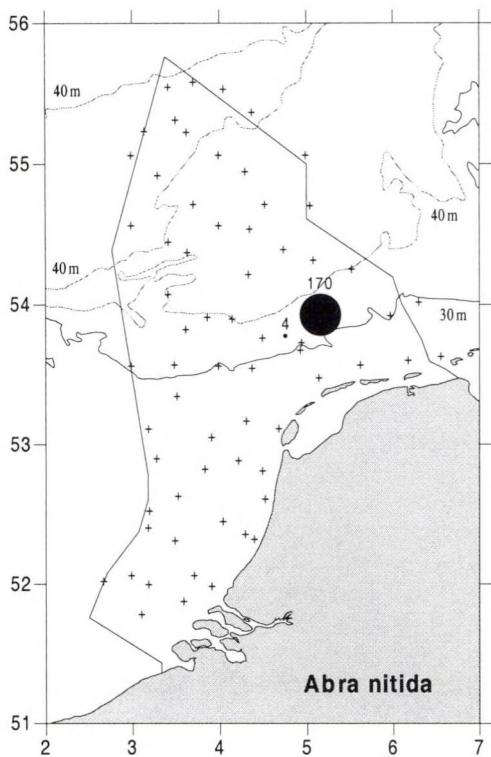


Fig. 3.3a. Verspreidingskaartjes van de zeldzamere Bivalvia soorten in Juni 1997 op het NCP. De dichtheid is aangegeven in aantallen per 100m², zowel met bolletjes als met getallen. Per kaartje is de verhouding tussen de diameter van de bolletjes en de aantallen verschillend. (+ = niet aangetroffen).

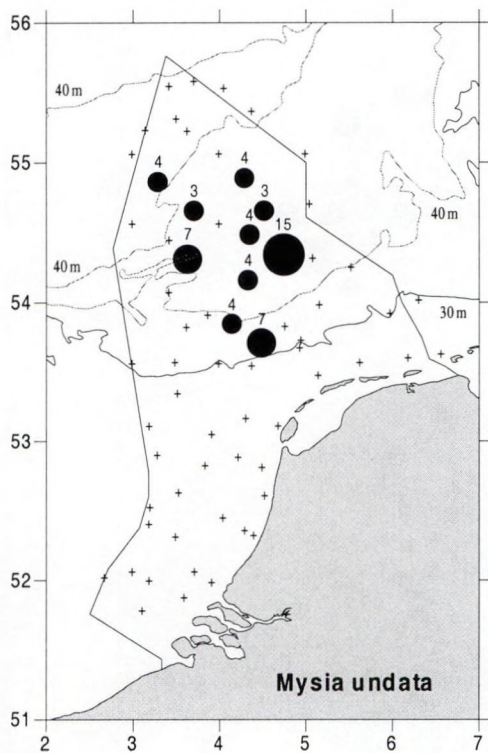
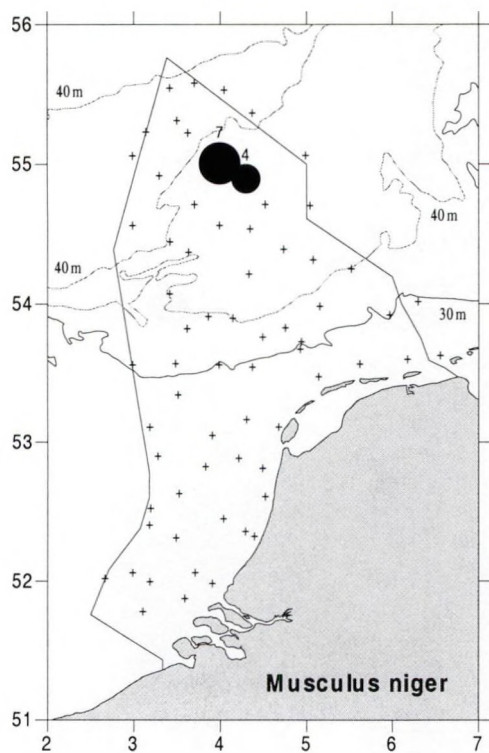
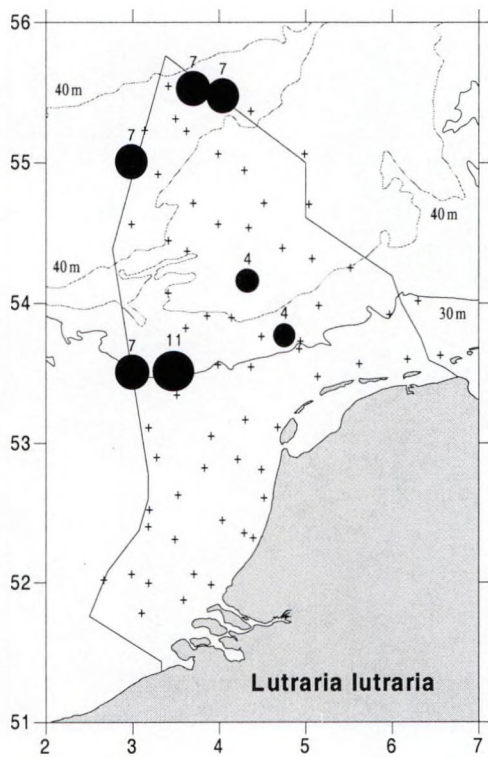
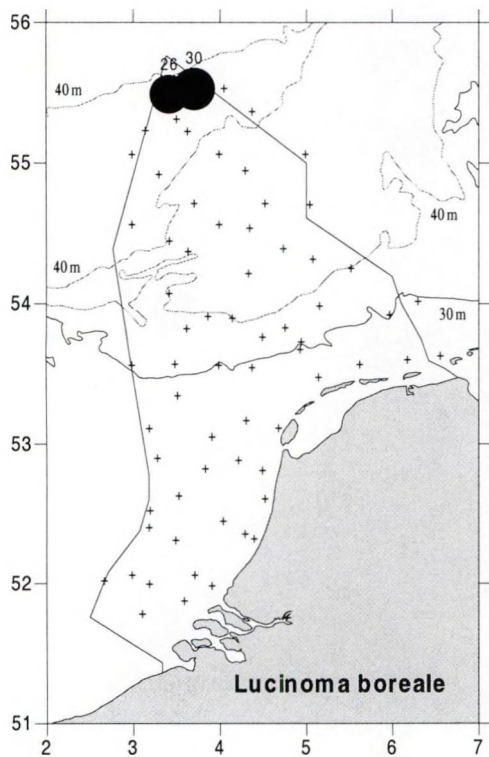


Fig. 3.3b. Verspreidingskaartjes van de zeldzamere Bivalvia soorten in Juni 1997 op het NCP. De dichtheid is aangegeven in aantallen per 100m², zowel met bolletjes als met getallen. Per kaartje is de verhouding tussen de diameter van de bolletjes en de aantallen verschillend. (+ = niet aangetroffen).

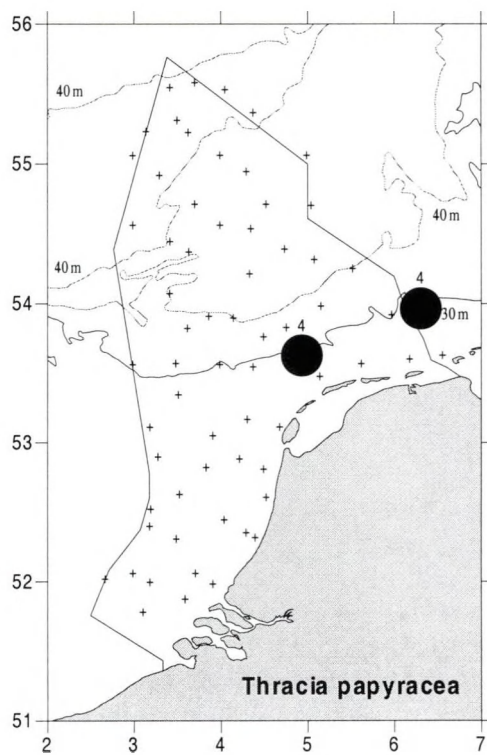
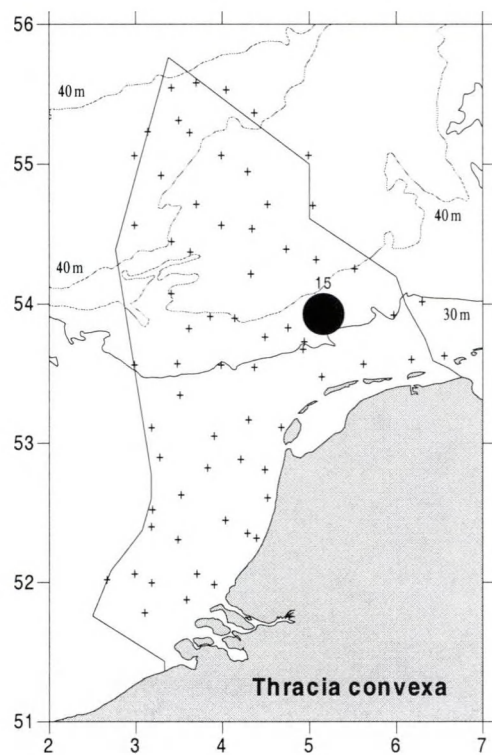
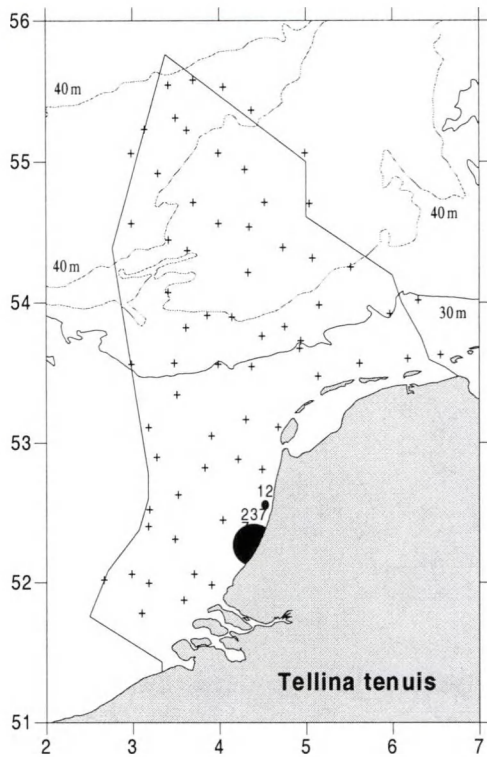
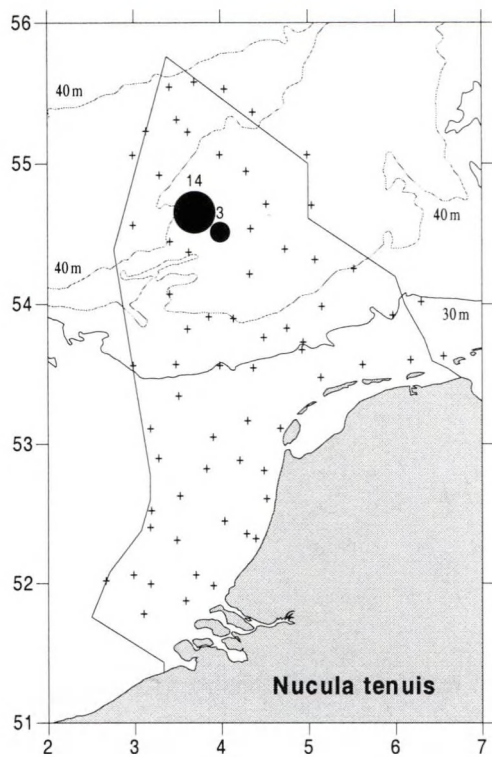


Fig. 3.3c. Verspreidingskaartjes van de zeldzamere Bivalvia soorten in Juni 1997 op het NCP. De dichtheid is aangegeven in aantallen per 100m², zowel met als met getallen. Per kaartje is de verhouding tussen de diameter van de bolletjes en de aantallen verschillend. (+ = niet aangetroffen).

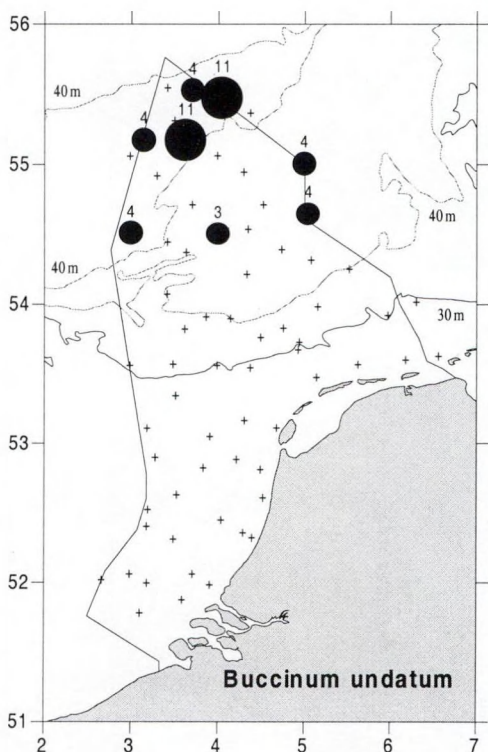
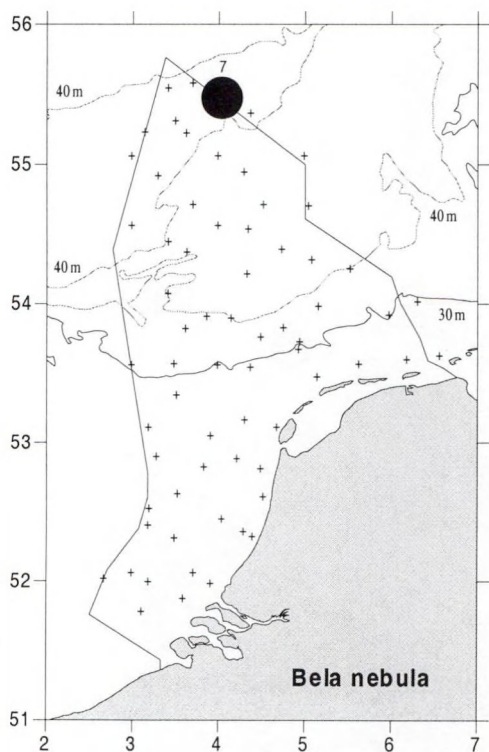
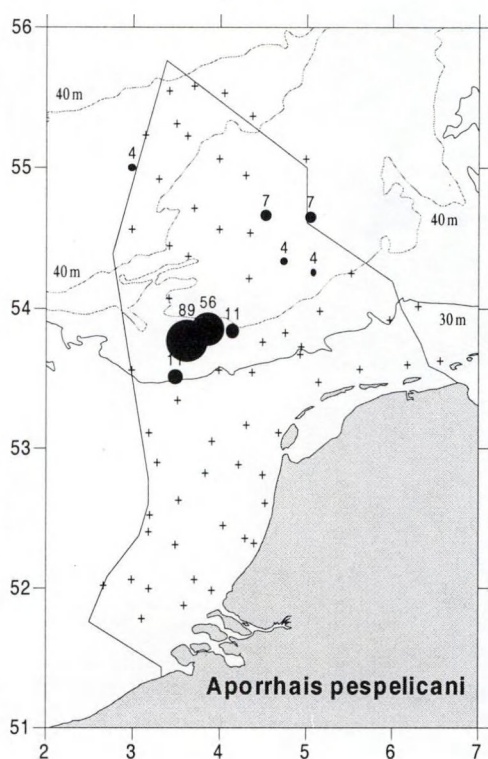
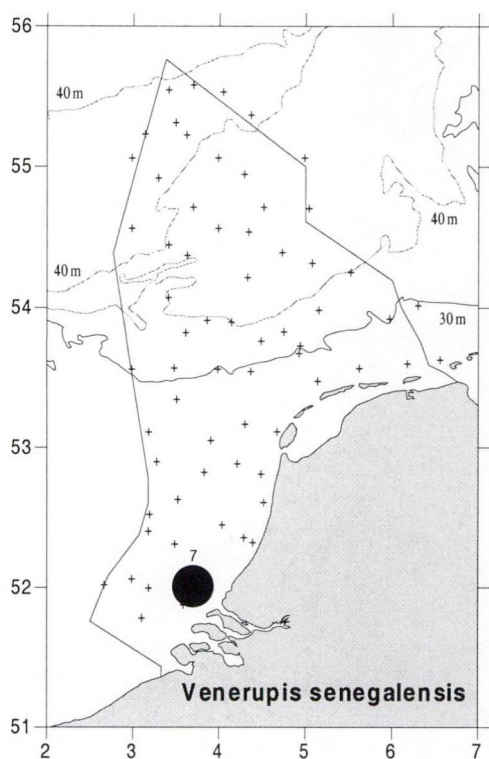


Fig. 3.3d. Verspreidingskaartjes van de zeldzamere Bivalvia en Gastropoda soorten in Juni 1997 op het NCP. De dichtheid is aangegeven in aantallen per 100m², zowel met bolletjes als met getallen. Per kaartje is de verhouding tussen de diameter van de bolletjes en de aantallen verschillend. (+ = niet aangetroffen).

