

Passende beoordeling Boomkorvisserij op vis in de Nederlandse kustzone: Bijlagen

C. Deerenberg, F. Heinis (HWE) en R.H. Jongbloed

Rapport C130/11, deel 5/5



IMARES Wageningen UR

Institute for Marine Resources & Ecosystem Studies

Oprachtgever:

Ministerie EL&I,
Mr. A.H. IJlstra
Prins Clauslaan 8
2595 AJ Den Haag

Productschap Vis (incl. VisNed, Ned. Vissersbond)
Treubstraat 17
2288 EH Rijswijk

Publicatiedatum:

31 oktober 2011

IMARES is:

- een onafhankelijk, objectief en gezaghebbend instituut dat kennis levert die noodzakelijk is voor integrale duurzame bescherming, exploitatie en ruimtelijk gebruik van de zee en kustzones;
- een instituut dat de benodigde kennis levert voor een geïntegreerde duurzame bescherming, exploitatie en ruimtelijk gebruik van zee en kustzones;
- een belangrijke, proactieve speler in nationale en internationale mariene onderzoeksnetwerken (zoals ICES en EFARO).

Heinis Waterbeheer en Ecologie (HWE)

Graaf Wichmanlaan 9
1405 GV Bussum
Phone: +31 (0)35
E-Mail: fheinis@hwe.nl

P.O. Box 68 1970 AB IJmuiden Phone: +31 (0)317 48 09 00 Fax: +31 (0)317 48 73 26 E-Mail: imares@wur.nl www.imares.wur.nl	P.O. Box 77 4400 AB Yerseke Phone: +31 (0)317 48 09 00 Fax: +31 (0)317 48 73 59 E-Mail: imares@wur.nl www.imares.wur.nl	P.O. Box 57 1780 AB Den Helder Phone: +31 (0)317 48 09 00 Fax: +31 (0)223 63 06 87 E-Mail: imares@wur.nl www.imares.wur.nl	P.O. Box 167 1790 AD Den Burg Texel Phone: +31 (0)317 48 09 00 Fax: +31 (0)317 48 73 62 E-Mail: imares@wur.nl www.imares.wur.nl
---	--	---	--

© 2011 IMARES Wageningen UR

IMARES is onderdeel van Stichting DLO
KvK nr. 09098104,
IMARES BTW nr. NL 8113.83.696.B16

De Directie van IMARES is niet aansprakelijk voor gevolgschade, noch voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van IMARES; opdrachtgever vrijwaart IMARES van aanspraken van derden in verband met deze toepassing.

Dit rapport is vervaardigd op verzoek van de opdrachtgever hierboven aangegeven en is zijn eigendom. Niets uit dit rapport mag weergegeven en/of gepubliceerd worden, gefotokopieerd of op enige andere manier gebruikt worden zonder schriftelijke toestemming van de opdrachtgever.

A_4_3_1-V11.2

Inhoudsopgave

1	Advies wetenschappelijke commissie	5
1.1	Advies wetenschappelijke commissie	5
1.2	Significante negatieve effecten	11
2	Achtergronden bij berekeningen bodemschuifspanningen.....	15
2.1	Bodemschuifspanningen in de Voordelta (= bijlage 2 uit Heinis 2010).....	15
2.2	Bodemschuifspanning vistuigen	22
3	Onderwatergeluid	29
3.1	Onderwatergeluid en de relatie met mariene organismen.....	29
3.2	Onderwatergeluid als gevolg van scheepvaart: effecten op vissen en zeezoogdieren	30
3.3	Literatuur	33
4	Analyse boxcoregegevens Voordelta	35
4.1	Typische soorten (= bijlage 4 uit Heinis 2010)	35
4.2	Samenstelling levensgemeenschap bodemdieren (= bijlage 5 uit Heinis 2010).....	42
4.3	Dichtheid schelpdieren (= bijlage 3 uit Heinis 2010).....	45
4.4	Concentraties schelpkokerwormen (= bijlage 6 uit Heinis 2010).....	51
5	Overzicht soortengroepen	59
6	Analyse schelpdiersurveys CSO.....	61
6.1	Beschrijving survey	61
6.2	Indeling gegevens.....	62
6.3	Methode	63
7	Schelpdieren als voedsel voor schelpdieretende eenden.....	65
7.1	Dieet	65
7.2	Dagelijkse voedselbehoefte	65
7.3	Beschikbare hoeveelheid voedsel voor schelpdieretende eenden	67
7.4	Literatuur	68
	Verantwoording	71
	Kwaliteitsborging	71

1 Advies wetenschappelijke commissie

1.1 Advies wetenschappelijke commissie

Wetenschappelijke review van de Passende Beoordeling van de boomkorvisserij met wekkerkettingen door schepen met minder dan 300 pk motorvermogen in de Natura-2000 gebieden langs de Nederlandse kust.

Yerseke / Texel / Ede, 12-9-2011

Prof dr. P. Herman, Prof.dr. J. van der Meer, Prof.dr. W.J. Wolff

1.1.1 Inleiding

Het Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie en de visserijsector hebben IMARES en Heinis Onderzoek en Advies in Waterbeheer en Ecologie (HWE) gevraagd om gezamenlijk een Passende Beoordeling op te stellen van de boomkorvisserij met wekkerkettingen en eventuele alternatieven daarvoor in de drie in de Nederlandse kustzone aangewezen Natura 2000-gebieden. De drie gebieden liggen alle binnen de 12-mijlszone, wat betekent dat het alleen om schepen gaat die met wekkerkettingen vissen en die een vermogen hebben van niet meer dan 300 pk, de zogenaamde Eurokotters. De aanwijzingsbesluiten voor deze gebieden zijn genomen op 19 februari 2008 (Voordelta) en 30 december 2010 (Noordzeekustzone en Vlakte van de Raan). In deze aanwijzingsbesluiten zijn zogenaamde instandhoudingsdoelstellingen opgenomen voor de habitattypen, habitatsoorten en vogelsoorten waarvoor de Natura 2000-gebieden zijn aangewezen.

Doel van de voorliggende Passende Beoordeling is om inzichtelijk te maken of en zo ja, in welke vorm boomkorvisserij (op vis) zich verdraagt met de instandhoudingsdoelstellingen van de drie in de Nederlandse kustzone gelegen Natura 2000-gebieden. Met andere woorden: in hoeverre staat deze activiteit het bereiken van de instandhoudingsdoelstellingen in de drie Natura 2000-gebieden in de weg? Aldus vormt deze Passende Beoordeling een belangrijk achtergronddocument op grond waarvan de intensiteit, techniek en omvang van de huidige en toekomstige bodemberoerende visserij via vergunningen kan worden gereguleerd. In de beoordeling is verdisconteerd dat de boomkor met wekkers op (korte) termijn wordt vervangen elektrische vistuigen.

De Passende Beoordeling wordt uitgevoerd door de effecten van de boomkorvisserij in drie periodes te schatten: ca. 2004 – 2009, 2010 – 2011 en 2012 - 2015. Het gaat dus in belangrijke mate om de beoordeling achteraf van de effecten van een reeds vele jaren gaande zijnde activiteit. De uitkomsten van deze studie zullen worden gebruikt om de boomkorvisserij met wekkers in de toekomst te reguleren.

De Passende Beoordelingen van de drie gebieden Noordzeekustzone, Voordelta en de Vlakte van de Raan kennen een identieke hoofdstukindeling. Eerst worden de instandhoudingsdoelstellingen omschreven. Dan volgt de afbakening door middel van selectie van de relevante instandhoudingsdoelstellingen, gebiedsdelen en aspecten. Vervolgens wordt de huidige toestand van het gebied geanalyseerd. Dan volgt een beschrijving van de visserij, waarna per gebied wordt bepaald wat de aard en omvang van de effecten op de instandhoudingsdoelstellingen zijn en hoe deze effecten moeten worden beoordeeld. Er wordt afgesloten met een gebied specifieke beschrijving van eventuele cumulatieve effecten en een beoordeling daarvan.

1.1.2 Hoe wordt deze Wetenschappelijke Review aangepakt?

Geredeneerd vanuit de methoden van onderzoek die men zou kunnen gebruiken (en even afziend van de vereisten voor statistische toetsing), zal de eerste optie van elke onderzoeker zijn een niet bevestigd gebied te vergelijken met een wel bevestigd gebied. Eventueel kan dat hetzelfde gebied zijn voor en na bevestiging. Helaas, de boomkorvisserij is in de Noordzee zo intensief dat geschikte niet bevestigde gebieden niet te vinden zijn. Er moeten dus alternatieve methoden worden gezocht; de consequentie daarvan is dat zij minder zeggingskracht zullen kunnen hebben.

Cruciaal voor de hierboven geschetste vergelijking is de formulering van de instandhoudingsdoelstellingen. In de ideale wereld zouden die moeten worden afgeleid van de situatie zonder boomkorvisserij en andere menselijke ingrepen. Die situatie is echter niet bekend en er is daarom gekozen voor een instandhoudingsdoelstelling afgeleid van de situatie in de periode vlak voor en tijdens de aanmelding van het gebied als Natura 2000 gebied. Kennelijk daarom is voor vele indicatoren een behoudsdoelstelling (en dus niet een verbeterdoelstelling) gekozen. Dat leidt ertoe dat de instandhoudingsdoelstelling voor de Noordzeegebieden in de meeste gevallen neerkomt op het behoud van de *status quo*. In die *status quo* zit echter de ecologische voorgeschiedenis van het gebied, inclusief de visserij met zware wekkers, ingebakken.

In een passende beoordeling worden, op basis van de beste wetenschappelijke kennis, alle aspecten van een bepaald project of plan, die op zichzelf of in combinatie met andere projecten of plannen, de instandhoudingsdoelstellingen van een Natura 2000-gebied in gevaar kunnen brengen, geïnventariseerd. De centrale vraag die door het bevoegd gezag dient te worden beantwoord is of is verzekerd dat de natuurlijke kenmerken van het Natura 2000-gebied niet zullen worden aangetast. In het onderhavige geval moet dus ten behoeve van het bevoegd gezag aangetoond worden dat de visserij met wekkerkettingen in de voorgaande jaren niet heeft geleid tot significante aantasting van de natuurlijke kenmerken van de drie Natura 2000 gebieden. De Passende Beoordeling dient daarvoor de benodigde informatie te leveren. Daarbij dient een eventuele aantasting van de natuurlijke kenmerken te worden bezien in het licht van de instandhoudingsdoelstellingen. Bij de beoordeling of sprake is van aantasting van de natuurlijke kenmerken staat het al dan niet 'significant' zijn van de gevolgen van het project of de handeling centraal. Het begrip is afkomstig uit de Habitatrichtlijn (art. 6, lid 2 en 3) en is via de artikelen 19 c, d en f verwerkt in de Natuurbeschermingswet. De instandhoudingsdoelstellingen voor de drie onderzochte gebieden zijn bij de aanwijzing in resp. 2008 en 2010 geformuleerd door het bevoegd gezag. In de praktijk komen zij neer op het bewaren van de *status quo*.

Hoewel het begrip 'significantie' in de Habitatrichtlijn niet nader is gedefinieerd, wordt door de Europese Commissie wel aangegeven dat aan het begrip een objectieve inhoud moet worden gegeven. Gesteld wordt dat "de significantie van effecten moet worden vastgesteld in het licht van de specifieke bijzonderheden en milieukenmerken van het beschermde gebied waarop een plan of project betrekking heeft, waarbij met name rekening moet worden gehouden met de instandhoudingsdoelstellingen voor het gebied". In deze passende beoordeling wordt aangesloten bij de Leidraad significantie, versie 27 mei 2010 (zie verder 3.6). De commissieleden wijzen er op dat de *significantie* die de Habitatrichtlijn hanteert, verschilt van het begrip *significantie* zoals gehanteerd in de natuurwetenschappen.

Uit het nationale of uit het Europese recht zijn geen eisen af te leiden voor de vorm van een Passende Beoordeling of de procedure die bij het opstellen daarvan moet worden doorlopen. Wel worden in de regelgeving en jurisprudentie globale eisen gesteld aan de inhoud van een Passende Beoordeling en de procedures voor daarop te baseren besluitvorming. Met betrekking tot de inhoud zijn de eisen, samengevat, dat:

1. in de passende beoordeling gebruik moet worden gemaakt van de best beschikbare kennis,
2. de beoordeling zelfstandig leesbaar moet zijn,

3. bij het oordeel over de mogelijkheid van significante effecten rekening moet worden gehouden met de gevolgen van andere projecten en plannen voor de instandhoudingsdoelstellingen van het betrokken gebied,
4. het eindoordeel betrekking moet hebben op de kans dat significante negatieve effecten kunnen optreden, in het licht van de voor het gebied geldende instandhoudingsdoelstellingen.