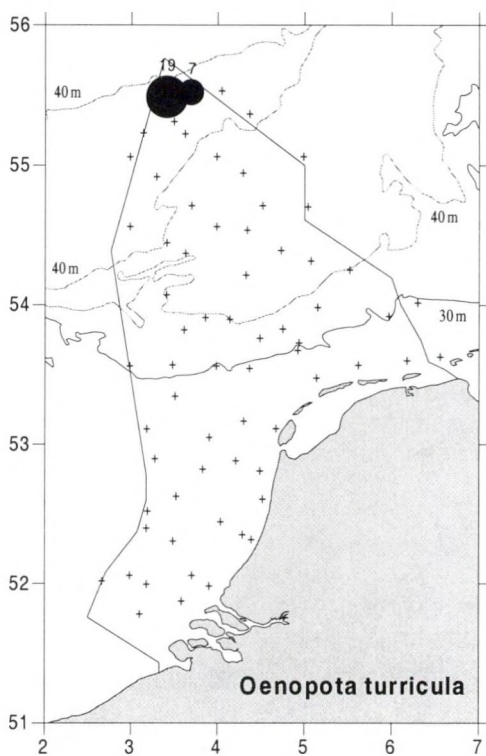
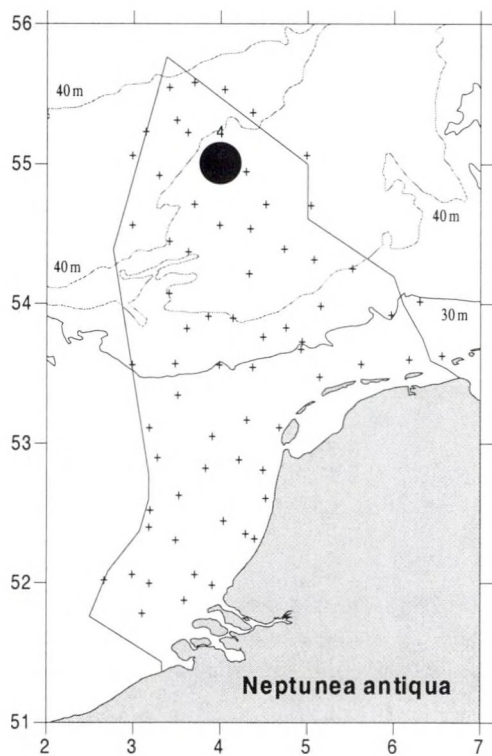
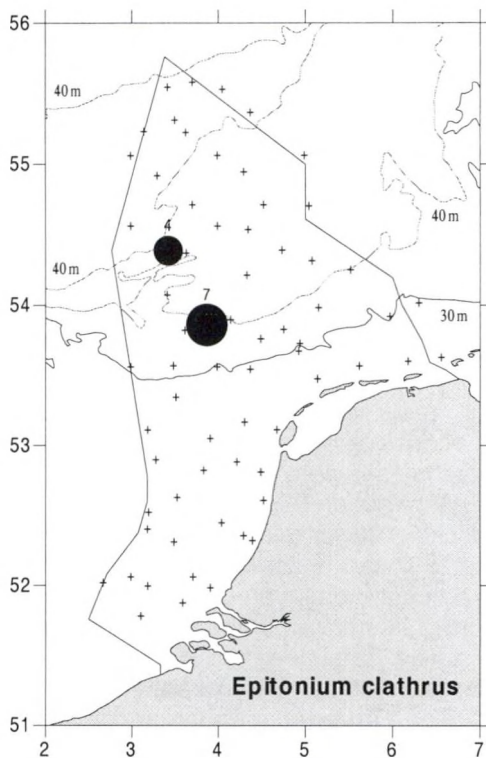
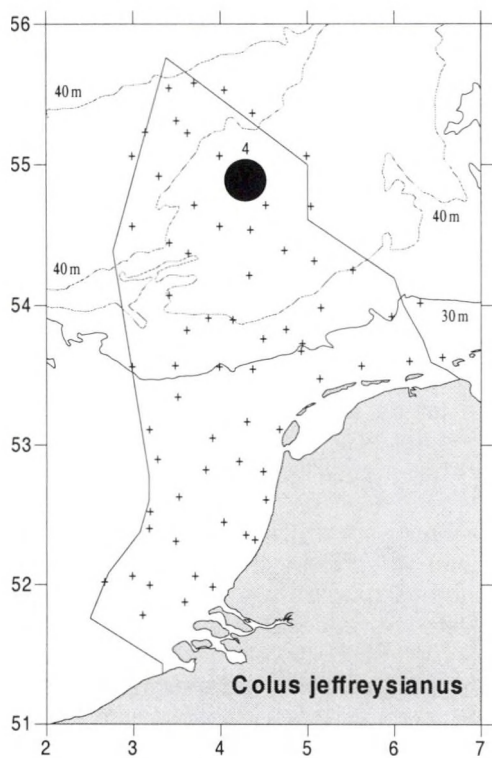


Fig. 3.3e. Verspreidingskaartjes van de zeldzamere Gastropoda soorten in Juni 1997 op het NCP. De dichtheid is aangegeven in aantallen per 100m², zowel met als met getallen. Per kaartje is de verhouding tussen de diameter van de bolletjes en de aantallen verschillend. (+ = niet aangetroffen).

De artemisschelp *Dosinia exoleta* is een zeldzame soort en werd slechts op één schaaftation gevonden en dan nog in een zeer lage dichtheid. Tijdens de BIOMON expeditie in 1997 werd de soort niet in de boxcore monsters gevonden.

De noordse cirkelschelp *Lucinoma boreale* is een noordelijke soort die uitsluitend ten noorden van de Doggersbank werd gevonden (Fig. 3.3b). Deze soort werd niet aangetroffen in de BIOMON boxcore monsters van 1997.

De otterschelp (*Lutraria lutraria*) is een grote, diep in het sediment levende soort, die uitsluitend in zeer lage dichtheden werd aangetroffen (Fig. 3.3b). Het is mogelijk dat dit een onderschatting is aangezien de soort diep in het sediment zit ingegraven. De soort komt zowel in slibgebieden als in tamelijk grof zand voor, maar is niet aangetroffen in het zuidelijk deel van het NCP.

De zwarte streepeschelp *Musculus niger* is een tweekleppige die in vorm en levenswijze erg op de gewone mossel lijkt. De soort zit nooit ingegraven, maar vastgehecht op hard substraat, zoals lege schelpen. Hij behoort dan ook tot de epifauna en is als zodanig gevoelig voor bodemvisserij. De soort is nu zeldzaam op het NCP, en werd tijdens de 1997 bemonstering met de schaaft slechts op 2 stations in het noordelijk deel van de Oestergronden aangetroffen (Fig. 3.3b).

De zandschelp *Mysia undata* is een vrij kleine en breekbare soort. De bodemschaaft geeft dan ook zeker een onderschatting van de aantallen. Het verspreidingskaartje geeft echter wel een aardige indruk van de verspreiding van de soort (Fig. 3.3b), want met de boxcore werd hij in 1997 slechts op drie stations aangetroffen. De soort verkiest de slibbige bodems.

Ook de dunne parelmoerneut *Nucula tenuis* is een kleine soort die bovendien door zijn gladheid makkelijk door de mazen van het net kan glippen. De soort werd slechts op twee stations in de Oestergronden aangetroffen (Fig. 3.3c). In de boxcore monsters van 1997 werd de soort op aanmerkelijk meer stations en in hogere dichtheden aangetroffen dan met de bodemschaaft.

De tere platschelp *Tellina tenuis* is een vrij algemene verschijning op de Nederlandse stranden. Het is bekend dat populaties van deze soort hoge variaties in aantallen over de tijd kunnen vertonen, wat waarschijnlijk samenhangt met de hoge dynamiek van de leefgebieden. In de bodemschaaft monsters van 1997 werd de soort alleen op 3 kuststations aangetroffen (Fig. 3.3c). In boxcore monsters uit datzelfde jaar werd de soort helemaal niet aangetroffen.

De bolle papierschelp *Thracia convexa* en de gewone papierschelp *Thracia papyracea* zijn vrij grote breekbare soorten, die zelden in boxcore monsters worden aangetroffen. Ook in de schaaftmonsters blijken beide soorten heel zeldzaam, zowel wat betreft aantallen als het aantal stations (Fig. 3.3c). Deze soorten zijn m.i. door hun grootte en breekbare schelp bijzonder gevoelig voor de bodemvisserij.

De tapijtschelp (*Venerupis senegalensis*) is een ca. 5 cm grote, vrij stevige schelp, die ook in de Waddenzee en de Zeeuwse Delta wordt aangetroffen. In de Noordzee blijkt de soort aan de hand van de schaaftmonsters zeldzaam (Fig. 3.3d). In de BIOMON boxcore monsters wordt deze soort bijna nooit aangetroffen.

Slakken (*Gastropoda*)

De pelikaansvoet (*Aporrhais pespelicani*) behoort tot de epifauna. De slak ligt op de bodem en verplaatst zich zo nu en dan met behulp van zijn voet. Op 9 stations werd deze slak in de schaaft monsters aangetroffen. Op twee stations zelfs in redelijk aantallen (tot 89 per 100 m²).

De hoge trapgevel *Bela nebula* en de gewone trapgevel *Oenopota turricula* zijn slakken die behoren tot de Turridae, een familie van gespecialiseerde rovers. De soorten van deze familie tref je zelden in hoge dichtheden aan. De hier gevonden soorten blijven bovendien vrij klein, zodat kwantitatief vissen op deze soort met de bodemschaaft niet echt mogelijk is. De geringe dichtheid en minieme verspreiding is dan ook niet verrassend (Fig. 3.3d en 3.3e).

Over de wulk (*Buccinum undatum*) is veel te doen. Deze soort, waarop commercieel gevestigd werd, heeft niet alleen te lijden van de bodemvisserij maar ook van de tributyltin (TBT) vervuiling afkomstig van aangroeiwerende verf gebruikt voor schepen. TBT induceert imposex bij deze slak, een vermannelijking van de vrouwtjes wulken. Imposex kan uiteindelijk leiden tot een sterilisatie van de slak (Mensink, 1999) en reproductie is dan niet meer mogelijk. Volgens Mensink (1999) is echter het negatieve effect van de visserij op de wulk groter dan het negatieve effect van het TBT. De soort werd nog wel op diverse stations (8) gevonden in het noordelijk deel van het NCP, maar steeds in lage dichtheden (Fig. 3.3d). Deze grote slak werd tot nu toe nooit in de BIOMON boxcore monsters aangetroffen.

De gezwollen slanke noordhoren *Colus jeffreysianus* en de noordhoren *Neptunea antiqua* zijn soorten van dieper water, en behoren tot de zelfde familie als de ongeveer even grote wulk. Daarom gelden bij deze soorten dezelfde problemen ten aanzien van visserij en TBT als bij de wulk. In de bodemschaaf trekken werden deze twee soorten slechts één keer waargenomen (Fig. 3.3e).

De wenteltrap (*Epitonium clathrus*) is een ectoparasiet op anemonen, en komt nooit algemeen voor. In de schaaft monsters werd deze soort slechts 2 keer aangetroffen (Fig. 3.3e).

Kreeftachtigen (Crustacea)

De meeste kreeftachtigen die met de bodemschaaf gevangen worden zijn Decapoda (krabben en garnalen). Er werd slechts een soort (*Cirolana borealis*) van een andere groep, de pissebedden (Isopoda), gevonden. Deze pissebed werd op 8 stations op de slibrijke Oestergronden gevonden (Fig. 3.4a). De dichtheden gaan de 30 per 100 m² niet te boven. In de boxcore monsters van 1997 werd deze soort ook aangetroffen, maar slechts op 2 stations. Dit geeft weer aan dat de bodemschaaf voor kleine soorten kwantitatief niet een goed beeld vormt omdat veel exemplaren door de mazen van het net verdwijnen, maar wel extra gegevens levert over de verspreiding van de soort.

De steurgarnaal (*Palaemon spec.*) is een soort die nooit in het sediment ingegraven zit en ook lagere zoutgehaltes tolereert. Deze soort werd slechts op een station in het kustgebied gevonden (Fig. 3.4b).

Het gravende kreeftje *Callinassa spec.* kan tot wel 50 cm in het sediment zitten. Aangezien de schaaft maar tot zo'n 12.5 cm diep gaat zal deze soort niet kwantitatief bemonsterd worden. Het verspreidingskaartje geeft 4 stations in de Oestergronden en 2 in het zuidelijk deel van het NCP (Fig. 3.4a). Deze vreemde verspreiding ligt aan het feit dat geen onderscheid gemaakt is tussen de twee soorten *Callinassa*, namelijk *C. subterranea* en *C. tyrrhena*. De eerste soort komt in de slibgebieden voor, terwijl de andere soort zandgebieden preferiert. Voor kwantitatief bemonsteren van deze soort is de boxcore duidelijk superieur t.o.v. de schaaft.

De noordse kreeft (*Nephrops norvegicus*) leeft ook vaak ingegraven, maar lang niet zo diep als *Callinassa*. Met de bodemschaaf werd deze grote soort (tot 20 cm) alleen midden op de Oestergronden gevonden (2 stations) in lage dichtheden (Fig. 3.4b).

De zwemkrabben zijn zeer beweeglijk en zijn in staat om grote afstanden per dag af te leggen. Bij veel soorten is dan ook sprake van seizoenstrek, waarbij de soorten in een koude winter naar het zuiden of naar dieper water trekken. Na een strenge winter kunnen er daardoor ook soorten voor een tijdje verdwijnen. Wat betreft de drie soorten waarvan hier verspreidingskaartjes worden gegeven (Fig. 3.4a en 3.4b), werd alleen *Liocarcinus depurator* ook in het noordelijk deel van het NCP gevonden. De andere 2 soorten (*L. arcuatus* en *L. marmoreus*) werden alleen op de relatief grove zanden van het zuidelijk deel verzameld.

De hooiwagenkrab *Macropodia spec.* werd slechts op 5 stations gevonden. De vreemde verspreiding op Fig. 3.4b kan te maken hebben met het niet onderscheiden van de verschillende soorten *Macropodia*'s.

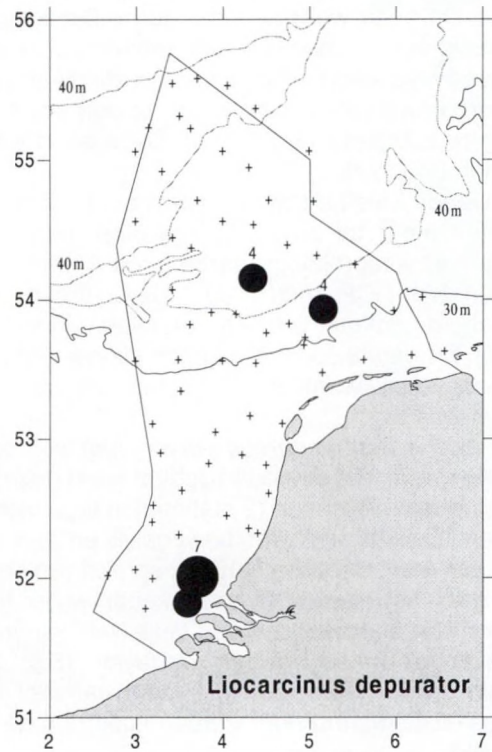
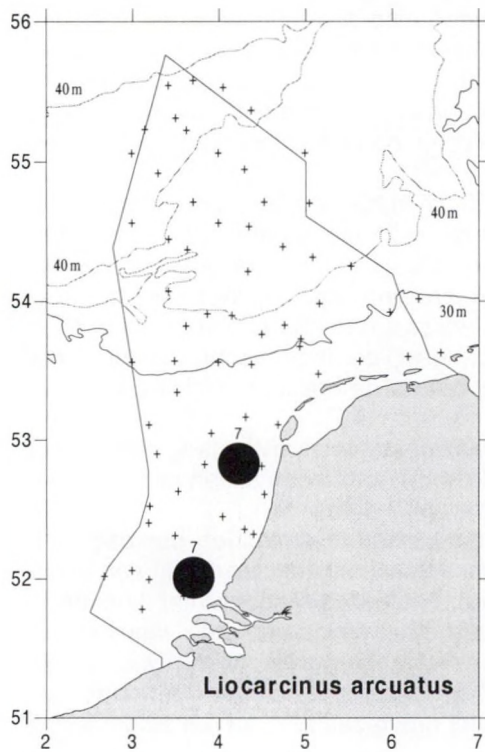
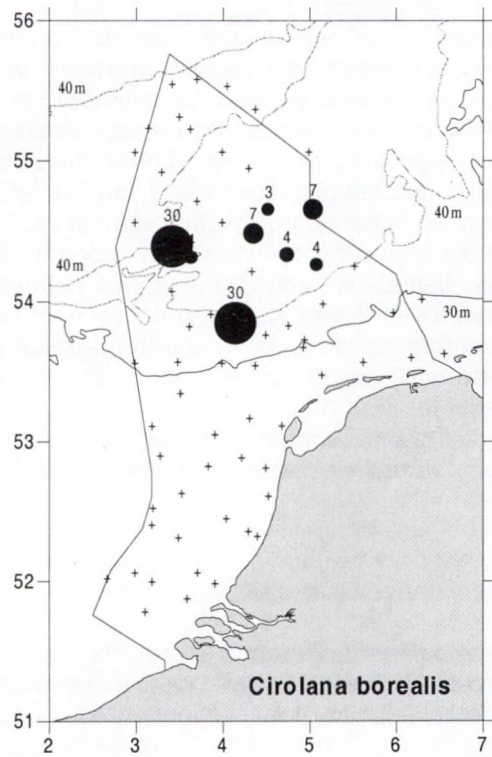
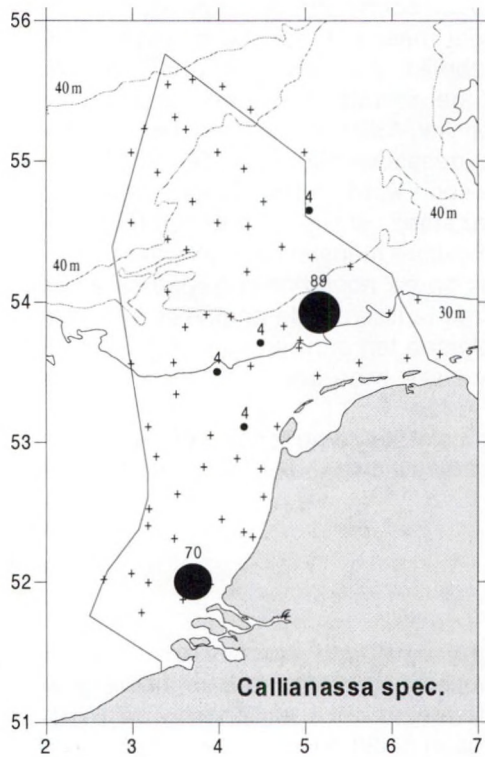


Fig. 3.4a. Verspreidingskaartjes van de zeldzamere Crustacea soorten in Juni 1997 op het NCP. De dichtheid is aangegeven in aantallen per 100m², zowel met bolletjes als met getallen. Per kaartje is de verhouding tussen de diameter van de bolletjes en de aantallen verschillend. (+ = niet aangetroffen).

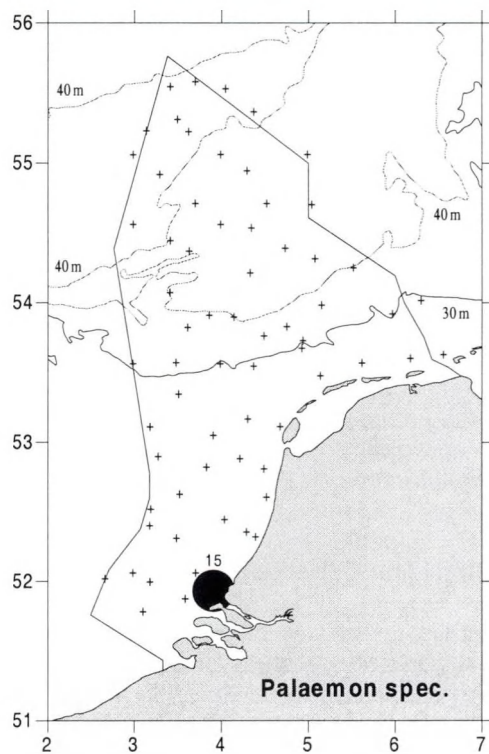
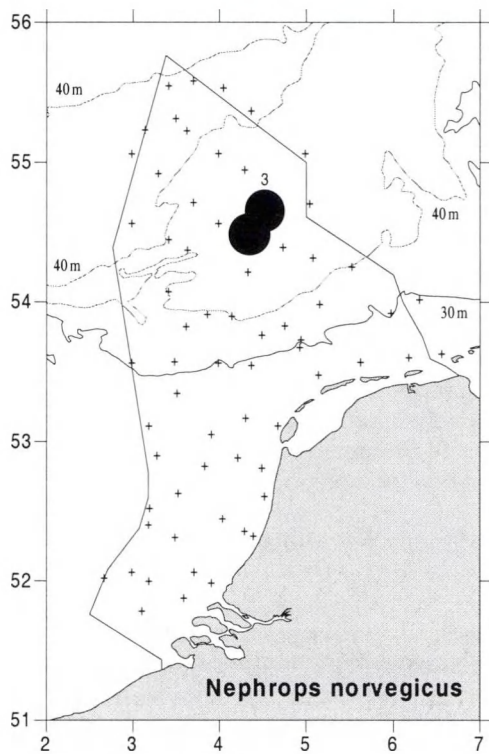
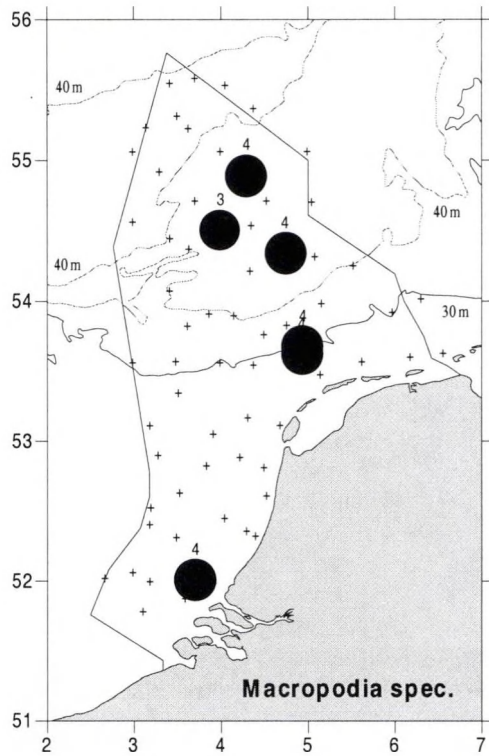
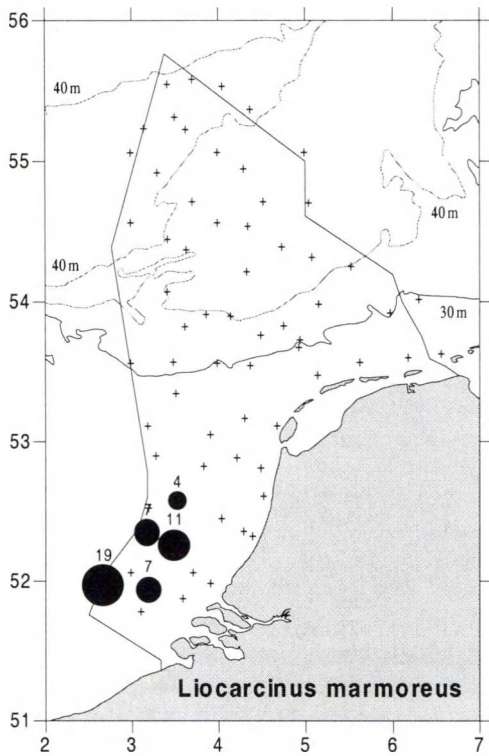


Fig. 3.4b. Verspreidingskaartjes van de zeldzamere Crustacea soorten in Juni 1997 op het NCP. De dichtheid is aangegeven in aantallen per 100m², zowel met bolletjes als met getallen. Per kaartje is de verhouding tussen de diameter van de bolletjes en de aantallen verschillend. (+ = niet aangetroffen).

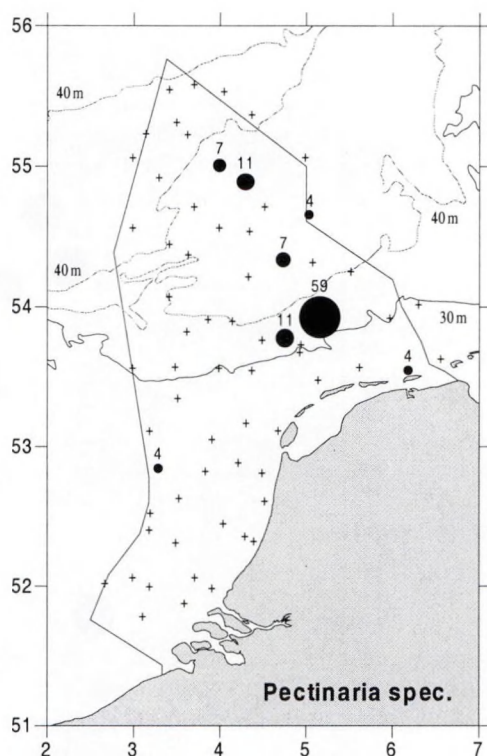


Fig. 3.5. Verspreidingskaartje van een zeldzamere Polychaeten soort in Juni 1997 op het NCP. De dichtheid is aangegeven in aantallen per 100 m², zowel met bolletjes als met getallen. Per kaartje is de verhouding tussen de diameter van de bolletjes en de aantallen verschillend. (+ = niet aangetroffen)

Borstelwormen (Polychaeta)

Het goudkammetje (*Pectinaria spec.*) is een soort die in de bovenste centimeters van het sediment leeft. De vrij stevige zandkoker van soms wel 5 cm steekt ook nog half boven het sediment uit. Dit lijkt daarom een ideale soort om kwantitatief te bemonsteren met de bodemschaaf. In Fig. 3.5 is te zien dat de soort vooral algemeen is op één station op het Friese Front. Verder werd het gevonden op nog 5 andere stations op de Oestergronden, en op twee stations met een zandbodem (bij Schiermonnikoog en in het Offshore gebied). De tegenstelling dat deze soort zowel in het slib als in het zand wordt gevonden kan liggen aan het feit dat geen onderscheid gemaakt is tussen de verschillende soorten, namelijk *Pectinaria auricoma* en *P. koreni*. De laatste soort komt ook in zandige gebieden voor.

3.4 Discussie en Conclusies

De verspreiding van de meeste soorten is gerelateerd aan abiotische gradienten in de Noordzee, zoals temperatuur, en korrelgrootte en slibgehalte van het sediment. Van de zeldzame megafauna soorten die met de bodemschaaf worden gevangen zijn *Amphiura chiajei*, *Lucinoma borealis* en *Oenopota turricula* beperkt tot het aller noordelijkste puntje van het NCP. Dit zijn dus soorten die diep water en een bodem met slib prefereren. Deze soorten zijn waarschijnlijk altijd al zeldzaam op het NCP geweest.

De soorten *Brissopsis lyrifera*, *Arctica atlantica*, *Musculus niger*, *Mysia undata*, *Nucula tenuis*, *Aporrhais pespelicani*, *Epitonium clathrus*, *Nephrops norvegicus* en *Pectinaria auricoma* komen voornamelijk op de Oestergronden voor, en hebben een voorkeur voor slibrijke bodems op een diepte van 40m en meer. Met name de verspreiding van de lang levende soorten met een breekbare schelp, schaal of koker, zoals *Brissopsis*, *Arctica*, *Musculus*, *Nephrops* en *Pectinaria*, kunnen duidelijk door de bodemvisserij beïnvloed zijn. Experimenten, waarbij de directe mortaliteit werd bepaald van *Arctica islandica* veroorzaakt door een eenmalige passage van een bodentrawl, kwamen uit op een sterfte percentage van 16% (Piet *et al.*, 1998). Schattingen van de mortaliteit van door boomkorren gevangen noordkrompen liepen uiteen van 74 tot 90% (Fonds, 1991). Klein & Witbaard (1993) vonden dat er na 1972 een stijging in het aantal beschadigingen van de schelpen voorkwam. Dit verschijnsel correleert met het sinds die tijd toegenomen totale motervermogen van de trawlers en kotters. Uit deze gegevens voor *Arctica atlantica* blijkt wel dat deze soort het hard te voorduren heeft op het NCP.

Soorten die hun grootste concentratie op het Friese Front hebben zijn *Cucumaria elongata*, *Abra nitida*, *Thracia convexa* en *Callianassa subterranea*. Bij deze soorten speelt naast het hoge slibgehalte ook de hoge voedsel concentratie mee. De bolle papierschelp (*Thracia convexa*) lijkt door zijn grote breekbare schelp en ondiepe levenswijze in het sediment bijzonder gevoelig voor de bodemvisserij.

In de relatief grof zandige gebieden, nl. de Doggersbank en het zuidelijk deel van het NCP komen *Echinocyamus pusillus*, *Abra prismatica*, *Dosinia exoleta*, *Venerupis senegalensis* en *Pectinaria koreni* voor. Vooral de laatste soort met zijn half uit het sediment stekende fragiele koker zal de passage van de zware kettingen van een boomkor slecht overleven. Kust gebonden soorten zijn *Tellina tenuis* en *Palaemon spec.*

De wulk (*Buccinum undatum*) werd alleen nog gevonden in het noordelijk deel van de Oestergronden en op de Doggersbank. Zijn areaal lijkt onder invloed van visserij en TBT-vervuiling teruggedrongen te zijn. Mensink (1999) geeft aan dat de visserij een groter negatief effect op de populatie heeft dan TBT. Bij de diepwater soorten *Colus jeffreysianus* en *Neptunea antiqua* kan het zelfde aan de hand zijn. Deze soorten komen nu sporadisch voor in de slibgebieden.

Thracia papyracea kom alleen voor langs de zuidelijke rand van het Friese Front, terwijl *Lutraria lutraria* langs de noord- en zuidrand van de Oestergronden voorkomt. De gewone papierschelp (*Thracia papyracea*) zal om de zelfde redenen als de bolle papierschelp gevoelig zijn voor de effecten van bodemvisserij.

Op grond van de verspreiding van de zeldzame soorten is het moeilijk aan te geven welk gebied binnen het NCP nu ecologisch gezien belangrijker is dan de rest van het gebied, aangezien er grote verschillen tussen de verspreidingspatronen van de verschillende soorten bestaan. Wel kan hier aangegeven worden welke soorten het moeilijk hebben gezien hun tegenwoordige zeldzaamheid en hun gevoeligheid voor bodemvisserij. Dit zijn *Musculus niger*, *Thracia convexa* en *Thracia papyracea*, die alle relatief grote breekbare schelpen hebben. Ook de Noordkromp kan in dit rijtje gezet worden, vooral ook vanwege zijn hoge maximale leeftijd (> 100 jaar) en langzame groei, waardoor de kans dat het herstel van een uitgedunde populatie langzamer zal verlopen dan de afbraak groot is. Gezien het vroegere verspreidings areaal van de wulk, dat zich uitstreckte over de hele Noordzee inclusief de Waddenzee, heeft ook deze slak het moeilijk op het NCP door de bodemvisserij als wel door de TBT vervuiling

3.5. Referenties

- Bergman, M.J.M., 1998. Distribution of larger sized invertebrate species (megafauna) in the Dutch sector of the North Sea. In: M.J.N. Bergman, J.W. van Santbrink, J. Buijs, J.A. Craeymeersch, G.J. Piet, A.D. Rijnsdorp, C. Laban & W. Zevenboom (eds). The distribution of benthic macrofauna in the Dutch sector of the North Sea in relation to the micro distribution of beam trawling. Final report 1998. BEON Rapport nr. 98-2: 55-89.
- Bergman, M.J.N. & J.W. van Santbrink, 1994. A new benthos dredge (Triple-D) for quantitative sampling of infauna species of low abundance. *Neth. J. Sea Res.* 33: 129-133.
- Fonds, M., 1991. Measurements of catch composition and survival of benthic animals in beam trawl fishery on the bottom fauna in the North Sea. II-The 1990 studies: BEON report 13: 53-67.
- Holtmann, S.E., G.C.A. Duineveld, M.Mulder & P.A.W.J. de Wilde, 1998. The macrobenthic fauna in the Dutch sector of the North Sea in 1997 and a comparison with previous data. NIOZ-rapport 1998-5: 1-103.
- Klein, R. & R. Witbaard, 1993. The appearance of scars on the shell of *Arctica islandica* L. (Mollusca, Bivalvia) and their relation to bottom trawl fishery. NIOZ-rapport 1993-12: 1-28.
- Mensink, B., 1999. Imposex, in the common whelk, *Buccinum undatum*. Thesis Wageningen University. 125 pp.
- Piet, G.J., A.D. Rijnsdorp, M.J.N. Bergman, J.W. van Santbrink, J.A. Craeymeersch & J. Buys, 1998. A quantitative evaluation of the impact of beam trawl fishery on benthic fauna in the southern North Sea. In: M.J.N. Bergman, J.W. van Santbrink, J. Buijs, J.A. Craeymeersch, G.J. Piet, A.D. Rijnsdorp, C. Laban & W. Zevenboom (eds). The distribution of benthic macrofauna in the Dutch sector of the North Sea in relation to the micro distribution of beam trawling. Final report 1998. BEON Rapport nr. 98-2: 5-15.

DE ECOLOGISCHE GEVOLGEN VAN GEBRUIKSFUNCTIES OP MACROFAUNA
Auteur: H.J. Lindeboom

4.1 Ecologische gevolgen van gebruiksfuncties

4.1.1. Ecologische gevolgen van visserij

Vismethoden en visserij-intensiteit

In de boomkorvisserij, gespecialiseerd op platvis (onder andere tong, schol) en voornamelijk door Nederlandse kotters uitgevoerd, is het motorvermogen tussen 1965 en 1990 meer dan verdubbeld. In de laatste jaren is er sprake van een geringe vermindering van het motorvermogen en van een geleidelijke vermindering van onder Nederlandse vlag varende kotters. Jaarlijks wordt de gehele Nederlandse sector naar schatting gemiddeld anderhalf à tweemaal bevestig (Bergman & Lindeboom, 1999). De Nederlandse sector van de Noordzee en de Duitse Bocht zijn door deze visserij de meest frequent bevestigde gebieden in de Noordzee. Tussen en ook binnen de ICES kwadranten is de visserij niet gelijkmatig

verdeeld. Sommige (kleine) gebiedjes worden veel vaker bevestigd, andere niet of nauwelijks. De patronen verschuiven in de tijd. Onderzoek van het RIVO naar de microverspreiding van de boomkorvisserij heeft aangetoond dat vissers een "patchy" gedrag vertonen, met persoonlijke en vaak traditioneel bepaalde voorkeuren voor plekken waar meer gevangen wordt. Hierdoor worden visrijke gebieden vaker bevestigd dan minder visrijke gebieden. Uit het microverspreidingsonderzoek (Rijnsdorp e.a., 1997) blijkt dat 55% van de Nederlandse sector van de Noordzee meer dan éénmaal per jaar wordt bevestigd en 14% minder dan éénmaal in de 4 jaar. Of er werkelijk onbevestigde gebieden zijn en waar die liggen, kan alleen worden aangetoond als de visserijbewegingen van alle vissersschepen over meerdere jaren exact geregistreerd worden.

De laatste decade zijn enige beperkingen ten aanzien van de boomkorvisserij in werking getreden. Vanaf 1989 is het verboden om in het 2^e en 3^e kwartaal in de "schol-box" (Fig. 4.1) te vissen met boomkor- en bordentrawlkotters met meer dan 300 pk om sterfte van jonge schol door de visserij te verminderen (Bergman e.a., 1991). Sinds 1995 is dit het gehele jaar verboden en wordt in dit gebied alleen met kotters met een motorvermogen van minder dan 300 pk gevestigd.