De commissie wil nog enkele algemene opmerkingen maken over de gebruikte evaluatiecriteria voor significante effecten. Ten aanzien van deze criteria voor significante effecten kan een aantal minimumeisen worden gesteld:

1. Het moet mogelijk zijn, binnen een range van redelijke en realistische beheersalternatieven, een activiteit te bedenken die niet aan het criterium beantwoordt, en die dus wel aanleiding geeft tot significante effecten. Eisen die zo zijn opgesteld dat ieder activiteit eraan voldoet, hebben geen zin.
2. De criteria moeten strenger zijn, d.w.z. meer inspanning voor natuurbehoud vergen, dan wat gebruikelijk is in de rest van het gebied. Het heeft namelijk geen zin om binnen de Noordzee speciale zones te 'beschermen', als het regime in deze zones niet meer beschermend voor de natuur is dan elders. Dan is het een lege show. Dit betekent dat het criterium zo moet zijn dat, wanneer de eis van niet-significant effect zou worden uitgebreid tot de gehele Noordzee, dit aanleiding zou geven tot een merkbare verbetering van de natuurwaarden in de Noordzee, niet tot een verslechtering en eigenlijk ook niet tot een *status quo*.
3. De criteria mogen niet afhankelijk zijn van toevalligheden, bijv. van de grootte van het gekozen studiegebied, van de historische toevalligheden in de intensiteit van activiteiten, etc.
4. De criteria moeten de afhankelijkheid tussen effecten en intensiteit van de activiteit weerspiegelen. Iedere activiteit leidt tot niet-significante effecten als ze maar met voldoende lage intensiteit wordt uitgevoerd. Dat betekent niet dat de intensiteit willekeurig kan worden verhoogd. Uitspraken als 'de activiteit leidt niet tot significante effecten' zijn, zonder kwantificering van de intensiteit, zinloos.

Bekijken we de afwegingen in het licht van deze minimumeisen, dan valt er nogal wat op af te dingen. We geven enkele voorbeelden.

1. Het criterium 'geen enkele typische soort sterft uit'. Dit criterium voldoet duidelijk niet aan de eerste eis. Het is, althans voor ons, niet mogelijk een redelijke activiteit te bedenken die *Echinocardium* uit de Voordelta zou kunnen verwijderen. Men zou al moeten denken aan het opspuiten van het hele gebied tot boven NAP, of het totaal vergiftigen van het gebied, maar dat rekenen we niet tot 'redelijke' mogelijkheden. De 'typische soorten' zijn gekozen als abundante soorten in het gebied na decennia van vrij intensieve boomkorvisserij; het is ondenkbaar dat ze door boomkorvisserij zouden uitsterven. Het criterium is om die reden zinloos en het onderzoeken heeft ook geen zin: er is maar één mogelijke uitkomst van dit onderzoek. Overigens is het criterium ook afhankelijk van de oppervlakte van het studiegebied (eis nr. 3).
2. Argumenten die erop neerkomen dat de activiteiten in de afgelopen jaren slechts een beperkte oppervlakte hebben geraakt, of niet zo intensief zijn geweest dat grote schade is aangericht, zijn afhankelijk van toevalligheden en voldoen niet aan de voorwaarde dat de relatie tussen intensiteit en effect wordt gewaardeerd. Ze kunnen dus geen aanleiding geven tot de conclusie dat er geen significant effect is, hooguit tot de conclusie dat er geen significant effect *geweest* is. Dat is niet hetzelfde.
3. Argumenten die zijn gebaseerd op populatiemigratie tussen het studiegebied en de rest van de Noordzee voldoen niet aan eisen 1 en 2. Voor mobiele populaties is het niet mogelijk om in een klein gebied activiteiten te bedenken die wel significante schade aanbrengen volgens dit criterium. Immers, onafhankelijk van de grootte van de schade, zal er altijd immigratie van individuen uit de Noordzee zijn die de populatiegrootte herstelt. Het is noodzakelijk de

(geplande) activiteit te extrapoleren tot de gehele Noordzee, om te evalueren of dat aanleiding zou geven tot een verbetering van de natuurwaarden in de Noordzee. Zo niet, dan is ofwel de activiteit niet gepast in een beschermde zone, ofwel betekent de 'bescherming' helemaal niets.

4. Argumenten die er op neerkomen dat de schade aan de populatie in het studiegebied klein is in vergelijking met de schade toegebracht in de gehele Noordzee, zijn niet compatibel met de tweede eis. Het is steeds mogelijk het studiegebied in zo kleine delen op te splitsen dat dit argument kan worden gebruikt (in die zin is het dus ook strijdig met de eerste eis). Indien de geplande activiteit, bij extrapolatie tot de gehele Noordzee, geen aanleiding geeft tot verbetering van de natuurwaarden, blijft er een probleem met deze activiteit.

1.1.3 Voldoet de Passende Beoordeling aan de gebruikelijke eisen?

1) In de Passende Beoordeling moet gebruik worden gemaakt van de beste beschikbare kennis.

De voorliggende beoordeling straalt uit dat hij door deskundige onderzoekers is opgesteld. Hij heeft een duidelijke structuur en komt tot een op het eerste gezicht evenwichtige beoordeling van de effecten van de boomkorvisserij met wekkerkettingen en met minder dan 300 pk motorvermogen. Als belangrijkste effect van de bodemberoering wordt de afname van de soortenrijkdom van de bodemfauna genoemd. Met name wordt de afname van concentraties schelpdieren en schelpkokerwormen genoemd. Daarnaast zou het effect van vangst en bijvangst zich ook uiten in een effect op de diversiteit van de visgemeenschap.

Verder valt op dat bij het schatten van de effecten van de boomkor op het bodemleven een groot deel van de meest recente literatuur niet wordt vermeld. De laatst genoemde verwijzing betreft Kaiser et al. (Kaiser et al., 2006). Toch is er wel het een en ander verschenen in de afgelopen 5 jaar (Allen and Clarke, 2007; Foden et al., 2010; Foden et al., 2011; Gray et al., 2006; Gray et al., 2007; Grizzle et al., 2009; Hiddink et al., 2006; Hinz et al., 2009; Kaiser and Hiddink, 2007; Kaiser et al., 2006; Lambert et al., 2011; Olsgard et al., 2008; Pedersen et al., 2009; Queiros et al., 2006; Rabaut et al., 2008; Reiss et al., 2009; Robinson and Frid, 2008; Shephard et al., 2010; Tillin et al., 2006), waaronder specifieke studies naar effecten op de schelpkokerworm (Rabaut et al., 2008), naar de effecten op productie, toch een van de hoofdkenmerken van habitattype H1110B (Queiros et al., 2006), en naar cumulatie van effecten (Foden et al., 2010; Foden et al., 2011).

Genoemde literatuur:

- Allen J.I., Clarke K.R. (2007) Effects of demersal trawling on ecosystem functioning in the North Sea: a modelling study. *Marine Ecology-Progress Series* 336:63-75. DOI: 10.3354/meps336063.
- Foden J., Rogers S.I., Jones A.P. (2010) Recovery of UK seabed habitats from benthic fishing and aggregate extraction-towards a cumulative impact assessment. *Marine Ecology-Progress Series* 411:259-270. DOI: 10.3354/meps08662.
- Foden J., Rogers S.I., Jones A.P. (2011) Human pressures on UK seabed habitats: a cumulative impact assessment. *Marine Ecology-Progress Series* 428:33-47. DOI: 10.3354/meps09064.
- Gray J.S., Dayton P., Thrush S., Kaiser M.J. (2006) On effects of trawling, benthos and sampling design. *Marine Pollution Bulletin* 52:840-843. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2006.07.003.
- Gray J.S., Dayton P., Thrush S., Kaiser M.J. (2007) Fishing for facts on the environmental effects of trawling and dredge fisheries: Reply to Lokkeborg. *Marine Pollution Bulletin* 54:497-500. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2007.02.001.
- Grizzle R.E., Ward L.G., Mayer L.A., Malik M.A., Cooper A.B., Abeels H.A., Greene J.K., Brodeur M.A., Rosenberg A.A. (2009) Effects of a large fishing closure on benthic communities in the western Gulf of Maine: recovery from the effects of gillnets and otter trawls. *Fishery Bulletin* 107:308-317.

- Hiddink J.G., Jennings S., Kaiser M.J. (2006) Indicators of the ecological impact of bottom-trawl disturbance on seabed communities. *Ecosystems* 9:1190-1199. DOI: 10.1007/s10021-005-0164-9.
- Hinz H., Prieto V., Kaiser M.J. (2009) Trawl disturbance on benthic communities: chronic effects and experimental predictions. *Ecological Applications* 19:761-773. DOI: 10.1890/08-0351.1.
- Kaiser M.J., Hiddink J.G. (2007) Food subsidies from fisheries to continental shelf benthic scavengers. *Marine Ecology-Progress Series* 350:267-276. DOI: 10.3354/meps07194.
- Kaiser M.J., Clarke K.R., Hinz H., Austen M.C.V., Somerfield P.J., Karakassis I. (2006) Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. *Marine Ecology-Progress Series* 311:1-14. DOI: 10.3354/meps311001.
- Lambert G.I., Jennings S., Kaiser M.J., Hinz H., Hiddink J.G. (2011) Quantification and prediction of the impact of fishing on epifaunal communities. *Marine Ecology-Progress Series* 430:71-U129. DOI: 10.3354/meps09112.
- Olsford F., Schaanning M.T., Widdicombe S., Kendall M.A., Austen M.C. (2008) Effects of bottom trawling on ecosystem functioning. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 366:123-133. DOI: 10.1016/j.jembe.2008.07.036.
- Pedersen S.A., Fock H., Krause J., Pusch C., Sell A.L., Boettcher U., Rogers S.I., Skold M., Skov H., Podolska M., Piet G.J., Rice J.C. (2009) Natura 2000 sites and fisheries in German offshore waters. *Ices Journal of Marine Science* 66:155-169. DOI: 10.1093/icesjms/fsn193.
- Queiros A.M., Hiddink J.G., Kaiser M.J., Hinz H. (2006) Effects of chronic bottom trawling disturbance on benthic biomass, production and size spectra in different habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 335:91-103. DOI: 10.1016/j.jembe.2006.03.001.
- Rabaut M., Braeckman U., Hendrickx F., Vincx M., Degraer S. (2008) Experimental beam-trawling in *Lanice conchilega* reefs: Impact on the associated fauna. *Fisheries Research* 90:209-216. DOI: 10.1016/j.fishres.2007.10.009.
- Reiss H., Greenstreet S.P.R., Sieben K., Ehrich S., Piet G.J., Quirijns F., Robinson L., Wolff W.J., Kroencke I. (2009) Effects of fishing disturbance on benthic communities and secondary production within an intensively fished area. *Marine Ecology-Progress Series* 394:201-213. DOI: 10.3354/meps08243.
- Robinson L.A., Frid C.L.J. (2008) Historical marine ecology: Examining the role of fisheries in changes in North Sea benthos. *Ambio* 37:362-371. DOI: 10.1579/07-a-300.1.
- Shephard S., Brophy D., Reid D.G. (2010) Can bottom trawling indirectly diminish carrying capacity in a marine ecosystem? *Marine Biology* 157:2375-2381. DOI: 10.1007/s00227-010-1502-9.
- Tillin H.M., Hiddink J.G., Jennings S., Kaiser M.J. (2006) Chronic bottom trawling alters the functional composition of benthic invertebrate communities on a sea-basin scale. *Marine Ecology-Progress Series* 318:31-45. DOI: 10.3354/meps318031.

De commissie vermoedt dat deze literatuur de algemene conclusie van de onderhavige Passende Beoordeling niet sterk zal beïnvloeden, maar deze omissie doet toch enige twijfel rijzen of de aan de review commissie gestelde vraag of de beoordeling gebaseerd is op de op dit moment beste beschikbare informatie, positief beantwoord kan worden.

2) De beoordeling moet zelfstandig leesbaar zijn.

De beoordeling is zelfstandig leesbaar. Hij is overigens niet altijd even leesbaar.

3) Het oordeel over de mogelijkheid van significante effecten moet rekening houden met de gevolgen van andere projecten en plannen voor de instandhoudingsdoelstellingen van het betrokken gebied.

Het oordeel over het mogelijk voorkomen van significante effecten houdt rekening met de gevolgen van andere projecten en plannen voor de instandhoudingsdoelstellingen van de betrokken gebieden.

Maar als de significantie van het effect van een afzonderlijke activiteit niet bepaald kan worden, is het natuurlijk helemaal de vraag hoe handvat te geven aan het schatten van cumulatieve effecten van die afzonderlijke activiteiten. In paragraaf 3.5 wordt gesteld dat hiervoor onderscheid gemaakt dient te worden tussen significante effecten en niet-significante maar niet-verwaarloosbare effecten. Dit laatste begrip komt men in het vervolg van de beoordeling niet meer tegen. Aangezien het begrip significantie toch al niet echt betekenis kreeg, is dit natuurlijk alleszins begrijpelijk, maar het betekent wel dat het begrip cumulatieve effecten hier geen invulling gekregen heeft.

4) Het eindoordeel moet betrekking hebben op de kans dat significante negatieve effecten kunnen optreden in het licht van de voor het gebied geldende instandhoudingsdoelstellingen.

Het begrip 'significante negatieve effecten' is lastig te omschrijven. Indien als gevolg van een ingreep de toekomstige oppervlakte habitat of leefgebied, aantal individuen van een soort dan wel kwaliteit van een habitat lager zal worden dan zoals bedoeld in de instandhoudingsdoelstelling, dan kan sprake zijn van significante nadelige effecten. In de onderhavige studie moet dus voor een niet goed beschreven situatie in het verleden worden nagegaan of het bereiken van de huidige situatie gepaard is gegaan met significante negatieve effecten.