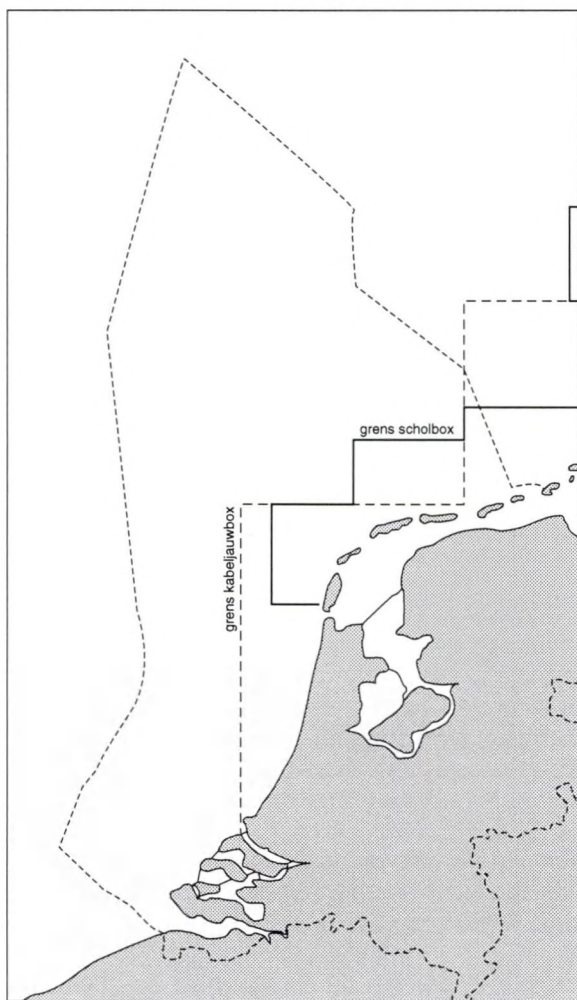


Fig. 4.1. Begrenzing van de schol-box (ononderbroken lijn) en de kabeljauw-box (onderbroken lijn). (Naar gegevens van het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, 1990).

De garnalenvisserij, die met veel geringere motorvermogens en lichtere boomkorren zonder wekkers vist, wordt het meest intensief uitgeoefend in de zone voor de Hollandse kust en ten oosten van Ameland tot in de Duitse Bocht. Benoorden de Waddeneilanden Texel, Vlieland en Terschelling vindt deze visserij in geringere mate plaats. Hoewel er een 'kabeljauw-box' (Fig. 4.1) bestaat, zijn hier de laatste jaren geen specifieke maatregelen van kracht.

De bordentrawl wordt in de Nederlandse visserij gebruikt voor de vangst van rondvis (onder andere kabeljauw, wijting). Slechts een gering deel van de Nederlandse vloot (enkele tientallen schepen) beoefent deze visserij en het aantal visuren is beduidend geringer dan in de boomkorvisserij, terwijl het gemiddeld motorvermogen ook aanzienlijk geringer is. Aangezien de bordentrawl bij andere Noordzeelanden nog veelvuldig in gebruik is, zal de werkelijke intensiteit in de Nederlandse sector van de Noordzee hoger zijn (Bergman e.a., 1991). Staande netten worden gebruikt op de kust, nabij wrakken, in stenige gebieden en in geulen die toegang geven tot de Waddenzee. In deze kieuw- en warnetten worden kabeljauw, tong en tarbot gevangen. Kapotte netten blijven soms achter en blijven vissen ('spooknetten').

Fysisch-chemische effecten

Het gebruik van bodemnetten (boomkor, bordentrawl) leidt tot beïnvloeding van de bodemstructuur. Onderzoek wees uit, dat gemiddeld 6 cm van zandig sediment door de gezamenlijke schrapende werking van de wekkers van de moderne commerciële boomkor omgewoeld wordt (Bridgen, 1972; Laban & Lindeboom, 1991). Recent onderzoek kwam tot een penetratiediepte van 2 tot 5 cm. Het is echter de vraag of al dit onderzoek, dat steeds plaatsvond in een reeds zwaar bevestigd deel van de Noordzee, representatief is voor penetratiediepten in onbevestigde gebieden, waar het bodemreliëf anders zal zijn. Resuspensie van vooral fijnere deeltjes kan tot verplaatsing van deze fractie over grotere afstanden leiden. Mogelijk kunnen na vrijkomen van bodemgebonden stoffen effecten op de zuurstof- en nutriëntenhuishouding optreden, terwijl ook het vrijkomen van verontreinigende stoffen (bijvoorbeeld PCB's) niet uitgesloten is; informatie uit het veld is echter niet beschikbaar. De bodemverstoring zal bij de bordentrawl (gezamenlijke breedte van de borden circa 2 m) veel geringer zijn dan bij het gebruik van de boomkor, waar de wekkerkettingen van beide boomkorren een maximale breedte van 24 m, respectievelijk 8 m (eurokotters) beslaan (Lindeboom & De Groot, 1998).

Effecten op benthische macrofauna

Directe effecten

Directe effecten van pelagische vismethoden zijn niet te verwachten; effecten van staande netten, snurrevaad en Deense spanzegen zijn lokaal en relatief gering. Directe effecten van de boomkorvisserij zijn bekend uit onderzoek in de 70-er jaren (De Groot, 1973) en uit recent onderzoek, waarbij een grote sterfte onder coelenteraten, annelide wormen, mollusken, echinodermen en crustaceeën werd geconstateerd (Bergman e.a., 1990; Bergman & Van Santbrink, in press). Alleen zeesterren en heremietkreeften blijken een goede kans te hebben om de vangst in de boomkor, inclusief de verwerking aan boord, te overleven.

Recent onderzoek in het kader van een door EU en Nederlandse overheid gefinancierd onderzoek (Lindeboom & De Groot, 1998, The effects of different types of fisheries on the North Sea and Irish Sea benthic ecosystems), heeft tot de volgende conclusies over de directe effecten geleid:

- De technologische vooruitgang heeft, met de introductie van de dieselmotor, de boomkor en moderne navigatie- en sonarapparatuur, geleid tot een toename van de visserij-effecten op het bodemleven in de Noordzee.

- De passage van de boomkor, met, afhankelijk van bodemgesteldheid en uitrusting van de kor, penetratiediepten tussen de 1 en 8 cm, leidt tot vervlakking van de bodemstructuur. Hetzelfde geldt voor de bordentrawl. Ook laten trawls zichtbare sporen achter, die, afhankelijk van de plaatselijke stroomsnelheden, in een periode van 37 uur (boomkor in gebied met fijn sediment en blootgesteld aan getijdestromingen) tot 18 maanden (bordentrawl op een modderige bodem) weer onzichtbaar worden.
- In de boomkor- en bordentrawl-visserij in de Noordzee is de bijvangst van niet aan te landen vis op zijn minst zo hoog als de verkoopbare hoeveelheid vis. De bijvangst aan ongewervelden was enkele malen hoger.
- De vangstefficiëntie verschilde niet tussen de 12m en de 4m boomkor. De totale sterfte per beviste vierkante meter door grote en kleine boomkor is gelijk. De bijvangst van de bordentrawl is wel minder dan van de boomkor.
- De mortaliteit van bijvangst verschilt per soort en varieert van minder dan 10% voor bijvoorbeeld zeesterren tot bijna 90% voor grote schelpdieren.
- De boomkor heeft een lage vangstefficiëntie (0-10%) voor deze soorten die meestal door het net gaan of niet eens in het net komen. Voor alle ongewervelden gebeurt de directe mortaliteit voornamelijk in het visspoor, mogelijk als gevolg van directe schade door de passage van de trawl of indirect door opwoeling en daarop volgende predatie.

Door een combinatie van directe mortaliteit in het net, directe mortaliteit in het visspoor, visserij-intensiteit en de verspreiding van de betrokken bodemdieren kon voor een aantal, nog in significante hoeveelheden voorkomende diersoorten de totale jaarlijkse mortaliteit berekend worden. Hoewel in Lindeboom & De Groot (1998) hierover al berekeningen zijn gemaakt, zijn deze in een later rapport, BEON 98-2, beter weergegeven. Tabel 4.1 geeft de resultaten (een combinatie van verschillende onderzoeksprojecten).

TABEL 4.1.

Lijst van evertebraten soorten en de jaarlijkse visserijmortaliteit (% van de populatie per jaar) berekend voor de Nederlandse sector van de Noordzee. De berekeningen zijn gebaseerd op verdeling van visserij en bodemorganismen per ICES kwadrant (Bergman & Van Santbrink, in press). De * en ** geven aan of meer dan 90%, respectievelijk 99%, van de soort door de visserij gedood is voor het behalen van de maximale leeftijd.

Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Maximum leeftijd	% Visserij mortaliteit/jaar NIOZ
Witte dunschaal	<i>Abra alba</i>	ca. 10	25*
Fluwelen zeemuisc	<i>Aphrodita aculeata</i>	ca. 10	21*
Noordkromp	<i>Arctica islandica</i>	220	11**
Kamster	<i>Astropecten irregularis</i>	ca. 10	14
Venusschelp > 2 cm	<i>Chamelea gallina</i>	12	24*
Venusschelp < 2 cm	<i>Chamelea gallina</i>		5
Helmkrab juv.	<i>Corystes cassivelaunus</i>		30
Helmkrab f	<i>Corystes cassivelaunus</i>	ca. 5	28
Helmkrab m	<i>Corystes cassivelaunus</i>	ca. 5	18
Gladde artemisschelp	<i>Dosinia lupinus</i>	7	26
Mesheft	<i>Ensis spp.</i>	12	11
Glanzende tepelhoorn	<i>Euspira catena</i>	5	39*
Geplooid zonnenschelp	<i>Gari fervensis</i>	14	35**
Grote zandschelp	<i>Mactra corallina</i>	12	15
Slangster	<i>Ophiura texturata</i>	ca. 7	7
Gravende zakpijp	<i>Pelonaia corrugata</i>	ca. 10	14
Kleine zwaardschede	<i>Phaxas pellucidus</i>	ca. 10	17
Stevige strandschelp	<i>Spisula solida</i>	10	24*
Halfgeknotte strandschelp	<i>Spisula subtruncata</i>	ca. 5	19
Nagelkrab	<i>Thia scutellata</i>	5	19
Penhoren	<i>Turritella communis</i>	10	13

In Tabel 4.1 is voor de verschillende soorten de jaarlijkse mortaliteit berekend door het NIOZ, uitgaande van de directe mortaliteit en een per ICES-kwadrant uit de gegevens van logboeken in 1994 berekende visserij-effort (Lindeboom & De Groot, 1998, blz. 356-357). Het is moeilijk aan te geven wat deze mortaliteit voor het op het NCP voortbestaan van deze soorten betekent. Dit hangt mede af van de voortplantingsstrategie van de soort en daarover is tot nu toe te weinig bekend. Wel kunnen globale uitspraken over afwijkingen van de natuurlijke leeftijdsopbouw van de populaties gedaan worden. Voor de soorten in Tabel 4.1 is met behulp van de percentages mortaliteit per jaar berekend van welke soorten binnen hun normale levensverwachting meer dan 90 (*) of 99 (**) % door de visserij is gedood. Deze berekeningen houden geen rekening met andere mortaliteitsoorzaken. De werkelijke mortaliteit door predatie en andere (natuurlijke) oorzaken zal hoger liggen.

Uit Tabel 4.1 valt af te lezen dat de noordkromp en geplooid zonnenschelp twee sterren krijgen. Terwijl de witte dunschaal, fluwelen zeemuis, venusschelp, glanzende tepelhoorn en stevige strandschelp één ster krijgen. Deze data zijn een indicatie dat de visserij leidt tot een grote sterfte en verschuiving in de leeftijdsopbouw van de populaties richting jongere individuen.

Lange-termijn effecten

In een studie naar het verband tussen visserij-intensiteit en het voorkomen van bodemdieren (BEON 1998) werd geconcludeerd dat waterdiepte, type sediment (korrelgrootte en slibgehalte), noorderbreedte, en in mindere mate de visserij-intensiteit bepalend zijn voor de bodemdiersamenstelling. De hypothese dat visserij de bodemfaunagemeenschap beïnvloedt, werd ondersteund door de gevonden negatieve correlatie tussen het voorkomen van gevoelige soorten (bijvoorbeeld jonge noordkrompen en vlokreeftjes (*Ampelisca brevicornis*)) en de visserij-intensiteit. Ook de waargenomen positieve correlatie in het voorkomen van sommige opportunistische soorten (*Spionidae*) en boomkorvisserij steunt de hypothese. De sterkste aanwijzing voor een direct effect van boomkorvisserij op bodemgemeenschappen kwam uit de waarneming dat de negatieve correlatie tussen bodemdieren voorkomen en visserij-intensiteit sterker was voor oudere (grotere) exemplaren dan voor jonge en kleinere, aldus de executive summary van BEON, 1998.

Recent onderzoek naar lange-termijn effecten (Lindeboom & De Groot, 1998, BEON 1998) wijst inderdaad op afgenomen dichtheden van bivalven en sommige crustaceën en echinodermensoorten, terwijl kleine annelide wormen juist bij frequente bevissing in dichtheid lijken toe te nemen (Bergman & Lindeboom, 1999). Ondanks grote natuurlijke variatie van het ecosysteem wordt het verdwijnen c.q. verminderd voorkomen van een aantal zoöbenthossoorten en dus het veranderen van de biodiversiteit in de Nederlandse sector van de Noordzee in verband gebracht met de sterk geïntensiveerde boomkorvisserij. In dit verband moeten ook worden genoemd de dieren die tijdens het onderzoek al in zulke lage dichtheden voorkwamen dat mortaliteitsberekeningen niet meer uit te voeren waren. Dit zijn onder andere grote langlevende tweekleppigen als de oester (*Ostrea edulis*), de paarde-mossel (*Modiolus modiolus*) en *Glycymeris*, en verder de noordhoorn (*Neptunea antiqua*), de tot de koralen behorende dodemansduim (*Alcyonium digitatum*), zeeveren en zeelilies en de broodspoon (*Halichondria panicea*), de tot de inktvissen behorende zee kat (*Sepia officinalis*) en de zee kreeft (*Homarus gammarus*) (Lindeboom, 1995).

Uit de tussen 1950 en 1980 aangemelde bijvangsten bij het Zoölogisch Station in Den Helder kon Fig. 4.2 worden samengesteld (Philippart, 1998).

Hieruit blijkt dat in de volgorde met de klok mee de in de figuur genoemde organismen in het Nederlandse deel van de Noordzee sterk in aantal teruglopen of verdwijnen. Het patroon van verdwijning valt samen met de ontwikkeling van de visserij, waarbij opvalt dat de in en direct op de bodem levende soorten vooral verdwijnen na de introductie van de boomkor in het midden van de 60-er jaren. Alles wijst op een grote visserij-invloed. Hoewel de dataserie enige vragen oproept naar aanleiding van de aanmeldingsbereidheid van de betrokken

vissers, zijn deze in De Vooijs & Van der Meer (1998) weerlegd. Slechts indien van de genoemde soorten wordt aangetoond dat ze weer in grote getale en met een min of meer normale leeftijdsopbouw in het Nederlandse deel van de Noordzee voorkomen, kan de hypothese dat ze mede onder invloed van de visserij sterk in aantal zijn gedaald, worden verworpen.

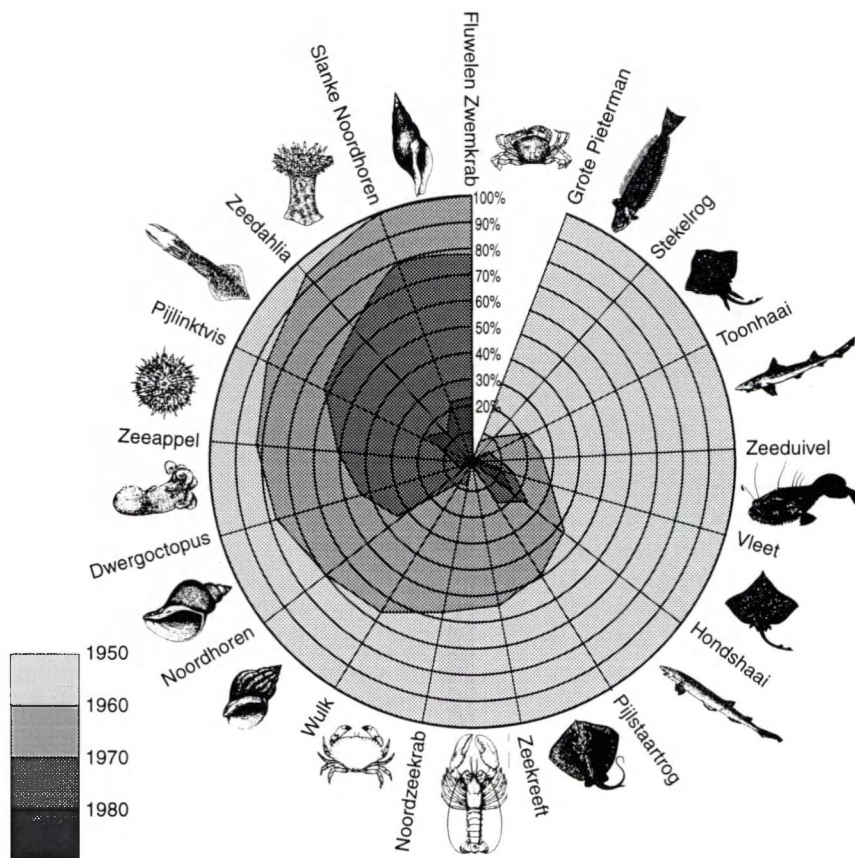


Fig. 4.2. Het effect van de Nederlandse visserij met de ottertrawl en later de boomkor op het voorkomen van diverse bodembewoners in de periode 1950-1980 op het Nederlands Continentaal Plat tussen 1950 en 1980. Langs de assen zijn de berekende dichtheden per soort om de tien jaar uitgezet, met 100% in 1950. Rechtsboven staan de soorten die al in de tijd van de ottertrawl sterk in aantal achteruit gingen, linksboven soorten die vooral te lijden hadden van de later geïntroduceerde boomkor (Philippart, 1998).

In het IMPACT-II rapport (Lindeboom & De Groot, 1998) zijn de lange-termijn effecten van de visserij verder als volgt geformuleerd:

- Bij vergelijking van beviste en onbeviste gebieden werden duidelijke verschillen gevonden, waarbij de biodiversiteit in onbeviste gebieden steeds hoger was. Opportunistische soorten namen bij bevissing in aantal toe, terwijl gevoelige soorten in aantal afnamen.
- In de Duitse Bocht werd een veranderende bodemdiersamenstelling over een periode van 100 jaar vastgesteld, waarbij een dominantie van kortlevende opportunisten en een afname van langlevende sessiele soorten werd gevonden.
- Een combinatie van alle resultaten van het IMPACT-onderzoek leidt tot de conclusie dat

de waargenomen lange-termijn trends in bodemdiergemeenschappen in belangrijke mate zijn veroorzaakt door de directe en indirecte effecten van de visserij en niet alleen geweten kunnen worden aan eutrofiëring, klimaatsveranderingen en/of vervuiling.

Geconcludeerd moet worden dat de visserij in al zijn vormen als een grootschalige activiteit met een frequent karakter binnen de gehele Nederlandse sector van de Noordzee heeft geleid tot aanzienlijke verschuivingen in het ecosysteem. Langlevende grote schelpdieren zijn verdwenen of tot minimale populatiegrootte gereduceerd. In veel gevallen is de preciese omvang van deze verschuivingen niet vast te stellen door gebrek aan informatie over de niet commercieel belangrijke componenten van het systeem in vroegere jaren. In een volgend hoofdstuk wordt hier verder op ingegaan.

Vanwege de frequentie waarmee de zeebodem wordt omgewoeld, lijkt het echter uitermate onwaarschijnlijk dat de benthische levensgemeenschappen zich nu nog ergens natuurlijk kunnen ontwikkelen. Daarnaast staat vast dat de paaistand van vele vissoorten sterk is verminderd, hetgeen ook een indirect effect op de macrofauna zal hebben door veranderende predatie patronen.

4.1.2. Ecologische gevolgen van mijnbouw

Omvang van de mijnbouw en typen installaties

De laatste decade lag het jaarlijkse aantal boringen ten behoeve van exploratie en exploitatie in de Nederlandse sector van de Noordzee tussen de 20 en 50 (Asjes e.a., 1995). Voor de komende jaren wordt in verband met de lage olieprijs een aanzienlijke teruggang van het aantal boringen verwacht. Tegenwoordig wordt alleen met water-based mud (WBM) geboord. Slechts in zeer specifieke gevallen (indien nodig uit oogpunt van veiligheid of technische problemen) wordt met OBM (oil-based mud, oliehoudende boorspoeling) geboord. Dit mag sinds 1993 echter niet meer geloosd worden en wordt op land verwerkt. Bij booractiviteiten waarbij WBM wordt gebruikt, wordt in het algemeen zowel de boorspoeling als het boorgruis in zee geloosd. WBM's variëren in samenstelling, afhankelijk van de geologische omstandigheden. De voornaamste componenten zijn zeewater, bariet en bentoniet. Chemicaliën vormen een klein bestanddeel en worden veelal in de diepere delen van de boring toegepast. WBM's zijn beperkt toxisch.

In de Nederlandse sector van de Noordzee zijn momenteel 6 olieproductie-installaties in gebruik. Van deze installaties werd in 1998 10.700 m³ productiewater en 26.000 m³ drainagewater geloosd (min. EZ, pers.comm.).

In 1999 zijn in de Nederlandse sector van de Noordzee 73 productiewater lozende gasproductie installaties in gebruik. Van deze installaties werd in 1998 384.000 m³ productiewater en 140.000 m³ drainagewater geloosd. De lozingen van de olie- en gasproductie-installaties, die als continu worden beschouwd, mogen in de Nederlandse sector van de Noordzee niet meer dan gemiddeld 40 mg olie (niet opgeloste alifaten) per liter bevatten. Daarnaast bevat het productiewater ook aromaten.

In de Nederlandse sector van de Noordzee werd tussen 1990 en 1995 de oliebelasting van de mijnbouw afkomstig geschat op 1-2% van de totale oliebelasting van dit gebied. In 1997 was de mijnbouwbijdrage aan olie-emissie 268 ton, zijnde 1% van de totale belasting (RIKZ, 1997). In de Water Systeem Verkenningen van RWS in 1996 wordt de bijdrage van mijnbouw geschat op 133 ton in 2000 en 95 ton in 2015.

Chemisch-fysische effecten

Boorgruismengsels

Hoewel in het verleden geloosd OBM bevattend boorgruis nog steeds lokaal effect kan hebben, heeft het lozingsverbod een eind gemaakt aan verdere uitbreiding hiervan.

Bedekking van de bodem met een laag WBM-bevattend boorgruis vermindert het zuurstoftransport vanuit het water naar de bodemsedimenten en kan de nutriëntenregeneratie verstoren.

Productie- en drainagewater

Effecten op de zuurstofhuishouding van vanuit productiewater afkomstige drijvende en in de waterkolom opgeloste en gedispergeerde oliecomponenten zijn niet te verwachten.

Biologische effecten

Biologische effecten van bariet en andere componenten afkomstig uit WBM zijn in de veldsituatie en in experimenten niet geconstateerd. In de veldsituatie worden effecten van boorgruislozingen uit de periode vóór de huidige regelgeving als volgt beschreven. In geval van lozing van OBM-boorgruis is direct onder het platform en binnen 50 m weinig tot geen macrobenthos aanwezig; in de eerste 500 m doen zich de grootste veranderingen in het benthos voor, voornamelijk als gevolg van anaërobe en fysieke bedelving. Veranderingen in verspreiding van benthos worden ook veroorzaakt door toxische componenten in OBM spoeling, met name de zee-egel (*Echinocardium*) lijkt hier gevoelig voor.

Voor lozingen van WBM werden bij L3-3 (Friese Front) geen korte termijn effecten gevonden, zelfs niet op 25 m afstand van het lozingspunt (2 maanden na lozen) (Daan & Mulder, 1993). Ook lange-termijn effecten (11 jaar na lozing) zijn niet waargenomen. Uit literatuur blijkt dat plaatselijke effecten over het algemeen niet verder reiken dan een straal van 100 m. Bij L3-3 was sprake van 1 geboorde put. Bij lokaties met meerdere putten, geboord met WBM, zou sprake kunnen zijn van "smothering", met bijbehorende anaërobe (dus toxische) verschijnselen. In dat geval kan effect op *Echinocardium* en *Montacuta ferr.* optreden. Bij L3-3 zijn geen effecten van WBM op soorten waargenomen.

Effecten van OBM-boorgruis op macrobenthos manifesteerden zich door een gereduceerd aantal soorten en/of gereduceerde dichtheden per soort (Daan & Mulder, 1996). Tot ten minste 2 jaar na de beëindiging van de OBM-lozing werden 7 typen effecten tegelijk aangetroffen, indien de olieconcentraties de 100 mg per kg sediment overschrijden. Bij olieconcentraties van 1 tot 10 mg per kg komen gevoelige soorten in geringere dichtheden voor.

Tijdens onderzoek in 1994 en 1995 naar lange-termijn effecten ten gevolge van OBM lozingen zijn 12 lokaties onderzocht. Lozingen vonden 7-13 jaar voor het onderzoek plaats (hoeveelheid OBM tussen 13 en 298 ton). Op 5 lokaties (van de 12) is een uitgebreide fauna-analyse uitgevoerd, zowel in sedimentatie, als in transitie- en erosiegebieden. Hieruit bleek dat meetbare effecten op fauna beperkt bleven tot op 100 m vanaf het originele lozingspunt (Daan & Mulder, 1996). Nu er geen OBM meer mag worden geloosd, komen er geen nieuwe effecten bij.

Behalve de directe effecten van de poten van het eiland, en eventueel gebruikt stabilisatiemateriaal zijn effecten van andere handelingen, zoals het lozen van productie- en drainagewater, affakkelen en geluid op de bodemfauna nooit aangetoond.

Geconcludeerd kan worden, dat geloosd boorgruis, zoals dat onder de vroegere regelgeving toegestaan was, tot jarenlange (> 8 jaar) lokale effecten op het benthisch systeem kan leiden.

Deze effecten van vroeger geloosd OBM-boorgruis deden zich voor over een afstand tot circa 2 km, waarbij in de eerste 500 m naast toxische effecten ook fysieke bedelving, belemmerd zuurstoftransport en door olieafbraak veroorzaakte anaërobie een rol spelen. Na inwerkingtreding van het lozingsverbod in 1993 zijn er geen nieuwe lokaties met effecten bijgekomen. Op de oude lokaties is de meetbare effect-afstand teruggelopen van 2 km naar ca. 100 m. Verwacht wordt dat de effecten van deze oude OBM lozingen de komende decennia geleidelijk geheel zullen verdwijnen.

Effecten van geloosd WBM treden op over een veel geringer oppervlak (tot ca. 100 m, onder andere afhankelijk van hoeveelheid geboorde putten) en zijn vrijwel uitsluitend het gevolg van fysieke bedelving en/of belemmerd zuurstoftransport.

Effecten van geloosd productiewater zijn in de veldsituatie niet waargenomen. De afgelopen 10 jaar heeft de nadere regelgeving de effecten van olie- en gaswinning op het mariene ecosysteem aanzienlijk verder teruggedrongen.

Mocht zich een ramp voordoen door een aanvaring van een vissers- of koopvaardischip met een platform, of een installatie zelf dan zal dit in het geval van gaswinning nauwelijks effecten op het ecosysteem hebben. Bij de oliewinning kan dan olie vrijkomen met alle gevolgen van dien. Tot nu toe hebben zich op het NCP geen rampen voorgedaan.

4.1.3. Ecologische gevolgen van zand- en grindwinning

Bij de winning van mariene oppervlaktedelfstoffen kan gekozen worden voor een lokale winning tot een diepte van enkele tientallen meters of een winning over een groot zeegebied resulterend in een geringe verdieping (enkele decimeters) van de bodem.

Het gebied ten noorden van de 30 m dieptelijn (Friese Front gebied en Oestergronden) komt door het voorkomen van fijne sediment fracties niet voor zandwinning in aanmerking. De laatste 3 jaar is per jaar circa 24.000.000 m³ zand gewonnen tot een diepte van 2 m (zie Ecodoel 1). Indien grootschalige werken als Maasvlakte 2 of een vliegveld in zee ter hand worden genomen, zal deze hoeveelheid aanzienlijk stijgen.

De enige rendabele winningslokatie voor grind in de Nederlandse sector van de Noordzee ligt op de Klaverbank; de ondiepe grindafzettingen (0.2 à 1.3 m diep) dwingen tot winning over grote oppervlakken. In verband met de ecologische gevolgen is winning momenteel niet toegestaan (DNZ, pers. comm.).

Chemisch-fysische gevolgen

Door winningswerkzaamheden kan de troebeling van de waterkolom tijdelijk toenemen. Het is niet uitgesloten, dat (uitsluitend tijdelijk en plaatselijk) een vermindering van de fytoplanktonproductie kan optreden. Tijdens de winning kunnen vanuit het bodemmateriaal zuurstof-eisende verbindingen, nutriënten en verontreinigende stoffen vrijkomen; in de veldsituatie is dit echter niet aangetoond (Bergman e.a., 1991).

Biologische effecten

Lokale infauna en sessiel epifauna is door de immobiliteit zeer gevoelig voor zand- en grindwinning (De Groot, 1986; Bergman e.a., 1991).

De overleving van benthos dat met het bodemmateriaal wordt opgezogen, wordt nihil geacht. Bij bodembedekking door opgewerveld sediment naast de plaats van winning kan dit bij bentische organismen die een beperkte uitgraafcapaciteit hebben tot mortaliteit leiden. Het effect van zandwinning is evenredig met het oppervlak van winning.

Rekolonisatie door meiobenthos is een veel sneller proces dan het herstel van het macrobenthos. Volledig herstel van de nematodengemeenschap kan binnen enkele dagen plaatsvinden, foraminiferen herstellen zich veel langzamer.

Herstel van de macrobenthosgemeenschap na beëindiging van de winning is afhankelijk van de mate waarin het nieuwe substraat geschikt is voor rekolonisatie en vestiging van larven. Aard, structuur en topografie (diepteverloop) van zandig sediment zullen zich na de winning relatief snel (< 1 jaar) herstellen in snelstromende gebieden en slechts uiterst traag in gebieden met nagenoeg geen stroming. In gebieden met zeer geringe stromingen kunnen na diepe zandwinning anoxische putten langdurig (> 15 jaar) blijven bestaan. Nadat het sediment zich voldoende heeft hersteld, zal biologisch herstel binnen enkele maanden tot 2 à 3 jaar bereikt zijn, uitgezonderd het herstel van de fractie langlevende mollusken, dat zeker 10 jaar in beslag zal nemen. In ongestoorde gebieden als de Klaverbank waar de biomassa voor een aanzienlijk deel uit grote langlevende mollusken bestaat, zal herstel van het bentisch systeem daarom tientallen jaren duren.

Indien het sediment na de winning ingrijpend en permanent van karakter is veranderd, zal de oorspronkelijke bentische gemeenschap zich niet herstellen. Dit zal het geval zijn, indien bijvoorbeeld de gehele grindlaag over een groot oppervlak is verwijderd of indien de bodemtopografie extreem is veranderd. Indien de onder het grind van de Klaverbank liggende keileemlagen vrijkomen, zal dat gebied ongeschikt blijven voor bentische vestiging.

Geconcludeerd moet worden, dat zand- en grindwinning op plankton, meiofauna en zeezoogdieren niet of nauwelijks effecten heeft. Lokaal aanwezige bentische infauna en sessiel epifauna zal zich in de loop van enkele maanden tot enkele jaren (voor langlevende mollusken geldt een periode van tientallen jaren) kunnen herstellen van de winning, maar pas nadat de structuur en de topografie van het gebied zich weer voldoende hersteld hebben. Dit laatste proces vergt een periode van circa 1 jaar (in snelstromende gebieden) tot circa 15 jaar (in gebieden met nauwelijks stroming). Indien het bodemsediment ingrijpend en permanent van karakter is veranderd, zal de oorspronkelijke bentische gemeenschap zich nooit herstellen. Dit doet zich voor indien bij grindwinning de grindlaag van het bodemoppervlak wordt verwijderd. Effecten op vogels zijn mogelijk, indien door winning in de kustzone (< 15 m diep) schelpenbanken zouden verdwijnen.

Effecten zijn lokaal van karakter en zullen uitsluitend in qua omvang beperkte gebieden (bijvoorbeeld Friese Front gebied, Klaverbank) relatief een groot oppervlak kunnen beïnvloeden. Bij winning van zand uit zee voor de aanleg van Maasvlakte II of een vliegveld in zee zullen de effecten van zandwinning evenredig met het beïnvloede oppervlak toenemen.

4.1.4. Ecologische gevolgen van scheepvaart

De Noordzee is één van de drukstbevaren zeegebieden ter wereld; 60% van de routegebonden scheepsbewegingen spelen zich af in de Nederlandse sector van de Noordzee.

De belangrijkste effecten van de scheepvaart op het ecosysteem hangen samen met de introductie van een breed scala aan stoffen (olie, chemicaliën, diverse ladingen en sanitair/huishoudelijk afval).

Uit de literatuur blijkt niet dat de bestaande niveaus van olieverontreiniging een ernstige bedreiging vormen voor het voorkomen van mariene bodemdieren (Bergman e.a., 1991). Bij olieconcentraties die niet hoog genoeg zijn om waarneembare negatieve effecten uit te oefenen, kunnen desondanks belangrijke verstoringen optreden van de chemische signalen die biologische processen beheersen. Het ontdekken van voedsel, het ontlopen van predatoren, het afbakenen van territorium, het regelen van de trek en andere processen die essentieel zijn voor de overlevingskansen van de soort, worden beheerst door uiterst lage concentraties van stoffen in zeewater. De aromatische fractie van ruwe olie en de reeks van alifatische koolwaterstoffen in geraffineerde producten zouden op deze wijze ernstige ver-

storingen teweeg kunnen brengen in de gedragsfuncties van mariene organismen. Over de lozingen (legaal en illegaal) van chemicaliën en vanuit bulkcladingen zijn geen gegevens ten aanzien van de hoeveelheden bekend; mogelijke effecten op het ecosysteem zijn eveneens onbekend. Lozing van sanitair en huishoudelijk afval zal slechts een geringe bijdrage leveren aan de hoeveelheid voedingsstoffen in de Noordzee. Luchtverontreiniging (mede) ontstaan door de scheepvaart draagt bij aan de depositie van bijvoorbeeld zware metalen en oliëkoolwaterstoffen op het zeeoppervlak. Vanaf scheepsrompen komt in het ecosysteem aangroeiwerende verf vrij, die het toxische tributyltin (TBT) en koper bevat. Van TBT is inmiddels bekend dat dit tot imposex-verschijnselen bij schelpdieren en zeeslakken, in de Noordzee met name wulken, kan leiden (Ten Hallers-Tjabbes, 1997). Imposex is het vormen van mannelijke geslachtskenmerken bij vrouwelijke dieren, waardoor steriliteit optreedt. Het is inmiddels waarschijnlijk dat TBT medeschuldig is aan de enorme afname van wulken in het Nederlandse kustgebied. Een wereldwijd verbod op het gebruik van deze stof, dat voor schepen kleiner dan 25 m al geldt, is in voorbereiding.