De Passende Beoordeling is echter weinig concreet over de grootte van de effecten. Zo is te lezen (p. 35) dat de boomkor met wekkerkettingen negatieve effecten kan hebben op 'riffen' van schelpkokerwormen, maar ontbreekt elke schatting van hoeveel 'riffen' er met boomkorvisserij nog zijn en hoeveel er geweest zouden zijn zonder boomkorvisserij. Hetzelfde geldt voor schattingen van de veranderingen in de diversiteit van de visgemeenschap. Hoewel men alle begrip moet hebben voor de problemen rond het verkrijgen van dergelijke schattingen (denk alleen maar aan de 'shifting baselines'), moet toch de conclusie getrokken worden dat de beoordeling er niet in geslaagd is duidelijk inhoud te geven aan het begrip 'significante effecten'. Sowieso is de commissie, ook na lezing van paragraaf 3.6 en het onderliggende document 'Leidraad bepaling significantie', niet duidelijk geworden hoe dat begrip nu geoperationaliseerd had moeten worden in het onderhavige document.

Het eindoordeel heeft betrekking op de kans dat significante negatieve effecten kunnen optreden in het licht van de voor het gebied geldende instandhoudingsdoelstellingen.

1.1.4 Beoordeling afzonderlijke hoofdstukken

Zoals reeds vermeld worden voor elk Natura 2000 gebied dezelfde hoofdstukken onderscheiden; voor de Voordelta zijn dat:

5. Instandhoudingsdoelstellingen
6. Afbakening effecten, studiegebied, habitattypen en soorten
7. Staat van instandhouding en huidige toestand
8. Spreiding en intensiteit visserij met wekkerkettingen
9. Effecten van visserij met wekkerkettingen
10. Beoordeling effecten
11. Cumulatie van effecten.

Voor de Noordzeekustzone zijn dat resp. 12, 13, 14, 15, 16, 17 en 18 en voor de Vlakte van de Raan 19, 20, 21, 22, 23, 24 en 25.

De Commissie is van oordeel dat deze hoofdstukken inhoudelijk goed in elkaar zitten en grotendeels volgens de laatste stand der kennis zijn geformuleerd. Kleine onvolkomenheden worden in een hierna volgend overzicht vermeld.

1.2 Significante negatieve effecten

Het heeft de commissie verrast dat er geen significante negatieve effecten konden worden aangewezen. Dat is volgens de commissie als volgt te verklaren.

1. De huidige boomkorvisserij met wekkerkettingen door vaartuigen met minder dan 300 pk is niet erg intensief. De effecten die er ongetwijfeld zullen zijn vallen weg in de ruis van allerlei andere effecten.

Effecten van de boomkorvisserij op de biotische kenmerken van de Noordzeekustzone blijken uitermate moeilijk aantoonbaar op basis van de beperkte gegevens, die bovendien vooral verzameld zijn in nauwelijks beviste gebieden (p. 42). Een experimentele benadering ontbreekt, hetgeen vergelijking van beviste met onbeviste gebieden natuurlijk erg moeilijk maakt. Daarnaast is de vraag wat in het al decennia lang beviste gebied verstaan moet worden onder onbevist.

Dat betekent natuurlijk niet dat dan maar de conclusie getrokken kan worden dat er geen invloed is. Op p. 41 wordt wat gemakkelijk geconstateerd dat er geen invloed is op de totale draagkracht van de 'Voordelta' (sic). De commissie is daar niet zo zeker van. Elders wordt gesteld dat de grote langlevende soorten wel degelijk achteruit gaan in beviste gebieden (Tabel 16.2). Nu kan de P/B ratio van dergelijke soorten wel eens beduidend lager zijn dan van kleine, kortlevende soorten. Dit zou bij gelijkblijvende biomassa kunnen leiden tot verhoogde productiviteit. De conclusie halverwege p. 41 dat de boomkorvisserij met minder dan 300 pk geen invloed heeft op de totale draagkracht lijkt dan ook voorbarig.

2. Er is een aantal effecten bekeken waarvan de commissie zonder nadere bestudering ('expert judgment') ook meent dat zij verwaarloosbaar zullen zijn. Men denke aan de effecten van onder en boven water geluid, de effecten van visuele verstoring en de emissie van toxische en milieuonvriendelijke stoffen.
3. Er zitten onvolkomenheden in het begrip 'significante negatieve effecten', bijvoorbeeld samenhangend met de grootte van het beschouwde gebied.
4. De effecten worden afgezet tegen de instandhoudingsdoelstellingen die kort geleden zijn geformuleerd en die 'besmet' zijn met een geschiedenis van vele jaren vissen met en zonder wekkerkettingen.
5. Door hun manier van vissen zullen de effecten van de pulskor en andere elektrische vistuigen kleiner zijn dan die van de kor met wekkerkettingen.

1.2.1 Kleine opmerkingen

Frequent worden gesproken van boomkorvissers als boomkorvissers met wekkerkettingen en minder dan 300 pk worden bedoeld. Voor de niet goed ingevoerde lezer is dat verwarrend; als er sprake is van eurokotters zou steeds moeten worden vermeld dat het motorvermogen minder dan 300 pk is.

Verspreid door de gehele rapportage is sprake van 'kwadranten' als rechthoekige gebieden op een kaart worden bedoeld. Die heten echter 'kwadraten', 'kwadranten' vindt men op een kompas (= kwartcirkels). Zie Van Dale.

Paragraaf 1.3

Geef affiliatie van leden commissie voluit. Vul Wolff aan tot **W.J.**Wolff (em. Rijksuniversiteit Groningen)

Paragraaf 2.2.2:

p. 13 r.5 Het feit dat 80% gedekt is, zegt niet dat de representativiteit gewaarborgd is. De ontbrekende 20% zou sterk afwijkend kunnen zijn (en misschien om die reden ook ontbreken?).

p. 13 Tabel 1. De som komt op 105%. Dit kan toch niet aan afrondingsfouten liggen?

Paragraaf 2.3:

p. 15 Tabel 2.2 Tekst gaat over alle kotters en sluit dus niet aan bij de tabel die over kotters < 300pk gaat.

Paragraaf 2.4:

p. 17 Geef aan hoe groot die gebieden/zones zijn.

Tabel 3-1:

Wat is 'licht brak'? Bijna zeewater of bijna zoet water?

Paragraaf 3.4.3:

p. 25 r. 25 Waarom staat pas bij dit punt dat de invloed van de boomkorvisserij onderzocht gaat worden. Wordt dat niet gedaan bij de eerder genoemde punten?

Paragraaf 3.5:

Het rapport neemt alleen optelling van effecten mee bij de behandeling van 'cumulatie van effecten'. Eigenlijk zou echter ook moeten worden ingegaan op verzwakking van effecten en op vermenigvuldiging van effecten. De commissie beveelt aan dit wel te noemen maar niet te behandelen omdat er nauwelijks relevante literatuur voorhanden is.

Paragraaf 4.3.2.

bulldozerkreeftje

Paragrafen 4.3.3 en 4.4.2

p. 38 Wat is nu precies het verschil tussen 4.3.3 en 4.4.2?

Paragraaf 4.8:

p. 46 Deze modelexercitie is slecht beschreven en voegt niets toe.

Paragraaf 5.1

Strikt genomen moeten de buitendijkse gebieden op Voorne en Goeree-Overflakkee 'gorzen' worden genoemd

Tabel 7.3 is onleesbaar

Tabel 7-9

Is er rekening gehouden met net efficiëntie?

Tabellen 8-1, 15-1 en 22-1

Hier worden 'pings' ten tonele gevoerd. Ergens moet worden uitgelegd wat dat zijn.

Tabel 8-2:

In de bevestigde gebieden is de bevestigingsfrequentie relatief laag: 45% van het gebied wordt met een frequentie van > 0.0 en <0.3 bevestigd en 27% van het gebied heeft een bevestigingsfrequentie van >0,3 per jaar (Tabel 8-2). Helemaal niet bevestigd worden 28%.

Paragraaf 9.3, laatste alinea:

Citaat 'Zeehonden foerageren o.a. op platvis. Een negatieve (indirecte) invloed van de boomkorvisserij op zeehonden wordt echter (???) verwacht, gezien de grote afstanden die zij zwemmen voor het vergaren van voedsel (o.a. Brasseur e.a., 2006). Bovendien blijkt uit het feit dat de waargenomen aantallen in de Voordelta nog steeds toenemen dat voedselbeperking in de Voordelta geen rol speelt. Ontbreekt bij (???) het woord 'niet'? Vergelijk paragraaf 16.3.4. Overigens kan deze argumentatie ook worden omgedraaid: grote afstanden zwemmen duidt op voedselgebrek.

Blz. 75: Moet onder 'Conclusie' van 'Samenstelling levensgemeenschap bodemfauna' niet staan : geen significant effect ?

Paragraaf 12.2.2:

Schortypen H1310 en H1330 moet zijn 'kweldertypen H1310 en H1330

Paragraaf 12.2.3:

Elft wordt niet in NZ-kustzone opgevoerd, wel in Voordelta?
Bruinvis wel in NZ-kustzone en niet in Voordelta?

Fig. 14-2:

Effect van tijdens storm sterkere getijstromen niet meegenomen?

Tabel 14-1:

Euspira pulchella is identiek aan *Lunatia alderi* in Voordelta

Tabel 14-4:

Kan bot niet verder worden uitgewerkt?

Paragraaf 14.4:

'Na een absoluut dieptepunt rond 1992 is een geleidelijk herstel van de populatie opgetreden . . ." Het dieptepunt van 1992 was niet absoluut; dat was het geval rond 1970.

Fig. 14-7:

Klopt het bijschrift wel? Pups in februari? Bron Imares of RWS Waterdienst?

Fig. 14-8:

Bron?

Paragraaf 16.1.1: Tijdens storm ook grotere invloed stroom?

Paragraaf 16.1.1, blz 40:

"**Abiotische kenmerken – doorzicht** In de Noordzeekustzone wordt het doorzicht bepaald door een combinatie van de concentraties van zwevend stof (slib) en algen. De slibconcentratie in de Nederlandse kustzone is de resultante van het noordwaarts gerichte zogenaamde resttransport door het Kanaal, en de slibaanvoer vanuit de Kanaalzone en vanaf de Vlaamse kust (Vlaamse Banken). In de zuidelijke kustzone is de gemiddelde slibconcentratie relatief hoog ten opzichte van de concentraties in de nabijgelegen open

zee. In de noordelijke kustzone, dus ook in de Noordzeekustzone, zijn de slibconcentraties zeer laag (max. 0,2%), terwijl het deel van de Noordzee ten noorden van Nederland juist gekenmerkt wordt door hogere slibconcentraties (10-60%)."

Worden hier de slibconcentraties in de bodem en die in het water niet door elkaar gehaald?

Paragraaf 16.1.2 (blz. 41) - Conclusie

Blz 41: 2 x Voordelta ipv NZ-kustzone

Paragraaf 19.2.3:

Eift?

Paragraaf 20.3:

Ook relaties met Belgische kustwateren?

Paragraaf 23.2:

"Zeehonden foerageren o.a. op platvis. Een negatieve (indirecte) invloed van de boomkorvisserij op zeehonden wordt echter verwacht, gezien de grote afstanden die zij zwemmen voor het vergaren van voedsel (o.a. Brasseur e.a., 2006). Bovendien blijkt uit het feit dat de waargenomen aantallen in het Deltagebied nog steeds toenemen dat voedselbeperking geen rol speelt."

Vergelijking met eerdere conclusies.

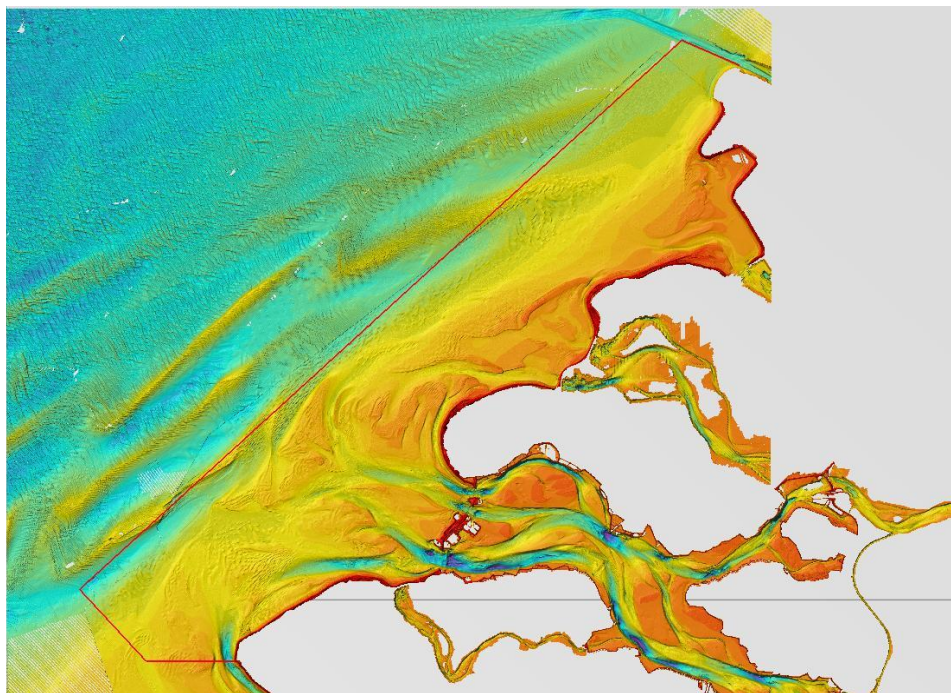
2 Achtergronden bij berekeningen bodemschuifspanningen