Geconcludeerd kan worden, dat door de scheepvaart een groot aantal stoffen (olie, chemicaliën, diverse bulkcladingen, huishoudelijk afval, componenten uit aangroeiwerende verven) in onbekende hoeveelheden en samenstellingen in het ecosysteem van de Noordzee geïntroduceerd wordt. De effecten zullen diffuus optreden en zijn niet te kwantificeren. Van TBT is het desastreus effect op schelpdieren inmiddels aangetoond, en een wereldwijd verbod is in voorbereiding. Bij een scheepsramp kunnen relatief grote hoeveelheden schadelijke stoffen in het milieu komen met alle gevolgen van dien.

4.1.5. Ecologische gevolgen van militaire activiteiten

In het Struktuurschema Militaire Oefenterreinen is het ruimtelijk beleid van het Ministerie van Defensie uiteengezet. Ten aanzien van de effecten op het ecosysteem spelen de volgende militaire activiteiten een rol: schietoefeningen, vlieg oefeningen, vernietiging van explosieven en scheepvaart (Bergman e.a., 1991).

Binnen de Nederlandse sector van de Noordzee zijn 11 gebieden bij de krijgsmacht in gebruik. Vanaf het vasteland wordt op 5 lokaties over de Noordzee geschoten.

Chemische effecten

Tijdens schietoefeningen en de vernietiging van explosieven kunnen zeer giftige en kanker-verwekkende stoffen vrijkomen. De samenstelling, de hoeveelheden, de ruimtelijke verspreiding en de frequentie van dergelijke emissies zijn niet bekend, evenmin als de effecten op het ecosysteem. Door de overige militaire activiteiten zoals scheepvaart en luchtvaart zullen uiteraard ook verbindingen in het milieu vrijkomen, waarbij geen principieel onderscheid ten aanzien van de effecten van de civiele scheep- en luchtvaart kan worden gemaakt. De verspreiding van de geëmitteerde stoffen in het ecosysteem zal diffuus zijn en hetzelfde als hiervoor voor de scheepvaart beschreven. Effecten van het gebruik van explosieven kunnen tot op enkele honderden meters alle dieren doden. Voor bodemdieren, die veel minder gevoelig hiervoor zijn dan vissen, zal het effect slechts zeer plaatselijk zijn.

Geconcludeerd kan worden, dat tijdens schietoefeningen en vernietiging van explosieven zeer toxische verbindingen kunnen vrijkomen. De effecten op het ecosysteem zijn door onbekendheid met onder andere samenstelling en vrijgekomen hoeveelheden niet te kwantificeren.

4.1.6. Ecologische gevolgen van buisleidingen en kabels

In de Nederlandse sector van de Noordzee lag per januari 1999 ruim 1300 km buisleiding voor het transport van olie en gas; in de toekomst zal dit leidingensysteem nog uitbreiding kunnen ondergaan. Daarnaast liggen nog een aantal kabels voor telecommunicatie in de Nederlandse sector van de Noordzee (Bergman e.a., 1991).

Voor de aanleg van kabels en buisleidingen kan het noodzakelijk zijn relatief smalle sleuven in de bodem te graven, die later weer worden afgedekt met sediment. De effecten van zowel het graven van de sleuven als de winning van materiaal om de sleuven af te dekken zijn te vergelijken met de effecten van zand- en/of grindwinning en evenredig met het fysisch beïnvloede oppervlak. De effecten zijn lokaal van karakter en zullen uitsluitend in qua omvang beperkte gebieden (bijv. Friese Front gebied, Klaverbank) relatief een groot oppervlak kunnen beïnvloeden.

Geconcludeerd kan worden, dat de effecten van de aanleg en het onderhoud van buisleidingen en kabels qua aard te vergelijken zijn met de effecten van zand- en/of grindwinning.

4.1.7. Ecologische gevolgen van eutrofiëring

Door menselijke handelingen op land is de hoeveelheid stikstof en fosfaat die door de rivieren naar zee wordt afgevoerd tussen 1950 en 1985 met circa een factor 5 toegenomen. Na een internationale afspraak dat de hoeveelheid antropogene N- en P-belasting in het kustgebied in de toekomst met 50% verminderd moet worden, zet zich vanaf 1985 een daling in (Peters e.a., 1999). Doordat het makkelijker is fosfaat actief uit zuiveringseffluent te verwijderen, en doordat stikstof meer via diffuse bronnen in de rivieren komt, daalt de P-belasting veel sneller dan de N-belasting. De antropogene fosfaatbelasting bedraagt momenteel ca 40% van de belasting in 1985, voor stikstof bedraagt de belasting ca 85% (Peters e.a., 1999). Door de veranderende belasting is de verhouding tussen N en P in de kustzone de afgelopen decennia steeds gewijzigd. Van een fosfaatgelimiteerd systeem veranderde de kustzone in een stikstofgelimiteerd systeem. Nu is het systeem weer in belangrijke mate fosfaatgelimiteerd. Uit onderzoek is gebleken dat deze verschuiving in N- en P-verhouding een belangrijke invloed heeft op de soortensamenstelling van het phytoplankton (Riegman, 1998). Daarnaast bestaat het vermoeden dat de tot 1985 toegenomen N- en P-belasting ook tot hogere biomassa's van phytoplankton heeft geleid. Dit laatste is echter minder zeker, ook gezien het feit dat de sterk afgenomen P-belasting nog niet tot een significante afname van de phytoplanktonbiomassa heeft geleid.

In diverse literatuurreferenties wordt beschreven dat de toegenomen eutrofiëring geleid heeft tot een toename van de biomassa van benthische organismen in een circa 20 km brede kuststrook. Daarnaast is, met name in de Duitse Bocht, ook een toename van zuurstofloosheid aan eutrofiëring toegeschreven. In het Nederlandse deel van de Noordzee zijn dit soort effecten niet of nauwelijks waargenomen. Met het teruglopen van de eutrofiëring wordt een afname van (mogelijke) problemen als het optreden van toxische algenbloeien en zuurstofloosheid verwacht. Ook is het mogelijk dat de productiviteit in de kustzone kleiner zal worden. Of dit echter ook effecten zal hebben op de oogstbare soorten is niet duidelijk. Hier spelen factoren als visserijdruk en natuurlijke variatie van het systeem ook een zeer grote rol.

Concluderend kan gesteld worden dat de N- en P-belasting van de kustzone sterk terugloopt, waarbij de reductie in N-belasting aanzienlijk achterblijft bij de reductie in P-belasting. Dit heeft effect op de algensoortensamenstelling in het Nederlandse kustgebied. Een veranderende algensamenstelling kan ook effecten hebben op de benthische macrofauna door

verschuivingen in het voedselweb. Of dit ook meetbare effecten heeft op voor consumptie geschikte soorten is onzeker, maar met een dalende N- en P-belasting zal de productiviteit van de kustzone niet toenemen.

4.2 Een relatieve vergelijking van de effecten van de hiervoor beschreven gebruiksfuncties

Doordat van diverse gebruiksfuncties de directe effecten op bodemdieren bekend zijn, kan ook het relatieve effect voor het Nederlandse deel van de Noordzee vergeleken worden. Hiervoor wordt gebruik gemaakt van de Relatieve-Bodemdieren-Beschadigings-Index (RBBI). Deze RBBI is het waargenomen effect, vermenigvuldigd met het beïnvloede oppervlak en de relatieve hersteltijd.

Hierbij is effect het middels onderzoek vastgestelde percentage gedode of sterk in hun normale ontwikkeling negatief beïnvloede bodemdieren. Het oppervlak is het gebied in km² waarop de gebruiksfunctie het betreffende effect heeft gehad. En de hersteltijd is de tijd tussen het optreden van het effect en het opnieuw voorkomen van de betreffende organismen. Met name deze hersteltijd is moeilijk in te schatten en te definiëren. Bij de meeste dieren zal het op z'n minst tot het nieuwe broedseizoen duren voor de betreffende organismen weer terugkomen. Migratie vanuit andere gebieden is natuurlijk ook mogelijk, maar dit wordt hier niet als herstel gedefinieerd. Daarnaast is het zo dat bij het doden van 20- tot 100-jarige schelpen het 20 tot 100 jaar duurt voordat de uitgangssituatie hersteld kan zijn. In deze vergelijking is de minimale hersteltijd voor de direct herstelbare schade op 1 jaar gesteld, omdat binnen die tijd voor de meeste organismen nieuwe broedval mogelijk is. Natuurlijk is de oorspronkelijke leeftijdsopbouw dan niet direct hersteld, vandaar dat het hier om een relatieve index gaat. Voor berekening van de maximale index is de hersteltijd op 3 jaar gesteld. Dit is waarschijnlijk te laag. In het geval van vervuiling kan het langer duren voordat het gebied weer geschikt is voor rekolonisatie. Dan vindt herkolonisatie pas plaats als de vervuiling voldoende is afgebroken of opgelost.

Visserij: Zowel de 12 m als de 4 m boomkor doden gemiddeld 21% van de fauna over de breedte van het visspoor (Bergman & Van Santbrink, in press). De effectfactor is dus 0,21. Bij opnieuw bevissen wordt steeds 21% van de dan nog aanwezige fauna gedood. Voor een tweede maal bevissen is de effectfactor dus 0,16 ten opzichte van de oorspronkelijke populatie. Het Nederlandse deel van de Noordzee werd in 1994 minimaal 1,36 maal bevist (Lindeboom & De Groot, 1998). De hersteltijd is minimaal 1 jaar, maar zal voor oudere dieren langer zijn. Uitgaande van een effectfactor van 0,18 (ervan uitgaande dat de helft van de bevissing plaatsvindt in dat jaar reeds éénmaal bevist gebied; dit verdisconteert ook de microverspreiding van de visserij) en 1,46 maal bevissen per jaar komen we bij een oppervlak van het NCP van 50.000 km², en een hersteltijd van 1 jaar op een minimale RBBI van $0,18 \times 1,36 \times 50.000 \times 1 = 12.240$.

Bij de hersteltijd en het aantal malen van bevissing zijn vraagtekens te plaatsen. Is 1,36 keer de gehele vloot, inclusief alle Eurokotters, en zitten omgevlagde en buitenlandse schepen hier ook bij? Een berekening uitgaande van het aantal Nederlandse kotters levert het volgende op. Bij een snelheid van 10 km per uur, 16 uur vissen per dag, en 45 visweken van 3,5 dag elk, bevist 1 schip met twee 12 m boomkorren een oppervlak van 600 km² per jaar. Voor 250 schepen die gemiddeld 60% van hun vistijd in het Nederlandse deel van de Noordzee doorbrengen, betekent dit een bevist oppervlak van 90.000 km². Als we daar de vloot van 200 schepen met 4 m korren, die circa 80% op het NCP vissen, bijtellen, komen we op een totaal bevist oppervlak van 130.000 km². Bij een effectfactor van 0,16 (meerdere malen bevissen van hetzelfde gebied) en een hersteltijd van 3 jaar leidt dit tot een maximale RBBI van 62.400. Hierbij zijn omgevlagde en buitenlandse schepen dus waarschijnlijk niet meegeteld. Effecten van vervuiling of het verlies van "spooknetten" door de visserij zijn niet in oppervlakte-eenheden uit te drukken en niet in de RBBI opgenomen.

Mijnbouw heeft bij de huidige regelgeving niet significant meetbare effecten op 25 m vanaf het platform waarbij minder dan 10% van het benthos was verdwenen. De effectfactor is dus 0,1 of kleiner. Op 100 m konden geen effecten meer werden aangetoond (Daan & Mulder, 1993). Bij 1 boring worden dus minimaal 2.000 m² en maximaal 32.000 m² beïnvloed. De hersteltijd bij het gebruik van Water Based Muds is in principe gelijk aan die van de visserij en zal dus minimaal 1-3 jaar bedragen. De afgelopen jaren lag het aantal boringen tussen de 25 en 45 per jaar. De komende jaren wordt dit op maximaal 25 boringen per jaar geschat. Bij 25 boringen met een effectfactor van 0,1 over een afstand van 25 m en een hersteltijd van 1 jaar, ligt de minimale RBBI op 0.005. Bij 45 boringen per jaar met een effect factor van 0,1 en een hersteltijd van 3 jaar komt de RBBI op 0,432.

Voor 1993 mocht boorgruis met aangehechte Oil Based Mud nog geloosd worden. Daarvan zijn tot op 2 km effecten vastgesteld, waarbij bepaalde diersoorten zeer gevoelig bleken te zijn (Daan & Mulder, 1996). Niet alle soorten werden gedood en de effectfactor is circa 0,5. Tussen 1981 en 1992 is op 113 lokaties (11,3 per jaar gemiddeld) 226 keer geboord met een maximaal beïnvloed oppervlak van 12,5 km² per lokatie (Asjes e.a., 1995). De hersteltijd is hier middels veldmetingen vastgesteld. Na 10 jaar waren tot op 100 m van het oorspronkelijke lozingspunt nog effecten te meten, daarbuiten niet meer. Voor het totale oppervlak van 12,5 km² geldt derhalve een gemiddelde hersteltijd van circa 5 jaar. Dit brengt de jaarlijkse RBBI voor olie- en gaswinning voor 1993 op: $0,5 \times 11,3 \times 12,5 \times 5 = 353$.

TABEL 4.2

Relatieve bodemdieren beschadigingsindex (RBBI) voor de verschillende gebruiksfuncties in het Nederlandse deel van de Noordzee. (* = onbekend maar relatief klein).

Visserij	12.240-62.400
Mijnbouw (na 1993)	0.005-0.43
Mijnbouw (voor 1993)	ca. 350
Zandwinning	12-36
Toekomstige extra zandwinning	148-480
Grindwinning	0
Scheepvaart	<<1*
Militaire activiteiten	<<1*
Buisleidingen/kabels	<1-3

Op het NCP is het afgelopen drie jaar ten behoeve van bouwzand en kustsuppletie over circa 12 km² zand gewonnen (22.5 miljoen m³ met een winningsdiepte van 2 m). Bij **zandwinning** zullen alle bodemdieren in het winningsgebied gedood worden. De effectfactor is derhalve 1. Naast het winningsgebied kan door neerslaan van opgewerveld slib ook een effect, vergelijkbaar met het effect van met WBM geboord boorgruis, optreden. Effectfactor ca. 0,1. Omdat het oppervlak waarover dit optreedt niet bekend is, is dit laatste niet in de berekeningen opgenomen. De hersteltijd is gelijk aan de visserij en WBM-boringen en dus minimaal 1 jaar. De minimale RBBI van zandwinning is derhalve $1 \times 12 \times 1 = 12$. Bij een hersteltijd van 3 jaar is de RBBI 36.

In diverse plannen is extra zandwinning voorzien. Ten behoeve van beton- en metselzand zal per jaar mogelijk 16-40 Mm³ zand worden gewonnen, waardoor de RBBI met 8-20 stijgt. Voor een 2^e Maasvlakte is ca. 800 Mm³ en voor een vliegveld in zee circa 1165 Mm³ (zie Ecodoel 1) aan zeezand nodig. Als dit in 7 jaar over een diepte van 2 m wordt gewonnen, wordt de jaarlijkse RBBI voor zandwinning respectievelijk 57 en 83 hoger. Als al deze plannen tegelijk zouden worden uitgevoerd, neemt de RBBI minimaal (hersteltijd 1 jaar) met 148 en maximaal (hersteltijd 3 jaar) met 480 toe.

Omdat **grindwinning** momenteel niet is toegestaan, zijn de effecten hiervan nihil.

De **scheepvaart** heeft op 3 manieren effect. Baggerwerkzaamheden op de Noordzee, directe bodemverstoring door schepen en vervuiling. Baggerwerkzaamheden ten behoeve van verdieping en onderhoud van de Euro- en IJ-geul hebben de laatste jaren plaatsgevonden, maar omdat het meeste zand gebruikt is als bouwzand en voor kustsuppletie is het effect hiervan onder "zandwinning" al meegenomen.

De bodemverstoring door scheepsschroeven zal niet groot zijn, waardoor de RBBI op veel kleiner dan 1 ($\ll 1$) wordt geschat. Effecten van vervuiling zijn niet in km^2 uit te drukken en hier niet meegenomen. Hier wordt hieronder op teruggekomen.

Van **militaire activiteiten** zijn geen effecten op bodemdieren bekend. Derhalve is de RBBI veel kleiner dan 1.

Buisleidingen en kabels worden nog regelmatig op het NCP aangebracht. Het beïnvloede oppervlak is circa 1 km^2 of minder. Alle dieren worden gedood of begraven en de effect-factor is 1. De hersteltijd is gelijk aan de visserij en de zandwinning circa 1-3 jaar. De RBBI is derhalve $< 1-3$.

De effecten van **vervuiling en eutrofiëring** (zie ook RIKZ, 1996) zijn niet in oppervlaktetaten te meten. Er zijn echter geen onderbouwde aanwijzingen dat, met uitzondering van TBT, dit tot wetenschappelijk significant meetbare effecten op de bodemdieren in het Nederlandse deel van de Noordzee heeft geleid. Voor TBT, dat door de scheepvaart, de visserij en mijnbouw in het milieu werd gebracht, is inmiddels afgesproken het gebruik zo snel mogelijk te stoppen.

Directe effecten op bodemdieren van andere vervuilende stoffen zijn voor het Nederlandse deel van de Noordzee niet aangetoond. Wel zijn er aanwijzingen dat in de Duitse kustzone eutrofiëring tot verschuivingen in de bodemdiersamenstelling heeft geleid (Hickel e.a., 1993) en dat in de Waddenzee de biomassa van bodemdieren is toegenomen. Voor het Nederlandse deel van de Noordzee blijft het noodzakelijk steeds alert te zijn op mogelijke effecten, bijvoorbeeld van hormoonhuishouding-verstorende stoffen, en indien noodzakelijk maatregelen te treffen. Probleem is dat mogelijk kleine, maar chronische effecten nu door visserij-effecten overschaduwd worden. Ook is er altijd een (kleine) kans op calamiteiten door aanvaringen of ongelukken. Omdat dit bij alle hiervoor genoemde gebruiksfuncties kan optreden, verandert dit de onderlinge vergelijking niet direct. Omdat vervuiling, eutrofiëring en rampen geen gebruiksfuncties zijn en niet in RBBI zijn uit te drukken, zijn ze niet in Tabel 4.2 opgenomen.

4.3 Conclusie

Uit Tabel 4.2 valt af te leiden dat van alle directe menselijke activiteiten in het Nederlandse deel van de Noordzee de visserij momenteel verreweg het grootste effect heeft. Als we dit in percentages van minimale en maximale RBBI uitdrukken, is de relatieve bodemdierbeschadigingsindex van de visserij thans meer dan 99,9% van de totale directe effecten index.

4.4 Referenties

- Asjes, J., K.M.H. Schrader & R.G.O. Orth, 1995. Emissies van olie in oliehoudend boorgruis op het Nederlands Continentaal Plat, 1981-1982. Rapport directie Noordzee, nr. NZ-95.10: 11 pp.
- BEON, 1998. The distribution of benthic macrofauna in the Dutch sector of the North Sea in relation to micro distribution of beam trawling. BEON-Rapport 1998-2: 89 pp.
- Bergman, M.J.N. & H.J. Lindeboom, 1999. Natural variability and the effects of fisheries in the North Sea: towards an integrated fisheries and ecosystem management? In: J.S. Gray et al. Biochemical cycling and sediment ecology: 173-184.

- Bergman, M.J.N. & J.W. van Santbrink, in press. Fishing mortality in megafaunal benthic populations due to trawl fisheries in the Dutch continental shelf in the North Sea in 1994. *ICES Journal of Marine Science*.
- Bergman, M.J.N., M.Fonds, M.Hup, W.Lewis, P. van der Puyl, A. Stam & D. den Uyl, 1990. Direct effects of beam trawl fishing on benthic fauna in the North Sea –a pilot study-. In: *Effects of beamtrawl fishery on the bottom fauna in the North Sea*. BEON-report 8: 33-57.
- Bergman, M.J.N., H.J. Lindeboom, G. Peet, P.H.M. Nelissen, H. Nijkamp & M.F. Leopold, 1991. Beschermde gebieden Noordzee –Noodzaak en mogelijkheden–. NIOZ-Rapport 1991-3: 195 pp.
- Bridger, J.P., 1972. Some observations on the penetration into the sea bed of tickler chains on a beamtrawl. *ICES C.M. 1971/B:7. Gear and Behaviour Comm.*: 9 pp.
- Daan, R. & M. Mulder, 1993. A study on possible short-term environmental effects of WBM cutting discharges in the Frisian Front area (North Sea). NIOZ-Rapport 1993-5: 33 pp.
- Daan, R. & M. Mulder, 1993. A study on possible environmental effects of aWBM cutting discharge in the North Sea, one year after termination of drilling. NIOZ-Rapport 1993-16: 17 pp.
- Daan, R. & M. Mulder, 1996. Long-term effects of OBM cutting discharges at 12 locations of the Dutch Continental Shelf. NIOZ-Rapport 1996-6: 36 pp.
- Daan, R. & M. Mulder, 1996. On the short-term and long-term impact of drilling activities in the Dutch sector of the North Sea. *ICES J. Mar. Sci.* 53: 1036-1044.
- Groot, S.J. de, 1973. De invloed van trawlen op de zeebodem. *Visserij* 26: 401-409.
- Groot, S.J. de, 1986. Marine sand and gravel extraction in the North Atlantic and its potential environmental impact, with emphasis on the North Sea. *Ocean Managem.* 10: 21-36.
- Hallers-Tjabbes, C.C. ten, 1997. Tributyltin and policies for antifouling. *Environm. Techn.* 18: 1265-1268.
- Laban, C. & H.J. Lindeboom, 1991. Penetration depth of beam trawl gear. In: *Effects of beam trawl fishery on the bottom fauna in the North Sea: the 1990 studies*. BEON Report 13: 37-52.
- Lindeboom, H.J., 1995. Protected areas in the North Sea: an absolute need for future marine research. *Helgoländer Meeresunters.* 49: 591-602.
- Lindeboom, H.J. & S.J. de Groot (eds.), 1998. The effect of different types of fisheries on the North Sea and Irish Sea benthic ecosystem. NIOZ-Rapport 1998-1, RIVO-DLO report C003/98: 404 pp.
- Peeters, J.C.H., I. De Vries & H.A. Haas, 1999. Eutrofiëring en productiviteit in de Noordzee. Rapport RIKZ-99.008: 45 pp.
- Philippart, 1998. Long-term impact of bottom fisheries on by-catch speceis of demersal fish and benthic invertebrates. *ICES J. Mar. Sci.* 55: 342-352.
- Piet, G.J., A.D. Rijnsdorp, M.J.N. Bergman, J.W. van Santbrink, J. Craeymeersch & T. Buijs (in press). A quantitative evaluation of the impact of beam trawling on benthic fauna in the southern North Sea, *ICES Journal of Marine Science*.
- Riegman, R., 1998. Species composition of harmful algal blooms in relation to macronutrient dynamics. In: D.M. Anderson, A.D. Cembella & G.M. Hallegraeff. *Physiological ecology of harmful algal blooms*. Springer-Verlag, Heidelberg: 475-489.
- RIKZ, 1996. Achtergrondnota toekomst voor water. RIZA nota 96.058; Rapport RIKZ-96.030: 415 pp.
- RIKZ, 1997. Oil and oil constituents. An analysis of problems associated with oil in the aquatic environment. RIKZ, dec. 1997.
- Rijnsdorp, A.D., A.M. Buys, F. Strobeck & E. Visser, 1997. The micro-distribution of the Dutch beam trawl fishery between April 1993 and March 1996. RIVO Report C019/97.
- Vooijs, C.G.N. de & J. van der Meer, 1998. Changes between 1931 and 1990 in by-catches of 27 animal species from the southern North Sea. *J. Sea Res.* 39: 291-298.

Hoofdstuk 5

EEN INDICATIE VAN DE ZO NATUURLIJK MOGELIJKE, OF ECOLOGISCH OPTIMALE, TOESTAND VAN DE BODEMFAUNA IN HET NEDERLANDSE DEEL VAN DE NOORDZEE

Auteur: H.J. Lindeboom

Onderstaand stuk is tot stand gekomen naar aanleiding van een brainstorm sessie op het NIOZ, waaraan hebben deelgenomen: dr. P. de Wilde, drs. G. Duineveld, dr. G. Cadée, dr. R. Daan en dr. H. Lindeboom

5.1 De ecologisch optimale Noordzee

Op grond van fysische factoren als stroomsnelheid en temperatuur, diepte en bodemsamenstelling kan de Noordzee ingedeeld worden in 8 verschillende gebieden, elk met een eigen karakteristieke bodemfauna (Fig. 5.1). In zijn algemeenheid is er een gradiënt in soortenrijkdom met hogere waarden verder van de kust, en van zuid naar noord. Het hogere zoutgehalte en de temperatuur karakteristieken (gelaagdheid in de zomer) in het noordelijker gebied spelen hierbij een rol.

De experts zijn het erover eens dat de Zuidelijke Bocht, met name het gebied tussen 52° NB en 53.5° NB, op dit moment een lagere biodiversiteit heeft dan op grond van gradiënten en waarnemingen elders in soortgelijke ecosystemen verwacht mag worden. Er komen relatief grote aantallen van slechts een beperkt aantal, meest kleine, soorten voor. Van schelpdieren als grote zandschelp (*Macra*) en gedoornde hartschelp (*Acanthocardia*) worden, ondanks soms massale aanspoelingen van juvenielen, nog maar zelden volwassen exemplaren gevonden, en soorten als *Chlamys* en noordkromp ontbreken vrijwel geheel in dit gebied. Sponzen, bryozoën en hydroidpoliepen behoren thans tot de grote zeldzaamheden. Volwassen exemplaren van de Noordzeekrab en mogelijk ook het gravende kreeftje (*Callinassa*) zijn in aantal afgenomen. De kokkelbanken zijn voor de kust verdwenen. De laatste levende oesters zijn circa 30 jaar geleden waargenomen. Grotere slakken als wulken, tepelhorens en penhorens zijn vrijwel weg. Waar in het recente verleden in de Noordzee sprake was van een *Turritella* (=penhoren) zone, is deze nu vrijwel geheel verdwenen.

Een probleem bij het definiëren van de natuurlijke toestand is het ontbreken van 'harde' wetenschappelijke gegevens over hoe de bodemfauna er uit gezien heeft in tijden toen de mens nog niet zo'n invloed had op het ecosysteem. Een ander probleem is dat er geen statisch evenwicht in dit gebied bestaat, maar dat er grote variaties in tijd en ruimte ook van nature optreden. Zo wordt sinds kort *Acrocnida* (een grote slangster) bij Loswal Noord gevonden. Alles wijst er echter op dat de kansen van voorkomen van de grotere langlevende soorten steeds kleiner wordt en dat bepaalde niches, zoals die van de zogenaamde filterfeeders, in het huidige systeem steeds meer leeg lijken te zijn. In de ideale Noordzee zijn de kansen op voorkomen weer hersteld tot de van nature normale waarden.

In de Silverpit, een zeegebied bij Engeland, zijn grote verschillen in soortenrijkdom waargenomen tussen onbeviste, lees onbevisbare, en beviste gebieden. Het onbeviste gebied werd gekenmerkt door een groter aantal soorten ten opzichte van het beviste gebied. In IMPACT II is voor gebieden in het Duitse deel van de Noordzee hetzelfde gevonden.

Het is mogelijk dat het verdwijnen van bepaalde soorten indirect ook effecten heeft op de sedimentstructuur en de fysisch-chemische processen in de bodem. Zo zou de achteruitgang van de slangster *Amphiura* in het Friese Front gebied mogelijk kunnen leiden tot lagere watergehalten in de bovenste 5 cm van het sediment en vermindering van de bodemwater uitwisseling.

De soortensamenstelling van de bodemfauna op het NCP lijkt aangepast te zijn aan de huidige gebruiksfuncties, voorzover deze grootschalige effecten hebben. Mijnbouw, zandwinning, eutrofiëring en vervuiling hebben lokale effecten. Alleen van vervuiling met tributyltin (TBT) staat nu vast dat deze een direct negatief effect heeft op zeeslakken als de wulk. De visserij heeft door de hoge intensiteit over het gehele NCP effect. En zelfs van wulken wordt vermoed dat de bodemvisserij een belangrijkere oorzaak van de verdwijning is dan de TBT vervuiling. In hoofdstuk 4 is berekend dat van alle directe effecten (= effecten, exclusief vervuiling en eutrofiëring) op het Noordzee ecosysteem meer dan 99,9% door visserij veroorzaakt wordt. Door de visserij ontstaat er een soortensamenstelling die zich optimaal aan de visserijdruk aanpast. Dit betekent een nivellering van het systeem en een verschuiving naar kortlevende, zich snel en veelvuldig reproducerende soorten, de zogenaamde "opportunisten". De langlevende (>2 jaar), pas na een aantal jaren reproducerende, soorten verdwijnen, zijn verdwenen of sterk in aantal teruggelopen.

Dit leidt tot verschillen in diversiteit van epifauna en infauna. In zwaar beviste gebieden is de kwaliteit van de bodemfauna ook erg slecht. Grote aantallen beschadigde schelpen en zee-sterren die armen missen, zijn een belangrijk deel van de vangst.

Men kan zich dan afvragen hoe de soortensamenstelling van de bodemfauna eruit zou zien als er geen visserij zou zijn. In Figuur 5.2 is een grafische vergelijking gemaakt tussen een door de visserij beïnvloed ecosysteem (5.2a), het vermoedelijke aanzien van een "ongestoord systeem" (5.2b), en een mogelijke toekomst met een combinatie van beide (5.2c).

In "ongestoorde gebieden" is de soortenrijkdom hoog. Een aantal soorten komt in aanzienlijke hoeveelheden voor. De biodiversiteit (aantallen soorten en aantallen individuen per soort) is hoog. De experts zijn het erover eens dat in de ideale Noordzee meer schelpenbanken zouden voorkomen van bijvoorbeeld kokkels en oesters, waarbij ook individuele organismen de kans hebben een hoge leeftijd te bereiken. Van oesters is bekend dat ze 20 tot 30 jaar oud kunnen worden. Bij handhaving van de huidige visserijdruk is te berekenen dat een 6-jarige oester al een heel grote zeldzaamheid zou zijn.

Ook het zaagje (*Donax*) en rechtsgestreepte platschelp (*Tellina fabula*) die, bijvoorbeeld bij het Friese Front, vooral na 1980 een grote achteruitgang hebben gehad, kunnen weer in redelijke aantallen voorkomen. Een belangrijk probleem bij de grotere schelpdieren zou wel eens kunnen zijn dat ze maar eens in de zoveel jaar succesvol nageslacht produceren. Dit leidt tot een relatief laag voortplantingspotentieel en meer variatie in de tijd in het voorkomen. Als dan vrijwel alle adulten al kapot gevestigd zijn voordat zich weer een nieuwe voortplantingsgolf voordoet, kan herstel nooit optreden. In deze benadering spelen schelpdieren en schelpenbanken dus een cruciale rol. Dat er nu banken van mesheften (onder andere van een geïmporteerde soort) en *Spisula* voorkomen, is niet nieuw, die waren er vroeger ook. Mogelijk dat ze door het ontbreken van andere soorten nu meer opvallen.

De zee-egel (*Echinocardium*) doet het goed in de Noordzee, ondanks dat hij massaal door de visserij wordt gedood. Deze soort heeft een dermate groot voortplantingspotentieel, dat hij met de jaarlijkse productie van eieren en larven telkens voldoende sterke nieuwe generaties kan leveren om de hoge visserijsterfte onder oudere generaties te compenseren. Ook het omwoelen van de bodem en het middels discards en doden van bodemdieren creëren van extra voedsel zou deze soort een hogere groeisnelheid kunnen geven.

Ook bepaalde vissoorten en zeezoogdieren zijn uit het NCP gebied verdwenen. Vele eeuwen geleden kwamen grijze walvissen tot in de Waddenzee voor. Haaien en roggen waren vroeger een zeer algemene verschijning in ons kustgebied, maar zijn nu praktisch geheel weg. Van een aantal vissoorten worden alleen de jongste jaarklassen aangetroffen. De iconografie van de 16^e en 17^e eeuwse Hollandse markttaferelen en keukenstukken geeft ons inzicht in de samenstelling en het formaat van de toenmalige vangsten van zeevis, schaal- en schelpdieren. Met name de enorme afmetingen van de aangelande kabeljauwen, roggen, kreeften en oesters frapperen. Dit soort organismen met deze afmetingen komen nu op het NCP niet meer voor.

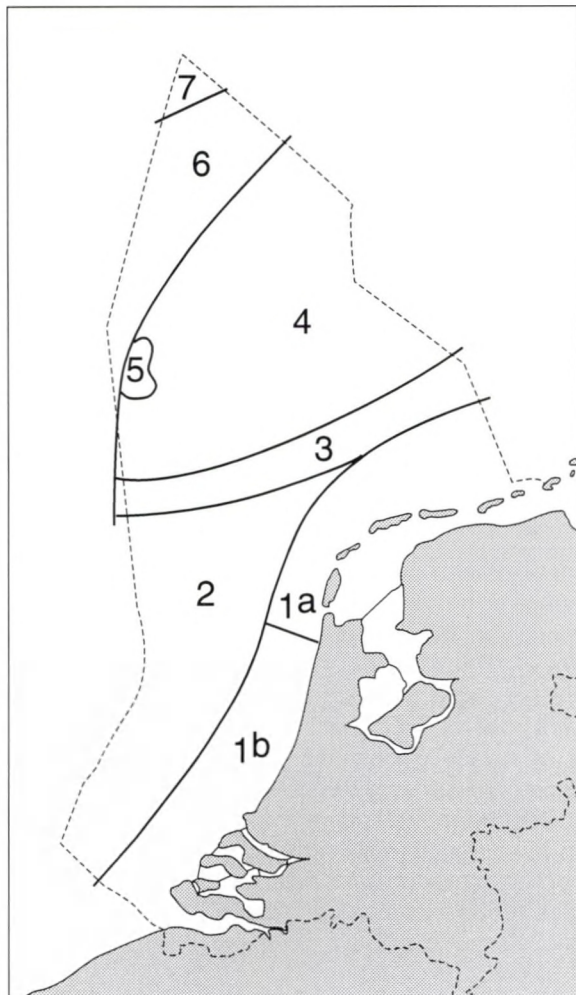


Fig.5 1. Indeling van de macrobenthische infauna in de Nederlandse sector van de Noordzee.

1 Kustwateren (a: noord; b: zuid)

2 Zuidelijke Bocht

3 Friese Front gebied

4 Oestergronden

5 Klaverbank

6 Doggersbank

7 Het gebied ten noorden van de Doggersbank.

(Naar Duineveld e.a., 1990; Duursma e.a. 1988).

5.2 Sleutelorganismen en kensoorten

De volgende soorten bodemdieren werden genoemd als sleutelorganismen op het NCP. Hierbij is het begrip gedefinieerd als zijnde een organisme dat door zijn gedrag een grotere invloed op de diversiteit of het functioneren van een systeem heeft dan het "gemiddelde organisme" in dat gebied.