2.1 Bodemschuifspanningen in de Voordelta (= bijlage 2 uit Heinis 2010)

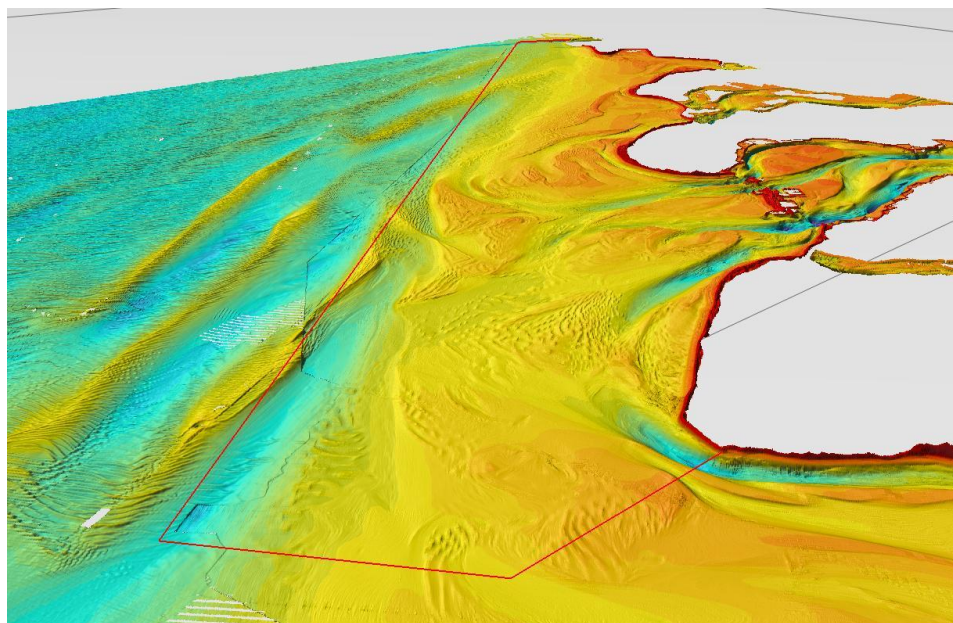
Inleiding

Deze bijlage Deze bijlage bevat de beschrijving van een aantal aspecten die gebruikt zijn ter ondersteuning van de Passende Beoordeling Boomkorvisserij in de Voordelta.

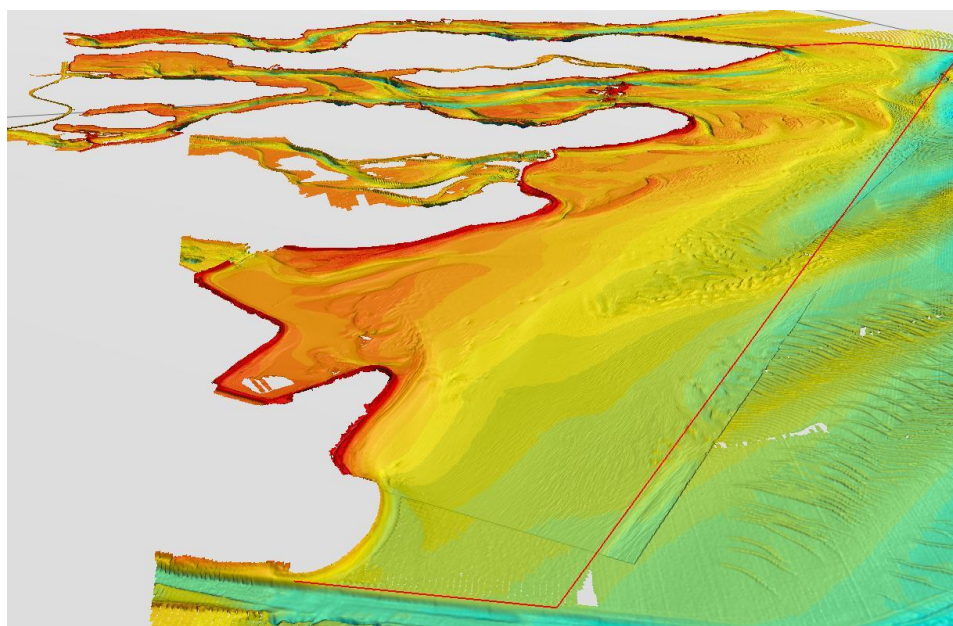
Bodemtopografie Ter illustratie van het projectgebied is de bodemtopografie weergegeven in Figuren 1.1, 1.2 en 1.3. De data zijn verkregen van RWS en de Hydrografische Dienst en bestaan uit de meest recent beschikbare dieptegegevens. De getoonde bodemtopografie is gebruikt voor de numerieke modelberekeningen van de bodemschuifspanningen door stroom en golven /1/.



Figuur 1.1 Bodemtopografie van Voordelta, zeegebied en aangrenzende Zeeuwse wateren, bovenaanzicht. De rode lijn markeert de grens van het Natura 2000-gebied Voordelta.



Figuur 1.2 Bodemtopografie van Voordelta, zeegebied en aangrenzende Zeeuwse wateren; van zuid-west naar noord-oost. De rode lijn markeert de grens van het Natura 2000-gebied Voordelta.



Figuur 1.3 Bodemtopografie van Voordelta, zeegebied en aangrenzende Zeeuwse wateren; van noord-oost naar zuid-west. De rode lijn markeert de grens van het Natura 2000-gebied Voordelta.

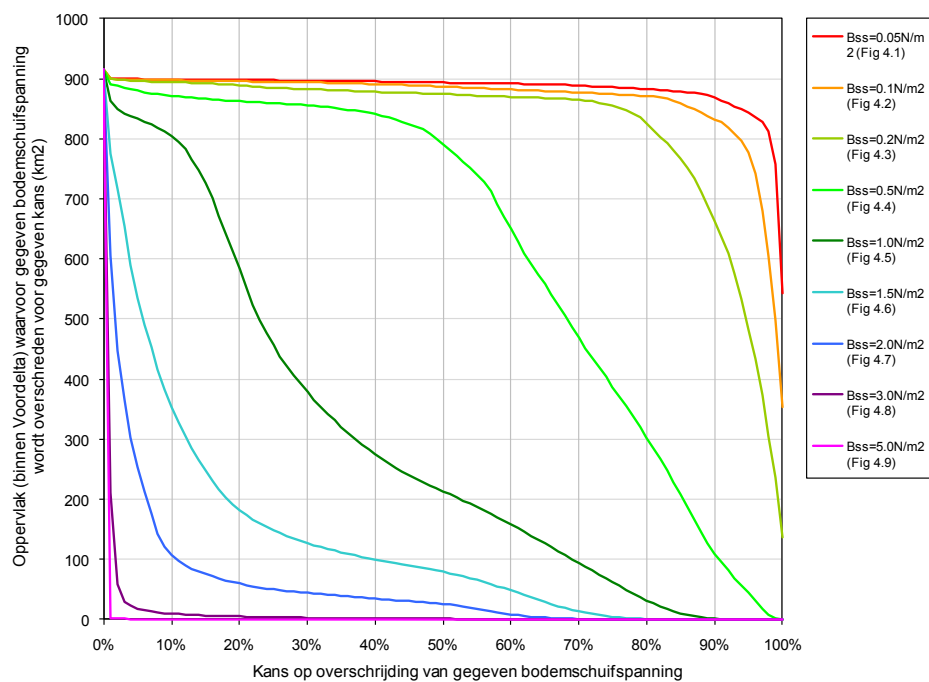
Bodemschuifspanningen door stroom en golven

Model- berekningen

Door Svasek Hydraulics zijn berekeningen gemaakt van de bodemschuifspanningen veroorzaakt door stroom en golven onder verschillende condities. Deze berekeningen zijn gemaakt met numerieke modellen en de resultaten zijn gepresenteerd in bodemschuifspanningoverschrijdingskanskaarten /1/.

Oppervlakte als functie van overschrijdings- kans

De resultaten van de berekeningen zijn geanalyseerd en worden in Figuur 2.1 gepresenteerd in de vorm van een grafiek waarin het oppervlak (binnen de Voordelta) wordt gegeven als functie van de kans waarvoor een bepaalde bodemschuifspanning wordt overschreden. Tabel 2.1 geeft hetzelfde weer in tabelvorm. De getoonde resultaten tonen de gecombineerde overschrijdingskansen van bodemschuifspanning door een samengesteld representatief 'jaar-klimaat' van stroming en golven.



Figuur 2.1

Oppervlak (binnen de Voordelta) waarvoor gegeven bodemschuifspanning wordt overschreden voor een gegeven kans. De Figuur nummers in de legenda verwijzen naar Figuren in /1/. Het oppervlak van de Voordelta is $\sim 915 \text{ km}^2$.

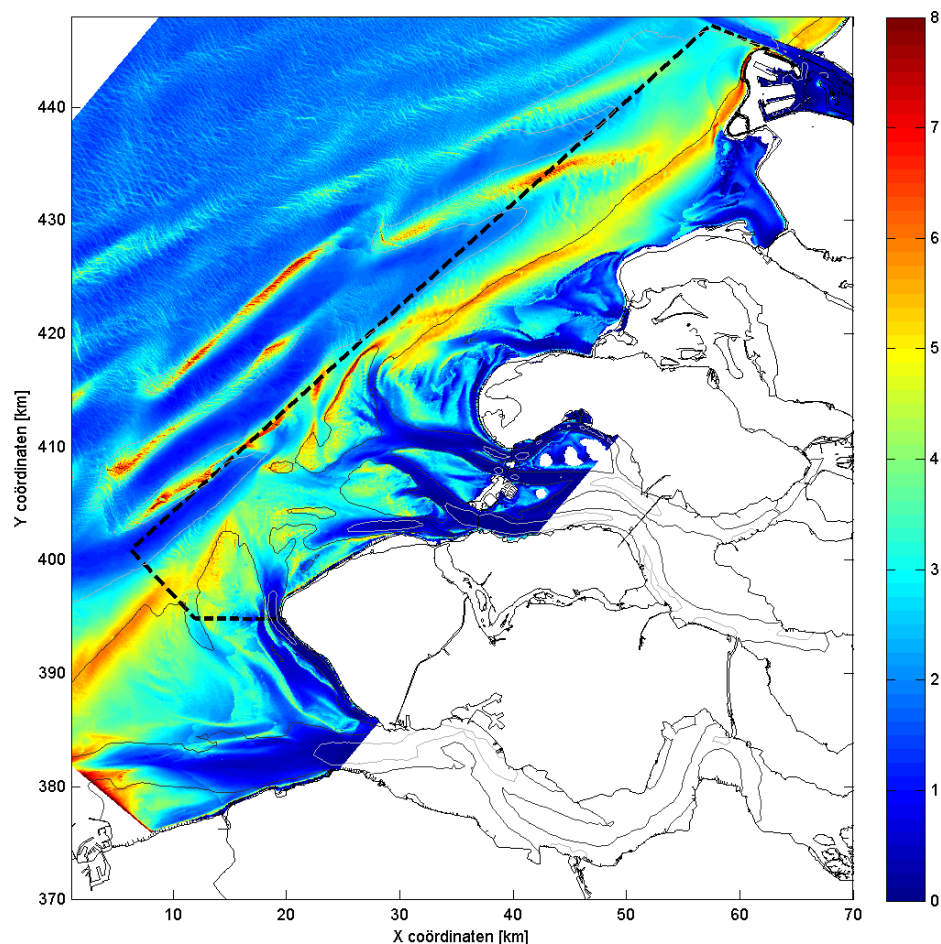
Tabel 2.1

Oppervlak (binnen de Voordelta) waarvoor gegeven bodemschuifspanning wordt overschreden voor een gegeven kans.

Kans:	Oppervlak (km ²)								
	≥ 0.05 Pa	≥ 0.1 Pa	≥ 0.2 Pa	≥ 0.5 Pa	≥ 1.0 Pa	≥ 1.5 Pa	≥ 2.0 Pa	≥ 3.0 Pa	≥ 5.0 Pa
10%	899	898	894	872	804	354	108	10	0
20%	898	896	890	862	583	182	60	5	0
30%	897	894	883	856	379	127	44	3	0
40%	896	891	878	841	275	100	35	2	0
50%	894	887	875	790	213	79	26	1	0
60%	892	882	870	650	157	48	8	0	0
70%	888	877	865	469	94	13	1	0	0
80%	883	871	827	303	32	1	0	0	0
90%	868	832	664	110	1	0	0	0	0
100%	543	354	137	0	0	0	0	0	0

Effect van 1 storm

Figuur 2.2 toont de maximale bodemschuifspanning die optreedt tijdens een storm die leidt tot golfhogten die 1 keer per jaar voorkomen. In dit geval komt de wind uit het noorden en is de waterstand 'gewoon' NAP (Figuur 3.6 uit /1/).

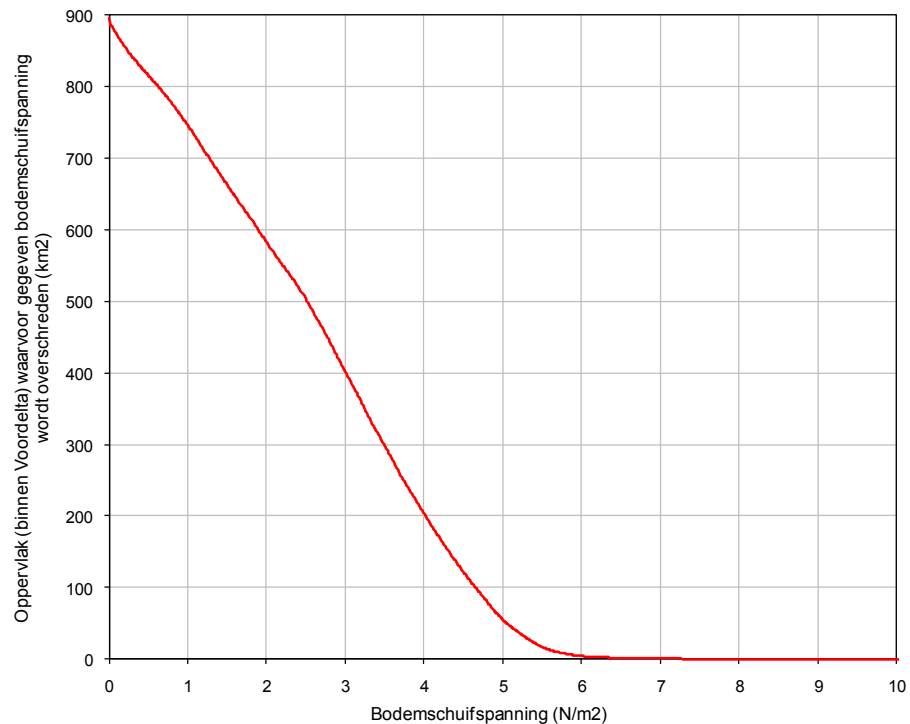


Figuur 2.2

Maximale bodemschuifspanning (N/m²) tijdens 1 keer per jaar storm bij NAP.

Oppervlakten

De volgende Figuur 2.3 geeft het oppervlak (binnen de Voordelta) waar de bodemschuifspanning groter of gelijk is dan de gegeven waarden. Tabel 2.2 geeft de resultaten voor relevante waarden vanuit het perspectief van bodemdieren.



Figuur 2.3

Oppervlak (binnen Voordelta) waarvoor gegeven bodemschuifspanning wordt overschreden (km²); op basis van Figuur 2.2.

Tabel 2.2

Oppervlak (binnen Voordelta) waarvoor gegeven bodemschuifspanning wordt overschreden (km²); op basis van Figuur 2.3.

BSS (N/m ²)	Oppervlak waar BSS> (km ²)
0.5	816.1
1	746.2
1.5	663.1
2	582.9

Bodemschuifspanningen door een boomkor

Doel

Om een globale vergelijking te kunnen maken tussen 'natuurlijk' (door stroom en golven) en 'kunstmatig' (door boomkorren) veroorzaakte bodemschuifspanningen is een schatting gemaakt van de bodemschuifspanningen die een boomkor op de zeebodem uitoefent.

Globale schatting

De schatting van de door een boomkor uitgeoefende bodemschuifspanningen heeft een globaal karakter omdat (1) de variatie in boomkorren groot is, en (2) het feitelijke proces van bodemberoering door een boomkor ingewikkeld is en ten behoeve van deze studie wordt vereenvoudigd.

Een boomkor Een schip vist normaal gesproken met aan iedere kant een boomkor. Een boomkor bestaat uit twee sloffen aan een stalen buis (de 'boom') met daartussen één of meer wekkerkettingen die over de bodem slepen en de bodemschuifspanningen veroorzaken. De breedte van één boomkor is orde 4,5 m en in totaal wordt er dus een pad van 9 m over de bodem beroerd.

Sloffen De sloffen slepen over de bodem en verzetten daarbij bodemmateriaal en dringen daarbij enige centimeters in de zeebodem in. De breedte van een slof is orde 25 tot 50 cm. Dat betekent dat van de totale breedte van 9 m er orde 1 tot 2 m door de sloffen wordt beroerd, dus orde 15%. De bodemschuifspanningen die door de sloffen worden veroorzaakt liggen logischerwijs vele malen hoger dan door natuurlijke oorzaak. Een globale schatting komt uit op orde 3-6 kN/m², een factor 1000 groter dan tijdens storm voorkomende bodemschuifspanningen.

Wekkerkettingen Tussen de sloffen hangen één of meer wekkerkettingen die over de bodem 'rammelen' en daardoor de platvis 'wekken'. Omdat de strook die door de wekkerkettingen wordt beroerd aanzienlijk groter is dan door de sloffen (orde 7-8 m per visser), de ketting lichter is en de wrijving minder is in vergelijking met de sloffen, wordt een schatting gemaakt van de bodemschuifspanning veroorzaakt door een wekkerketting als basis voor de vergelijking met de bodemschuifspanningen veroorzaakt door stroom en golven.

Afmetingen ketting Ten behoeve van een globale schatting van de bodemschuifspanning worden de volgende afmetingen van een wekkerketting gebruikt ¹:

- diameter: 16 mm;
- schalmbreedte: 54 mm;
- bovenwatergewicht: 5,8 kg/m;
- onderwatergewicht: 5,0 kg/m.

In werkelijkheid zullen er veel verschillende typen en afmetingen voorkomen maar dit lijkt een redelijke schatting.

Drukspanning op bodem De drukspanning van de ketting op de bodem hangt af van de manier waarop de ketting op de bodem ligt. De mate van indrukking is van invloed op de horizontale weerstand en dus de bodemschuifspanning. Een ketting heeft een aparte vorm die er toe leidt dat, in tegenstelling tot bijvoorbeeld een ronde pijp, de afdruk op de bodem ongelijkmatig zal zijn: sommige schalmen (de verticale) zakken er verder in dan andere (de horizontale) en de breedte van de schalm is daardoor een te optimistische schatting voor de 'afdruk' (hoe breder hoe groter het oppervlak waarover het gewicht verdeeld wordt en dus hoe kleiner de druk/schuifspanning). De diameter van de schalmen is duidelijk te conservatief (het hele gewicht verdeeld over een strookje van 16 mm geeft een te grote spanning). Daarom nemen we vooralsnog de halve schalmbreedte als breedte van de 'afdruk' van de ketting op de bodem (0.5*54 mm). Op basis van deze aanname volgt bij een onderwatergewicht van 5 kg/m een drukspanning van 1,9 kN/m² (of: 1,9 kPa).

¹ Afmetingen komen overeen met normaal verkrijgbare handelskettingen (www.mennens.nl)

Schuifspanning over de bodem De schuifspanning volgt uit de drukspanning gedeeld door de bodemwrijving. De aanname voor de wrijving van de ketting over de bodem is gebaseerd op de vergelijking met pijpen en andere objecten. Gebruikelijke wrijvingsfactoren voor een pijpleiding/kabel over een zandbodem bedragen 0,3 – 0,7 (dimensieloos getal). Een ketting zal meer over de bodem 'rammelen' en 'hobbelen' dan schuiven zoals een pijp of kabel maar een ketting zal ook meer de neiging hebben te 'schrappen' met de schalmen. Daarom wordt vooralsnog een wrijvingscoëfficiënt van 1 aangenomen. Op basis van deze aanname volgt een drukspanning van (ook) $1,9 \text{ kN/m}^2$ (of $1,9 \text{ kN/m}^2$ of $1,9 \text{ kPa}$).

Bandbreedte Bovenstaande berekening is een eerste schatting. Na variatie van kettingafmetingen, 'kettingafdrukbreedte' en de wrijvingsfactor voor ketting-zeebodem volgt dat een realistische schatting voor de bandbreedte van de bodemschuifspanning veroorzaakt door boomkorren in de Voordelta $0,5 - 2,0 \text{ kN/m}^2$ bedraagt (of $500 - 2000 \text{ N/m}^2$).

Bodemschuifspanningen in de brandingzone

Branding Het zal duidelijk zijn dat de bodemschuifspanning in de brandingzone vele malen groter is dan op dieper water. Een realistische schatting is dat de bodemschuifspanning in de brandingzone een orde 10 groter is dan zonder branding. Tijdens extreme stormen kan dit nog hoger zijn. In werkelijkheid is de bodemschuifspanning in de brandingzone afhankelijk van veel verschillende aspecten, zoals helling van het strand, golfrichting, -hoogte en -periode, en windgedreven stroming. In het kader van deze studie is een meer nauwkeurige schatting niet nodig.

Oppervlakte strand Om een indruk te geven van het gebied in de Voordelta waar door natuurlijke oorzaak, de branding, naar verhouding hoge bodemschuifspanningen voorkomen, is een globale schatting gemaakt van het oppervlak van de stranden langs de kust van de Voordelta. Deze schatting is gemaakt op basis van het meten van strandlengtes en -breedtes in Google Earth. Er is niet nauwkeuriger gekeken naar strandhellingen en dergelijke. Voor het doel van deze studie is deze schatting voldoende.

Resultaat Op basis van de schatting van de strandafmetingen blijkt dat in de Voordelta langs de kust in een totaal gebied van orde $5 - 7 \text{ km}^2$ (ongeveer $0,5 - 0,8\%$ van oppervlak van de Voordelta) tijdens stormen als gevolg van branding relatief hoge bodemschuifspanningen kunnen voorkomen. Deze bodemschuifspanningen zijn nog steeds een orde kleiner dan de bodemschuifspanningen die het gevolg zijn van vstuig dat over de bodem sleept, maar het geeft toch een relevante indicatie van extreme natuurlijke bodemschuifspanningen in de Voordelta.

Referenties

/1/

Svasek Hydraulics, 2009.

Bodemschuifspanning door stroming en golven in de Voordelta.
BVL/1591/09417/B, 23 december 2009.

2.2 Bodemschuifspanning vistuigen

Project	Passende Beoordeling Boomkorvisserij	No	Q184
Onderwerp	Vergelijking verschillende typen vistuigen op basis van bodemschuifspanning	Ref	N1
Datum	17 augustus 2011		
Aan	Floor Heinis, Heinis Waterbeheer en Ecologie		
Van	Romke Bijker, ACRB		
Status	Revisie A, Definitief.		

Achtergrond

In het kader van de Passende Beoordelingen Boomkorvisserij voor de Natura 2000-gebieden Noordzeekustzone, Voordelta en Vlake van de Raan, is de vraag gesteld wat de verschillen zijn in mate van bodemberoering tussen verschillende typen van bodemberoerende vistuigen in termen van bodemschuifspanning (Bss), dus de feitelijke krachten die door de tuigen op de zeebodem worden uitgeoefend. Al vele jaren wordt er geprobeerd de effecten van de bodemberoerende visserij op bodemleven en energieverbruik te verbeteren. Dat heeft inmiddels geleid tot een aantal verbeteringen zoals de SumWing en de pulskor. De eerste vervangt de conventionele boomkor met sloffen en de tweede vervangt de wekkerkettingen. Combinaties van de verschillende componenten komen ook voor. Het doel van deze notitie is het geven van een onderbouwde schatting van de bodemschuifspanning die het gevolg is van verschillende typen bodem-vistuigen.

Aanpak

De aanpak die in deze notitie wordt gevolgd is de volgende:

- De afmetingen en gewichten van de verschillende boomkortuigen worden geschat;
- De interactie van de tuigonderdelen (sloffen en wekkers) met de zeebodem wordt beschreven en zo goed mogelijk gekwantificeerd in termen van bodemschuifspanning per onderdeel;
- Om de vistuigen als geheel te kunnen vergelijken, worden de oppervlakten die de verschillende onderdelen van het tuig, die de bodem beroeren, vermenigvuldigd met de betreffende bodemschuifspanning en een vissnelheid, hetgeen leidt tot het 'vermogen' dat door het tuig door op de bodem wordt overgebracht.

Verschillende tuigen

De volgende typen vistuigen worden bij de vergelijking betrokken:

Type tuig	Boom en sloffen	Wekkers
Boomkor	Buis met twee sloffen	Kettingen
Sumwing	Vleugelprofiel met één neusslof	
Puls-Boomkor	Buis met twee sloffen	Pulskabelslangen
Puls-Sumwing	Vleugelprofiel met één neusslof	

Globale schatting

De schatting van de door een boomkor uitgeoefende bodemschuifspanningen heeft een globaal karakter omdat (1) de variatie in boomkorren groot is, en (2) het feitelijke proces van bodemberoering door een boomkor ingewikkeld is en ten behoeve van deze studie wordt vereenvoudigd. De afmetingen en gewichten van de verschillende tuigonderdelen zijn geschat en de waarden die in deze studie zijn gebruikt zijn opgenomen in Tabel 1.1.

Tabel 1.1

Overzicht van de afmetingen en gewichten die zijn gekozen voor de schatting van de bodemschuifspanning en de bijbehorende bodemberoering.