Callianassa creëert door zijn graafwerk nieuwe niches.

Als we het centrale deel van het NCP vergelijken met soortgelijke gebieden voor de kust bij west Afrika valt het op dat de voedseltoevoer voor bodemdieren gelijk is, maar dat de hoeveelheid soorten in de Noordzee veel lager is. Is dit natuurlijk?

In de ideale Noordzee zit weer een grotere diversiteit, meer evertibraten en vissen, vergelijkbaar met soortgelijke kustgebieden. Grotere en oudere exemplaren zijn normaal in alle populaties. Het grootte-spectrum van de langlevende soorten toont weer een natuurlijke verdeling en een significant deel van de populatie krijgt de gelegenheid op "natuurlijke wijze" dood te gaan. Er is een rijke in- en epifauna waardoor aanhechting van bepaalde hiervan afhankelijke soorten en eieren over redelijke oppervlakten mogelijk is en mechanische verstoring van deze oppervlakten is uitgesloten.

Ondanks de verdeling in deelgebieden moet het systeem ook als geheel worden gezien. Het is een communicerend vat; als één gebied wordt aangetast, zal dat doorwerken naar andere gebieden. Vele diersoorten zijn mobiel en vertonen jaarlijkse migratie, soms tot buiten de Noordzee. Ook hebben veel van de bodemdieren pelagische larven, waardoor transport van en naar andere gebieden mogelijk is. Enerzijds is dit gunstig voor mogelijke herintroductie, maar anderzijds betekent dit dat naast een gebiedsgerichte aanpak ook een soortengerichte aanpak overwogen moet worden. En daarbij moeten we mogelijk accepteren dat sommige soorten nooit meer in significante aantallen op het NCP zullen kunnen voorkomen.

De brokkelster (*Amphiura*) heeft in slibgebieden grote invloed op het watergehalte van de bodem.

Bankenvormende schelpdieren creëren hard substraat voor vele andere soorten. Wulken fungeren als opruimers, hun schelpen als aanhechtingsplaatsen en leveranciers van woonruimte voor anderen (heremieten).

De zee-egel (*Echinocardium*) beïnvloedt de bodemsamenstelling en heeft effect op bodemwater uitwisseling en op mineralisatieprocessen. Een vraag is of dit dier in een optimaal systeem ook deze sleutelrol vervult. De experts vermoeden dat in het huidige Noordzee ecosysteem al een verschuiving van sleutelrol vervullende organismen is opgetreden. Bankenvormende schelpdieren en alles wat daarmee kan samenhangen, zijn weg, zee-egels zijn ervoor in de plaats gekomen.

Voor de verschillende gebieden in de Noordzee (Fig. 5.1) werden de volgende kenmerkende soorten genoemd:

- 1a + b. Halfgeknottede strandschelp (*Spisula*), kokkel, mesheft (*Ensis*)
2. Zee-egel (*Echinocardium*)
3. Brokkelster (*Amphiura*), penhoren (*Turritella*)
4. *Callianassa*, *Chaetopterus*
5. Grote bivalven
6. Wulken, bryozoën, doormansduim, alcyonium
7. Noordkromp (*Arctica*)

5.3 Tot slot. Een belangrijk hiaat in onze kennis is een duidelijk inzicht in hoe het Noordzee ecosysteem er in het verleden uit heeft gezien, of hoe een onbevist referentiegebied er uit kan zien. Daarnaast weten we veel te weinig van de voortplantingsstrategie van schelpdieren en de oorzaken van variaties daarin. Dit betekent dat er ook op wetenschappelijk niveau in voorgaande tekst zaken kunnen staan waarover van mening verschild kan worden. Naar de mening van de experts rechtvaardigt dit op dit moment echter niet een afwachtende houding waarbij men wacht op meer gegevens, maar dient, indien men natuurbeheer op de Noordzee serieus neemt, ten spoedigste naar een ecologisch meer optimale Noordzee gestreefd te worden. Hoewel vermindering van visserijdruk en verandering van visserijmethoden ook moeten worden nagestreefd, achten de NIOZ-experts het instellen van grote beschermde gebieden op dit moment het enige effectieve middel voor het bereiken van een ecologisch optimaal functionerende Noordzee met een daarbij behorende biodiversiteit (Lindeboom, 2000).

5.4 Referenties

- Agardy, T.S., 1997. Marine protected areas and ocean conservation. R.G. Lamdes. Academic Press, Austin, TX.
- Baars, M., M.J.N. Bergman & M.S.S. Lavaleye, 2000. The Frisian front revisited. NIOZ Rapport 2000-1: 53 pp.
- Cadée, G.C., J.P. Boon, C.V. Fischer, B.P. Mensink & C.C. ten Hallers-Tjabbes. 1995. Why the whelk (*Buccinum undatum*) has become extinct in the Dutch Wadden Sea. *Neth. J. Sea Res.* 34: 337-339.
- Deinse, A.B. van & G.C.A. Junge, 1937. Recent and older finds of the California Gray whale in the Atlantic. *Temminckia* 2: 161-188.
- De Smet, W.M.A., 1981. Evidence of whaling in the North Sea and English Channel during the middle ages. In: *Mammals in the seas*. FAO Fisheries series 5(III): 301-309.
- Duineveld, G.C.A. & G.J. van Noort, 1990. Geographical variation in the epifauna of the southern North Sea and adjacent regions. *ICES C.M.* 1990/Mini:9.

- Duineveld, G.C.A., M.S.S. Lavaleye & G.J. van Noort, 1993. The trawlfauna of the Mauritanian shelf (Northwest Africa): density, species composition, and biomass. *Hydrobiologia* 258: 165-173
- Duineveld, G.C.A., P.A.W.J. de Wilde & A. Kok, 1990. A synopsis of the macrobenthic assemblages and benthic ETS-activity in the Dutch sector of the North Sea. *Neth.J. Sea Res.* 26: 125-138.
- Duineveld, G.C.A. & J.J.M. Belgers, 1994. The macrobenthic fauna of the Dutch sector of the North Sea in 1993 and a comparison with previous data. NIOZ Report 1994-12, 103 pp.
- Duursma, E.K., J.J. Beukema, G.C. Cadée, H.J. Lindeboom & P.A.W.J. de Wilde, 1988. Assessment of environmental impact of nutrients. In: P.J. Newman & A.R. Egg. Environmental protection of the North Sea. WRC Int. Conf., Heinemann Prof. Publish. Ltd. Oxford: 176-188.
- Holtmann S.E. et al. 1996. Atlas of the zoobenthos of the Dutch continental shelf. Rijswijk, Ministry Public Works etc.: 243 pp.
- Holtmann, S.E., G.C.A. Duineveld & M. Mulder (1999) The macrobenthic fauna in the Dutch Sector of the North Sea in 1998 and a comparison with previous data. NIOZ Rapport 1999-5, pp. 105
- Lindeboom, H.J., 2000. The need for closed areas as conservation tools. In: Effects of Fishing on non-target species and habitats. Kaiser & De Groot (Eds.). Gray Publishing: 290-301.
- Lindeboom, H.J. & S.J. de Groot, 1998. 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: 1-404.
- Walker, P.A. & H.J.L. Heessen, 1996. Long-term changes in ray populations in the North Sea. *ICES J. Mar.Sc.* 53: 1085-1093.
- Witbaard, R. & R. Klein, 1994. Long-term trends on the effects of the southern North Sea beamtrawl fishery on the bivalve mollusc *Arctica islandica* L. (Mollusca, bivalvia). *ICES J. mar. Sci.* 51: 99-105.

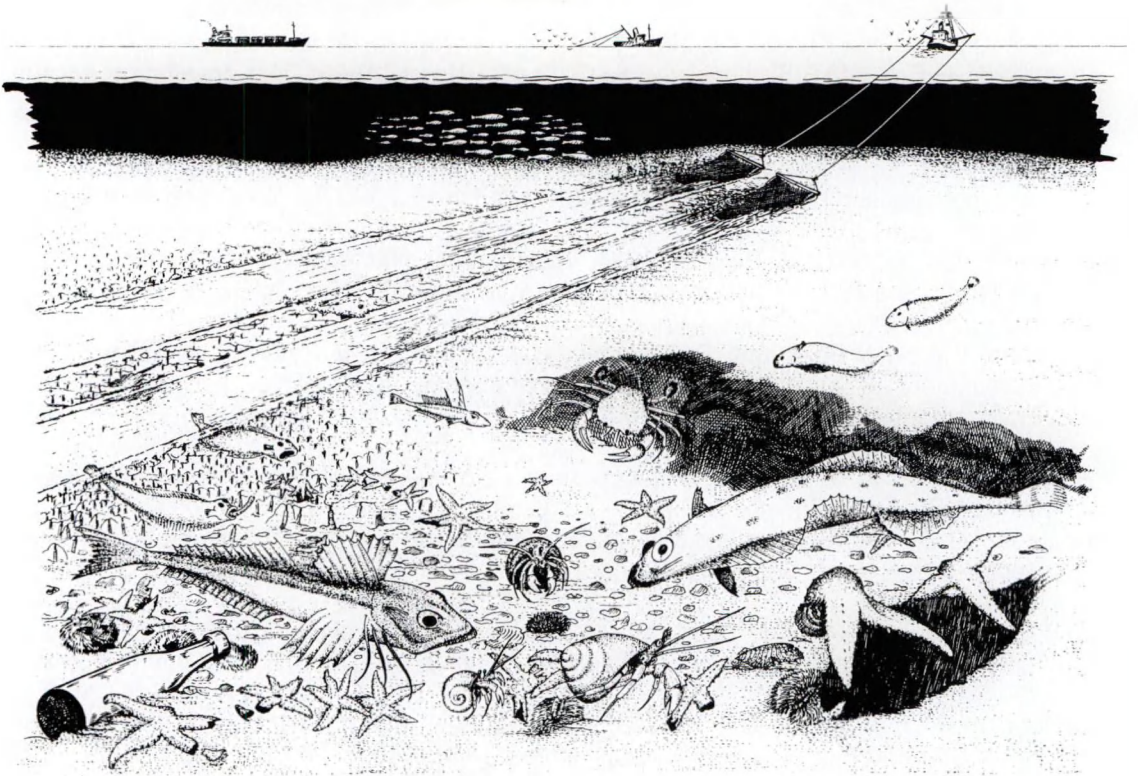


Fig. 5.2a. Het ecosysteem van een zwaar en overal beviste Noordzee, veel wormen en platvissen, maar een lage biodiversiteit.

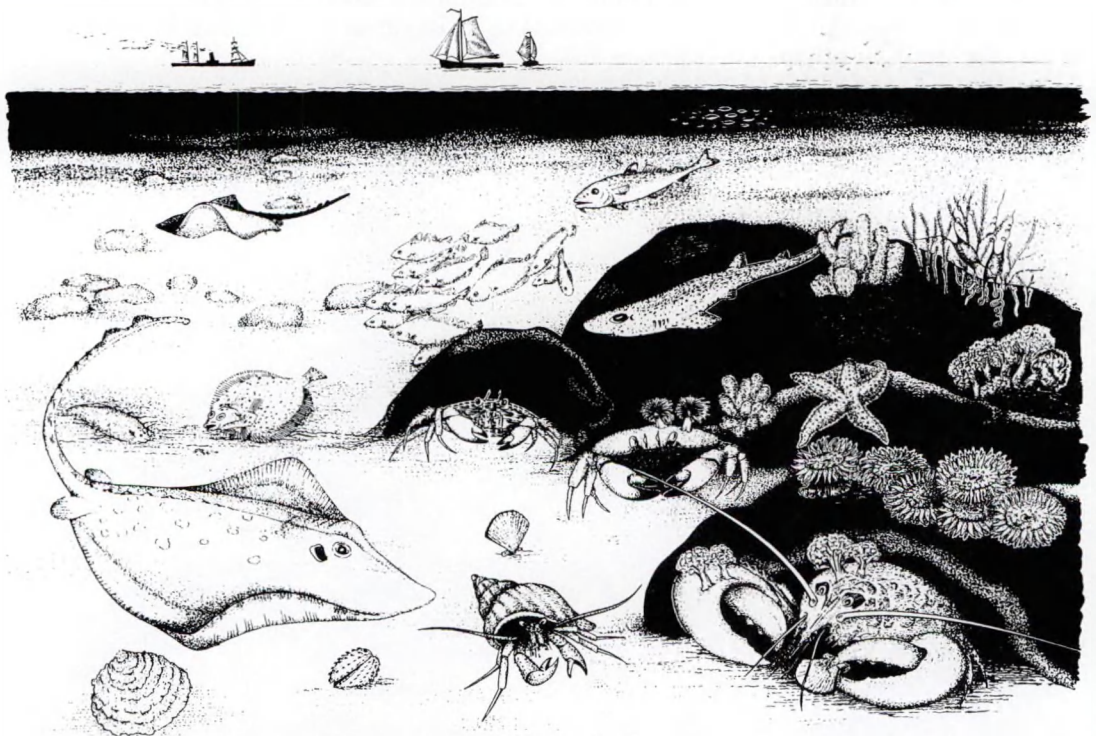


Fig. 5.2b. Het ecosysteem van een ecologisch optimale Noordzee. Grote schelpdieren, kraakbeen-vissen en andere soorten worden oud en de biodiversiteit is hoog. Situatie 1850?

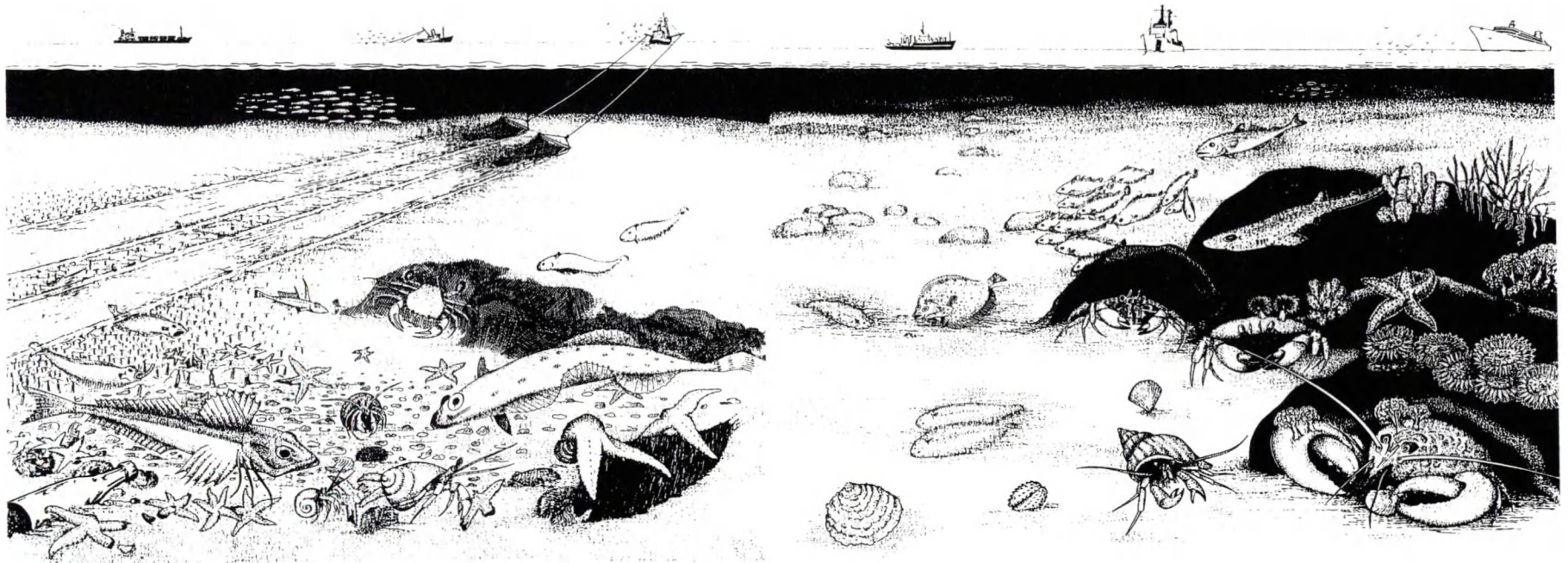


Fig.5.2c. De toekomst? Een Noordzee met aanzienlijke gebieden gesloten voor de bodemberoerende sleepnet visserij. De biodiversiteit is hoog, maar een paar soorten (hier de roggen) keren niet terug.

INHOUDSOPGAVE

Samenvatting	1
1. INLEIDING	3
2. BIODIVERSITEIT VAN HET MACROBENTHOS VAN HET NCP EN TRENDANALYSE VAN ENKELE MACROBENTHOS SOORTEN	5
2.1. Introductie	5
2.2. Materiaal en Methoden	5
2.3. Resultaten	8
2.4. Discussie	23
2.5. Referenties	24
3. ZELDZAME EN LANGLEVENDE SOORTEN UIT DE SCHAAFTREKKEN VAN 1997 OP HET NCP	27
3.1. Introductie	27
3.2. Materiaal en Methoden	27
3.3. Resultaten	29
3.4. Discussie en Conclusies	40
3.5. Referenties	42
4. DE ECOLOGISCHE GEVOLGEN VAN GEBRUIKSFUNCTIES OP MACROFAUNA	43
4.1. Ecologische gevolgen van gebruiksfuncties	43
4.2. Een relatieve vergelijking van de effecten van de beschreven gebruiksfuncties	54
4.3. Conclusie	56
4.4. Referenties	56
5. EEN INDICATIE VAN DE ZO NATUURLIJK MOGELIJKE, OF ECOLOGISCHE OPTIMALE, TOESTAND VAN DE BODEMFAUNA IN HET NEDERLANDSE DEEL VAN DE NOORDZEE	59
5.1. De ecologisch optimale Noordzee	59
5.2. Sleutelorganismen en kensoorten	61
5.3. Tot slot	62
5.4. Referenties	62