Onderdeel	Afmetingen	Oppervlak	Onderwatergewicht
Conventionele Boomkor	Breedte: 4,5 m per kor		1600 kg
Sloffen aan uiteinde boom	Per slof: 0,5 m * 0,8 m	Per slof: 0,4 m ² Per kor: 0,8 m ²	
Sumwing	4,5 m per kor		233 kg
Neusslof in het midden van de vleugel	0,24 m * 0,3 m	0,07 m ²	
Wekkerkettingen	Schalmdiameter: 16 mm Schalmbreedte: 54 mm	Aantal kettingen achter elkaar → ~7 m ² /kor	Per ketting: 5 kg/m
Pulskabelslangen	Slangdiameter: 2 cm Slanglengte: 2 m	Om de 20 cm een slang van ø 2 cm: → 2/20*2 = 0,2 m ² /m breedte van de kor	Per slang: 0,17 kg/m

Toelichting op afmetingen

- Voor de vergelijking wordt uitgegaan van relatief kleine korren met een breedte van 4,5 m; deze worden veel in de kustwateren gebruikt;
- Voor het schatten van het oppervlak dat door de wekkerkettingen wordt beroerd is aangenomen dat:
 - o De maximale afstand van de kortste ketting tot de kor ~0,3 m bedraagt;
 - o De maximale afstand van de langste ketting tot de kor ~1,5 m bedraagt;
 - o De bevestigingspunten van de kettingen aan de kor zitten ~4 m uit elkaar;
- Voor het schatten van het oppervlak dat door de pulskabelslangen wordt beroerd is aangenomen dat:
 - o De pulskabelslangen zitten om de 20 cm aan de kor, dus 5 per meter, dus 21 per kor van 4 m;
 - o De indringing van de pulskabelsling van 2 cm diameter leidt tot een indringing van orde 15% van de diameter en dat levert een 'afdruk' van 70% van de diameter (~14 mm); in werkelijkheid zal de pulskabelsling wel iets meer inslijten (naar verwachting tot halve diameter, maar voor het berekenen van de Bss wordt uitgegaan van bovenstaande schatting;

- Gebruikte wrijvingsfactoren:
 - o Voor de sloffen over de zeebodem: 0,3
 - o Voor de kettingen over de zeebodem: 1
 - o Voor de pulskabelslangen over de zeebodem: 0,3

Bodemschuifspanningen

De bodemschuifspanning (Bss) volgt nu uit het onderwatergewicht gedeeld door het oppervlak waarover dat gewicht op de zeebodem drukt, vermenigvuldigd met de wrijvingsfactor voor dat specifieke onderdeel. Op basis van de waarden gegeven in Tabel 1.1 zijn de bodemschuifspanningen per relevant onderdeel berekend en zijn samen met de bijbehorende oppervlakten waarover die Bss aangrijpt, opgenomen in Tabel 1.2.

Tabel 1.2

Bodemschuifspanning en bijbehorend beroerd oppervlak per tuigonderdeel.

Onderdeel	Bodemschuifspanning ²	Beroerd zeebodemoppervlak per kor
Sloffen van de Boomkor	6 kN/m ²	0,8 m ²
Neus van de Sumwing	6 kN/m ²	0,07 m ²
Kettingen	1,9 kN/m ²	7 m ²
Pulskabelslangen	0,04 kN/m ²	0,8 m ²

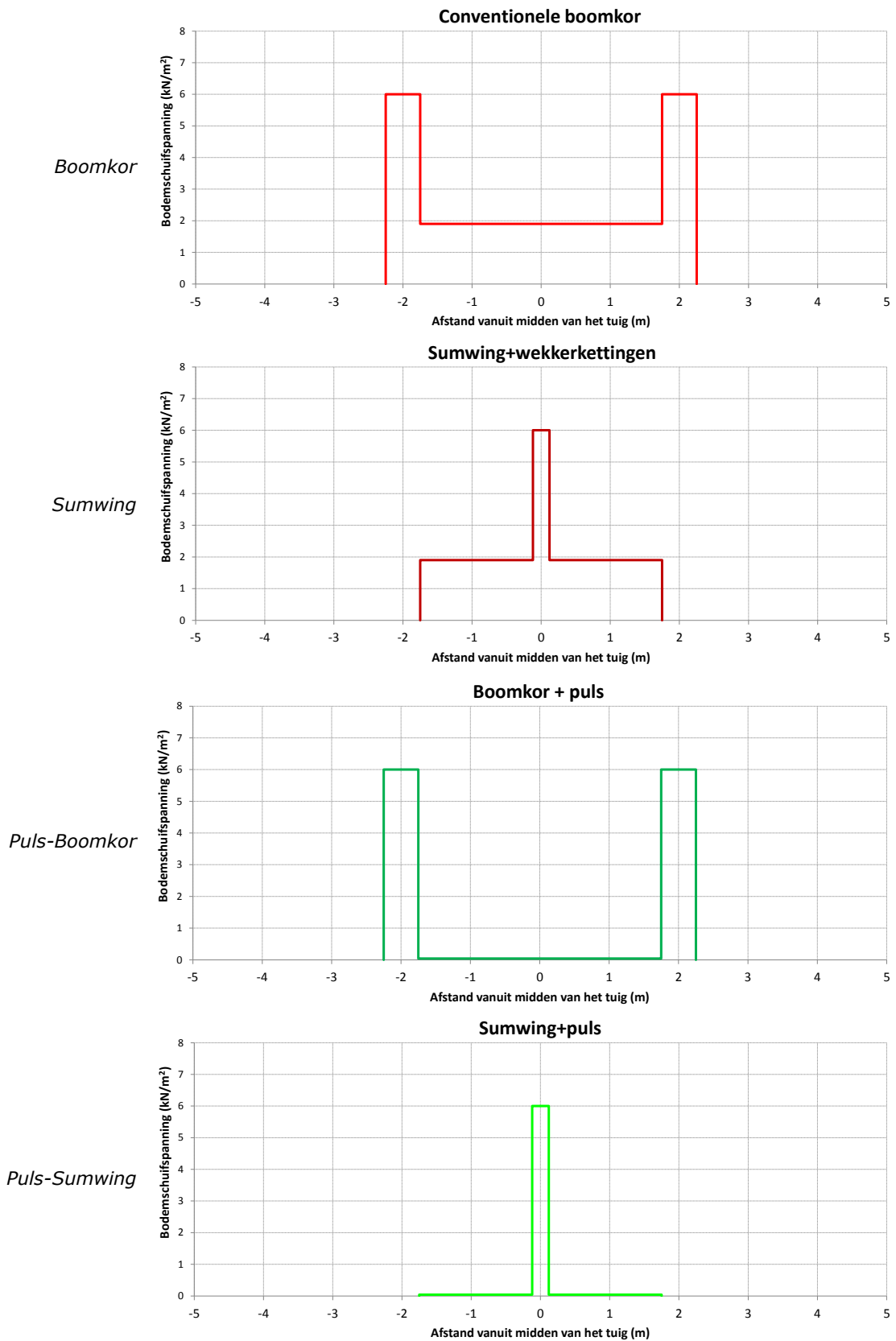
BSS van Sumwing

Het bepalen van de bodemschuifspanning van de Sumwing is lastig omdat het hele principe van de Sumwing erop is gebaseerd zo min mogelijk druk en dus bodemschuifspanning te veroorzaken. Dat wordt bereikt door de afstelling van de vleugel en de neus zodanig te maken dat het tuig meer zweeft dan schuift. Om de netten echter zo dicht mogelijk bij de bodem te houden mag de vleugel ook niet te hoog zweven. Daarom zal bij (min of meer) optimaal gebruik de slof onder de neus van de Sumwing net over de bodem schuiven. De daarbij optredende druk heeft geen directe relatie met het gewicht van de vleugel zelf. In de praktijk zal de neus de bodem waarschijnlijk meestal raken maar niet altijd. Bij een ongelijkmatige bodem, waarbij de vleugel de bodem ook zal proberen te volgen, zal de neus af en toe de bodem onder een ongunstige hoek raken en meer indringing veroorzaken. Bij gebrek aan metingen en op basis van de veronderstelling dat de gemiddelde indringing van de Sumwing neusslof niet meer zal zijn dan de 'normale' indringing van een conventionele boomkorslof, nemen we voor de bodemschuifspanning door de Sumwingneusslof hetzelfde aan als berekend voor de conventionele boomkorslof. Dit is een redelijke aanname omdat het niet aannemelijk is dat de Sumwing neusslof een duidelijk diepere 'voor' zou trekken; bij een indringing van deze neus in de orde van 5 – 10 centimeter zou eerder instabiliteit van de Sumwing optreden en dat is daardoor goed waarneembaar.

'Bodemsporen'

In de volgende Figuur 1.1 staat de bodemschuifspanning op de verticale y-as en de breedte van de verschillende tuigonderdelen op de horizontale x-as (midden van het tuig: x=0);

² De bodemschuifspanning wordt uitgedrukt in N/m² (of Pascal) of kN/m² (kPa).



Figuur 1.1 De bodemschuifspanning als functie van breedte langs het tuig voor de verschillende vistuigen (dus dwars op de vaarrichting).

Overdracht op bodem

Zoals uit Figuur 1.1 blijkt varieert de bodemschuifspanning sterk per onderdeel en per combinatie. Om de tuigen als geheel te kunnen vergelijken drukken we de interactie van het tuig met de bodem uit in het vermogen dat via de verschillende tuigonderdelen op de bodem wordt overgedragen.

*Als een onderdeel met een bodemschuifspanning $S \text{ N/m}^2$ een oppervlak $A \text{ m}^2$ beroert en met een snelheid $V \text{ m/s}$ over de bodem beweegt, wordt een vermogen van $S*A*V \text{ Watt}$ op de bodem overgedragen ³.*

Voor de waarden gegeven in Tabel 1.1 en Tabel 1.2 zijn de resultaten gegeven in Tabel 1.3.

Tabel 1.3

Geschat aan de bodem afgegeven vermogen voor de verschillende typen tuig.

Type	Aan de zeebodem afgegeven vermogen		
	Sloffen (% van tot)	Wekkers (% van tot)	Totaal (Reductie)
Boomkor	9,6 kW (27%)	26,1 kW (73%)	35,7 kW (-)
Sumwing	0,86 kW (3%)	26,1 kW (97%)	27,0 kW (24%)
Puls-Boomkor	9,6 kW (99%)	0,06 kW (1%)	9,7 kW (73%)
Puls-Sumwing	0,86 kW (94%)	0,06 kW (6%)	0,9 kW (97%)

Observaties

De resultaten tonen duidelijk aan dat, niet geheel verrassend, de effecten van de wekkerkettingen het grootst zijn. Het vervangen van de wekkerkettingen door de pulskabelslangen leidt tot een reductie van driekwart van het afgedragen vermogen op de zeebodem. Bij blijvend gebruik van de wekkerkettingen, levert de SumWing een significante reductie op van ongeveer een kwart. De bodemberoering is tot slechts een paar procent gereduceerd bij gecombineerd gebruik van de SumWing en de pulskabelslangen.

Bandbreedte

De absolute waarde van de in tabel 1.3 gegeven vermogens kunnen aanzienlijk verschillen (bijvoorbeeld 2 keer groter of twee keer kleiner) als gevolg van verschillende afmetingen en combinaties van afmetingen van vistuigen, maar de orde van grootte van de verschillen zullen niet veranderen.

Vergelijking met golven en stroom

In een eerdere notitie ten behoeve van de Passende Beoordeling Boomkorvisserij in de Voordelta, is een schatting gemaakt van de bodemschuifspanning die het gevolg is van golven en stroom /1/ en /4/. Zoals is gebleken uit de berekeningen van de bodemschuifspanningen door stroom en golven, wordt de bodemschuifspanning van 2 N/m^2 voor 50% van de tijd overschreden op een oppervlak van 26 km^2 van de Voordelta (ongeveer 3% van oppervlak van de Voordelta). In de brandingzone is de bodemschuifspanning aanzienlijk groter dan op dieper water. Een realistische schatting is dat de bodemschuifspanning in de brandingzone een orde 10 groter is dan zonder branding: dus orde 20 N/m^2 . Tijdens extreme stormen kan dit nog hoger worden. Hoewel de waarde van de vergelijking beperkt is, blijkt hieruit dat de bodemschuifspanning veroorzaakt door de pulskor in dezelfde orde ligt als 'tijdens een flinke wind'.

³ $\rightarrow \text{N/m}^2 * \text{m}^2 * \text{m/s} = \text{Nm/s} = \text{Joule/s} = \text{Watt}$.

Conclusies

Uit de vergelijking van de bodemschuifspanning en de bijbehorende beroering van verschillende bodemberoerende vistuigen worden de volgende conclusies getrokken voor het vermogen dat via de de tuigen aan de bodem wordt afgedragen:

- De Sumwing (met de kleine en enkele neusslof) geeft een reductie van orde een kwart ten opzichte van de conventionele boomkor bij gebruik van wekkerkettingen;
- Het gebruik van de pulskabelslangen in plaats van wekkerkettingen geeft de grootste reductie van orde driekwart met een conventionele kor en orde 97% met een Sumwing;

Referenties

- /1/ ACRB, 2010, **Aspecten met betrekking tot bodemschuifspanning in de Voordelta**, Q156N1-BijlagePB BKV VD, rev. 1, 10 januari 2010.
- /2/ HKF Engineering, 2009, **SumWing, besparend vissen**, www.sumwing.nl.
- /3/ Imares (Marlen, B.van, et al), 2009, **Vergelijking van vangsten en brandstofverbruik van kotters vissend met conventionele en SumWing-boomkorren**, Rapport C023/09, 17 November 2009.
- /4/ Svasek Hydraulics, 2009, **Bodemschuifspanningen door stroming en golven in de Voordelta**. BVL/1591/09417/B, 23 december 2009.

3 Onderwatergeluid

3.1 Onderwatergeluid en de relatie met mariene organismen

De effecten van onderwatergeluid kunnen naar gelang het geluidsdrukkniveau en de frequentie in verschillende invloedszones worden ingedeeld (naar Richardson et al. 1995, Kastelein et al. 2008). De indeling van de zones is voor alle dieren hetzelfde, maar de ligging van de grenzen verschilt van soort tot soort, en van situatie tot situatie:

- *Hoorbaarheidszone* – Dit omvat alle geluiden die hoorbaar zijn voor organismen. Hierbij spelen de gevoeligheid van het gehoorapparaat en achtergrondgeluiden een rol. Tot de hoorbaarheidszone behoren ook geluiden die de dieren wel kunnen horen, maar waar ze verder niet op reageren.
- *Reactiezone* – Tot deze zone behoren de geluiden waarop dieren een reactie vertonen in gedrag of fysiologie. Deze zone is variabel, omdat de akoestische eigenschappen van het milieu ter plaatse en het al dan niet aanwezig zijn van achtergrondgeluid een grote rol spelen. Reacties kunnen heel gering zijn en bestaan uit een kleine afwijking van het natuurlijke gedrag ('distraction', of 'attraction'). De sterkste reactie is het mijden van de bron door weg te zwemmen.
- *Maskeringszone* – Dit is het gebied waar geluiden interfereren met de geluiden die dieren produceren of die hun prooi produceert. Als het niet-natuurlijke geluid een vergelijkbaar frequentiebereik en een vergelijkbare geluidssterkte heeft als de door de dieren of hun prooien geproduceerde (echolocatie)geluiden, is er sprake van maskering. Dit hindert met name dieren die hun prooi opsporen met echolocatie. In de Natura 2000 gebieden in de Nederlandse kustzone komen dergelijke dieren niet voor.
- *Zone van gehoorschade* – Dit zijn de geluiden waarvan de sterkte zo groot is dat er een tijdelijke verhoging van de gehoordrempel optreedt ('temporary threshold shift' - TTS) of waarbij het gehoor of de gehoororganen permanent worden beschadigd ('permanent threshold shift' - PTS);
- *Zones van andere fysieke of fysiologische schade en dood* – Dit zijn geluiden die zo sterk zijn dat onherstelbare schade aan andere, niet tot het gehoor behorende, organen optreedt en/of functies worden verstoord of die tot de dood kunnen leiden.

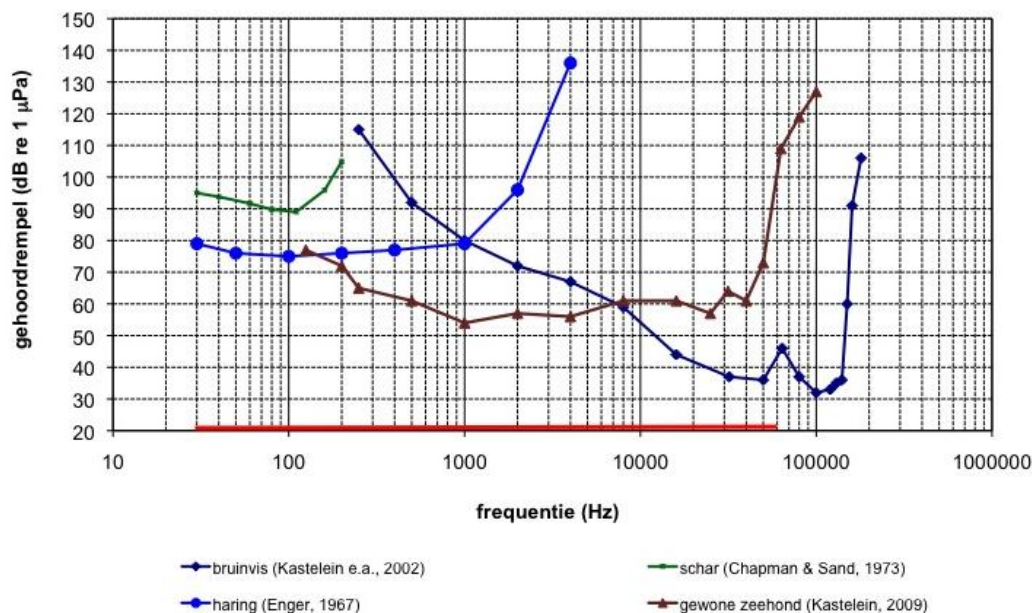
Vissen zijn gevoelig voor onderwatergeluid, maar hebben geen extern gehoororgaan, zoals alle zoogdieren, dus ook de in zee levende zoogdieren, dat wel hebben. Geluid – in de vorm van drukverschillen onder water – kan door vissen op verschillende manieren worden waargenomen (Tomson e.a. 2006):

- Het zijlijnsysteem, waarmee dichtbij de geluidsbron laag frequente geluiden (als langzame waterstromen langs het lichaam) worden gedetecteerd. In relatie tot de effecten van scheepsgeluid is deze vorm van 'horen' echter niet belangrijk; het akoestische veld kan namelijk alleen maar zeer dicht bij de geluidsbron worden waargenomen.
- Het binnenoor (met de zogenaamde gehoorsteentjes), dat in essentie op beweging reageert. Een vis neemt geluiden waar via het lichaam, dat beweegt door kleine veranderingen in de geluidsdruk en/of via drukveranderingen in de zwemblaas die al dan niet via speciale structuren worden doorgegeven aan het gehoororgaan.

Net als bij andere horende organismen is de gevoeligheid van het gehoor van in het water levende dieren niet over het gehele audiofrequentiebereik gelijk. In zijn algemeenheid zijn vissen minder gevoelig voor geluid dan zeehonden. Voor de gewone zeehond ligt de grootste gevoeligheid in het gebied met de hogere frequenties: zij horen het best bij frequenties tussen ca. 1.000 en 30.000 Hz. Voor bruinvissen ligt dat tussen ca. 10.000 en 150.000 Hz en zijn binnen dat gebied gevoeliger dan zeehonden.

Het grootste deel van de vissoorten ('gehoorgeneralisten') kan geluid waarnemen van minder dan 50 Hz tot 500–1500 Hz. Een kleiner deel van de vissoorten kan geluid van meer dan 3000 Hz waarnemen

('gehoorspecialisten'). De meeste bodemvissen, waaronder platvissen als bot, schar, schol en tong hebben geen zwemblaas en zijn daarom relatief ongevoelig voor geluid (Wahlberg & Westerberg 2005). Alle soorten zonder zwemblaas worden tot de gehoorgeneralisten gerekend. Hoger in de waterkolom levende vissen, hebben meestal een zwemblaas. Binnen deze groep komen soorten voor die relatief gevoelig voor geluid zijn, de gehoorspecialisten, en soorten die dat minder zijn (gehoorgeneralisten met een zwemblaas). Haring en fint zijn representanten van de eerste groep en zalm en spiering van de tweede. Figuur 1 bevat audiogrammen van de gewone zeehond, de bruinvis en van representanten van de gehoorgeneralisten (schar) en de gehoorspecialisten (haring).



Figuur 3-1 Audiogrammen van bruinvis, gewone zeehond en van een tweetal maatgevende vissoorten. De rode balk geeft bij benadering het frequentiegebied weer waarbinnen scheepsgeluid een verhoging van het achtergrondgeluid kan veroorzaken.

3.2 Onderwatergeluid als gevolg van scheepvaart: effecten op vissen en zeezoogdieren

3.2.1 Inleiding

De Noordzee is een druk bevaren zee door de aanwezigheid van enkele belangrijke zeehavens met een hoge dichtheid van scheepvaartverkeer. Daarnaast is er een relatief hoge dichtheid van 'offshore' activiteiten met seismisch onderzoek en booractiviteiten. Al deze activiteiten leiden tot een toename van onderwatergeluid. Dit kan het gedrag van vissen en zeezoogdieren beïnvloeden en/of tot tijdelijke of permanente gehoorschade kan leiden. De visserij levert een beperkte bijdrage aan het totaal van scheepvaartbewegingen op de Noordzee, maar vormt buiten de grote scheepvaartroutes waarschijnlijk een van de belangrijkste bronnen van onderwatergeluid.

Bij de beschrijving van het onderwatergeluid, waaraan de dieren kunnen worden blootgesteld, worden verschillende grootheden en eenheden onderscheiden. In de internationale literatuur is er een grote verscheidenheid aan gebruikte grootheden en eenheden. De tegenwoordig meest gebruikte akoestische grootheden met bijbehorende eenheden zijn:

- **Bronniveau (Source Level):** het geluidsniveau (Sound Pressure Level) in tertsbanden op 1 meter van de geluidsbron; eenheid: dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{m}^2$ (of dB re μPa op 1m of dB re $\mu\text{Pa-m}$);

- Geluidsenergieniveau (Sound Exposure Level, afgekort SEL): het totale energieniveau in tertsbanden van pulsgeluiden (zoals heien); eenheid: dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$;
- Breedband geluids(druk)niveau (broadband Sound Pressure Level of SPL): het, over de tijd gemiddelde geluidsniveau voor continue geluiden (zoals scheepsgeluid); eenheid: dB re 1 μPa^2 .

Het is onbekend hoeveel onderwatergeluid viskotters exact produceren en bij welke frequenties. Op basis van Richardson et al. (1995, tabel 6.9) kan worden aangenomen dat het bronniveau van de grotere kotters in het frequentiebereik 45-890 Hz tussen 140 en 185 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{m}^2$ zal liggen. Voor het inschatten van mogelijke effecten van door viskotters gegenereerde onderwatergeluid op vissen en zeezoogdieren is uitgegaan van inzichten uit:

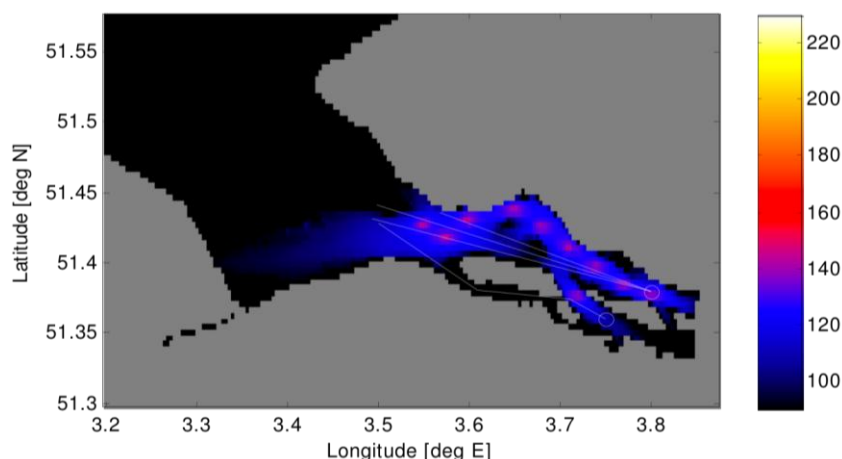
- De resultaten van onderzoek dat door TNO in 2009 in het kader van een effectenstudie voor de aanleg van een containerterminal in de Westerschelde is uitgevoerd (Blacquièrre e.a. 2009). In dit onderzoek is stapsgewijs, van grof naar fijn verkend in hoeverre gewone zeehonden in de Westerschelde in hun gedrag negatief zouden kunnen worden beïnvloed;
- De resultaten van latere, ook door TNO uitgevoerde effectenstudies in het kader van het project 'Windpark IJsselmeer' (de Jong 2010; effecten op vissen) en ROAD (Blacquièrre e.a. 2011; effecten op vissen en zeezoogdieren).

Om de invloed van de toename van geluidsniveaus in beeld te brengen is genoemde onderzoeken uitgegaan van het geluidsniveau waarbij tijdelijke gehoorschade optreedt (TTS = temporary threshold shift). Dit is een algemeen geaccepteerde grens die mede is gekozen, omdat uit overwegingen in Southall e.a. (2007) kan worden afgeleid dat bij lagere waarden geen mijding zal optreden⁴. Voor bruinvissen en zeehonden is uitgegaan van een voor de specifieke gevoeligheid van de dieren gewogen 'Sound Exposure Level' voor continu geluid, die betrekking heeft op een periode van 24 uur (dagdosis). Er is daarbij gebruik gemaakt van de zogenaamde M-weging (Southall et al., 2007). Voor bruinvissen en zeehonden zijn waarden van respectievelijk 195 en 183 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ gebruikt (Ainslie 2010; Southall e.a. 2007). Voor vissen zijn de gehanteerde drempelwaarden niet gewogen, maar is wel onderscheid gemaakt tussen kleine vissen (< 2 gram versgewicht) en grotere vissen (> 2 gram versgewicht). De gebruikte, eveneens op een periode van 24 uur gebaseerde TTS-waarden bedragen respectievelijk 183 en 187 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (Ainslie 2010).

3.2.2 Effect van scheepsgeluid op zwemmende zeehonden

Voor de modellering van (de propagatie van) scheepsgeluid is in de Westerschelde studie gebruik gemaakt van de eigenschappen van een 'gemiddeld schip' volgens Wales & Heitmeyer (2002). Vervolgens zijn voor zeehonden cumulatieve geluidsblootstellingsniveaus als gevolg van de scheepvaart bepaald. Hierbij is ervan uitgegaan dat steeds 10 van deze schepen op willekeurige (vaste) posities tegelijk in de Westerschelde aanwezig zijn (Figuur 2). Vervolgens is berekend in hoeverre kan worden verwacht dat zeehonden die langs een viertal verschillende routes van oost naar west de Westerschelde doorzwemmen om de zee te bereiken (of andersom) een tijdelijke verhoging van de gehoordrempel (TTS niveau) kunnen oplopen. De resultaten van de berekeningen zijn weergegeven in Tabel 1.

⁴ Dit is een minder 'voorzichtige' grens voor mijdingsgedrag dan bijvoorbeeld is gehanteerd in de Passende Beoordelingen van de effecten van windparken op zee, die op een veel lager niveau dan TTS is gelegd (o.a. Arends e.a. 2008). De in deze Passende Beoordelingen toegepaste grens is afgeleid van resultaten van experimenten in bassins (Kastelein et al., 2006), waarvan men zich kan afvragen in hoeverre deze relevant zijn voor veldsituaties met veel hogere natuurlijke geluidsniveaus.



Figuur 3-2. Voorbeeldtrajecten van de Gewone zeehond met als achtergrond onderwatergeluidsniveaus als gevolg van een tiental, op vaste locaties gelegen 'gemiddelde schepen' (de rode bolletjes). De omstandigheden voor de modelberekening zijn: laagwater, windsnelheid 7 m/s, bodemmateriaal fijn zand. Weergegeven verdeling van het onderwatergeluid: geluidsdrukniveaus (SEL) in dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$, M-gewogen.

Tabel 3-1 Geluidsbelasting als gevolg van scheepvaart (db re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$) waaraan zeehonden zijn blootgesteld tijdens een viertal verschillende reizen door de Westerschelde onder verschillende omstandigheden; M-weging toegepast.

routes van zuid naar noord	zuidelijke route	>	>	noordelijke route
'best case' – diep zwemmend	158	171	169	171
'best case' – ondiep zwemmend	152	165	163	165
'worst case' – diep zwemmend	163	174	173	173
'worst case' – ondiep zwemmend	158	168	167	167

Conclusie

Uit de resultaten van de berekeningen blijkt dat op geen van de routes de drempel van 183 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ wordt overschreden. Dit betekent dat het TTS-niveau niet wordt bereikt. Het is daarom onwaarschijnlijk dat Gewone zeehonden in hun natuurlijke zwem- en foerageergedrag worden gestoord als gevolg van scheepvaartgeluid.

3.2.3 Effectafstanden als gevolg van scheepsgeluid (vissen en zeezoogdieren)

Voor het onderzoek in het kader van het OAD-project is geschat binnen welke afstand van de geluidsbron vissen, zeehonden en bruinvissen gedurende een bepaalde tijd kunnen verblijven zonder daarbij tijdelijke gehoorschade op te lopen (TTS). Het ging daarbij om het door een (groot) baggerschip geproduceerde geluid. Dit is ten opzichte van het geluid dat door Eurokotters wordt geproduceerd een 'worst case' schatting, aangezien baggerschepen veel groter zijn en in het algemeen over meerdere schroeven⁵ beschikken.

Tabel 2 bevat een overzicht van de door TNO geschatte afstanden ten opzichte van de geluidsbron waarbinnen bruinvissen, gewone zeehonden en vissen tijdelijke gehoorschade kunnen oplopen als ze zich gedurende respectievelijk 3, 1,5 en 0,75 uur binnen deze contour ophouden. Uit het overzicht blijkt dat

⁵ Draaiende schroeven vormen verreweg de belangrijkste bron van onderwatergeluid, het zogenaamde cavitatiegeluid)

voor de bruinvis de grens waarbinnen dat het geval is maximaal 40 m voor een tijdsduur van 3 uur is. Voor vissen, die gevoeliger voor laag frequent geluid zijn, zijn de afstanden groter; bij een klein visje dat gedurende 3 uur binnen een contour van 625 ten opzichte van een volop in bedrijf zijnde baggerschip verblijft, zou de TTS-drempel kunnen worden overschreden. Bij een verblijfsduur van 1,5 uur bedraagt de veilige afstand 313 m en bij een verblijfsduur van 45 minuten is dat 156. Voor zeehonden, die gevoeliger voor laagfrequent geluid zijn dan bruinvissen zijn de geschatte effectafstanden vergelijkbaar met die van kleine vissen.

Tabel 3-2 Onderwatergeluid als gevolg van een baggerschip in bedrijf en de relatie met TTS voor zeezoogdieren en vissen

diersoort	drempel TTS cumulatief 24 uur (dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$)	SEL op 100 m cumulatief 24 uur (dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$)	veilige afstand bij verblijf van 3 uur (m)	veilige afstand bij verblijf van 1,5 uur (m)	veilige afstand bij verblijf van 45 min. (m)
bruinvis	195	200	40	20	10
zeehonden	183	200	625	313	156
vis groot	187	200	250	125	63
vis klein	183	200	625	313	156

Conclusie

Ook voor de gevoeligste dieren (kleine vissen en zeehonden) zijn de effectafstanden en daarmee de oppervlakte beïnvloed gebied dermate gering dat negatieve effecten kunnen worden uitgesloten. Bovendien zullen de effectafstanden als gevolg van scheepsgeluid van Eurokotters aanmerkelijk geringer zijn vanwege het feit dat zij over een enkele schroef beschikken en een veel lagere vaarsnelheid hebben dan het baggerschip op basis waarvan de hier gepresenteerde berekeningen zijn uitgevoerd.

3.3 Literatuur

- Ainslie, M.A. 2010. Principles of Sonar Performance Modeling, Springer
- Arends, E., R. Groen, T. Jager & A. Boon, eds. (2008). Passende Beoordeling windpark West-Rijn. Pondera, Royal Haskoning, Bureau Waardenburg, A&W Ecologisch Onderzoek, IMARES, Deltares, HWE, Arcadis. In opdracht van Airtricity.
- Blacquièrre G, Ainslie MA & de Jong CAF (2009). Ondeewatergeluid werkzaamheden WCT. TNO memorandum
- Blacquièrre G, Kaptein D, de Jong CAF & van Lier LJ (2011) Onderwatergeluid in het kader van het ROAD project. TNO memorandum TNO-MEM-2011-000XX
- Chapman, C.J. & O. Sand, 1974. Field studies of hearing in two species of flatfish *Pleuronectes platessa* L. and *Limanda limanda* L. (family Pleuronectidae). *Comp. Biochem. Physiol.* 47A: 371-385.
- De Jong CAF (2009) Geluidkaarten voor heiwerkzaamheden Windpark IJsselmeer. TNO memorandum MON-MEM-033-DTS-2009-02339
- Enger, P., 1967. Hearing in herring. *Comp. Biochem. Physiol.* 22: 527-538
- Kastelein, R.A., P. Bunskoek, M. Hagedoorn, W.L.W. Au & D. de Haan, 2002. Audiogram of harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) measured with narrow-band frequency-modulated signals. In: *JASA* 112: 334-344
- Kastelein, R.A., P.J. Wensveen & L. Hoek, 2009. Underwater detection of tonal signals between 0.125 and 100 kHz by harbor seals (*Phoca vitulina*). *J. Acoust. Soc. Am.* 125 (2): 1222-1229
- Kastelein, R.A., W.C. Verboom, J.M. Terhune, N. Jennings & A. Scholik, 2008. Towards a generic evaluation method for wind turbine park permis requests: assessing the effects of construction, operation and decommissioning noise on marine mammals in the Dutch North Sea. SEAMARCO report no. 1-2008. Commissioned by Deltares.

Richardson, W.J., C.R. Greene Jr., C.I. Malme & D.H. Thomson, 1995. *Marine Mammals and Noise*. Academic Press. San Diego.

Southall, B.L., Bowles, A.E., Ellison, W.T., Finneran, J.J., Gentry, R.L., Greene Jr., C.R., Darlene, D.K., Ketten, R., Miller, J.H., Nachtigall, P.E., Richardson, W.J., Thomas, J.A., and Tyack, P.L. (2007), Marine mammal noise exposure criteria: initial scientific recommendations, *Aquatic Mammals* 33(4), p. 411 - 522.

Tomson, F., K. Lüdemann, R. Kafemann & W. Piper, 2006. Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish. Biola, Hamburg, Germany. On behalf of COWRIE Ltd.

Wales SC & Heitmeyer RM (2002) An ensemble source spectra model for merchant ship-radiated noise, *J. Acoust. Soc. Am.*, v. 111 , no. 3., p. 1211 - 1231.

4 Analyse boxcoregegevens Voordelta

4.1 Typische soorten (= bijlage 4 uit Heinis 2010)

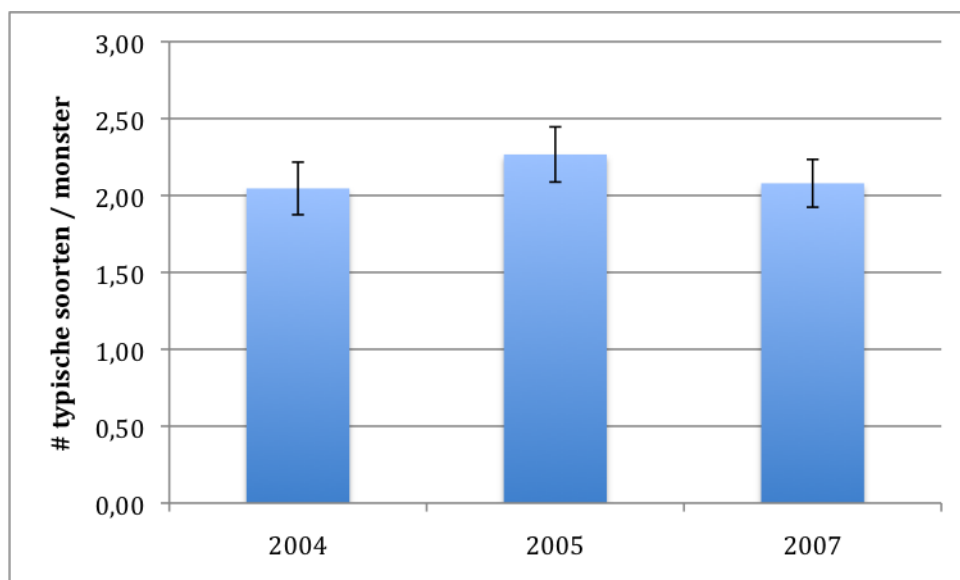
4.1.1 Variatie in voorkomen van typische soorten bodemdieren als gevolg van natuurlijke factoren

Variatie in aantal typische soorten per monster tussen jaren; in de analyse zijn alleen gegevens van niet of nauwelijks beviste locaties (aantal boomkorp passages per jaar < 0,1) betrokken.

	2004	2005	2007
Som	268	306	368
Som gekwadrateerd	71824	93636	135424
Kwadratensom	758	980	1138
gemiddelde	2,046	2,267	2,079
n	131	135	177
STDEV	1,270	1,462	1,456

ANOVA-tabel_jaren

	SS	df	MS	F	p
Tussen groepen	4	2	1,951573511	0,988118194	0,373101
Binnen	869	440	1,97504056		n.s.
Totaal	873	442			



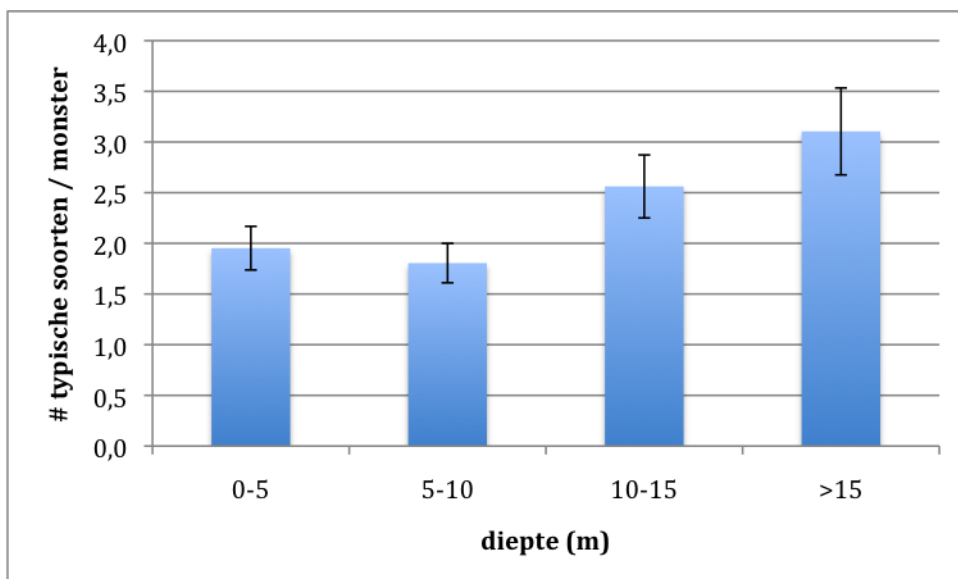
Figuur 4-1 Variatie in aantal typische soorten in relatie tot de jaar van bemonstering. Foutenbalken geven 95% betrouwbaarheidsinterval weer.

Variatie in aantal typische soorten per monster in relatie tot de waterdiepte; in de analyse zijn alleen gegevens van niet of nauwelijks beviste locaties (aantal boomkorporpassages per jaar < 0,1) betrokken.

# soorten/monster	0-5 m	5-10 m	10-15 m	> 15 m
Som	328	278	187	149
Som gekwadeerd	107584	77284	34969	22201
Kwadratensom gemiddelde	974	730	607	565
n	1,952	1,805	2,562	3,104
STDEV	168	154	73	48
	1,413	1,221	1,333	1,477

ANOVA-tabel_aantal typische soorten per monster vs diepte

	SS	df	MS	F	p
Tussen groepen	81	3	26,89811068	14,90516688	<0,00001
Binnen	792	439	1,80461654		significant
Totaal	873	442			



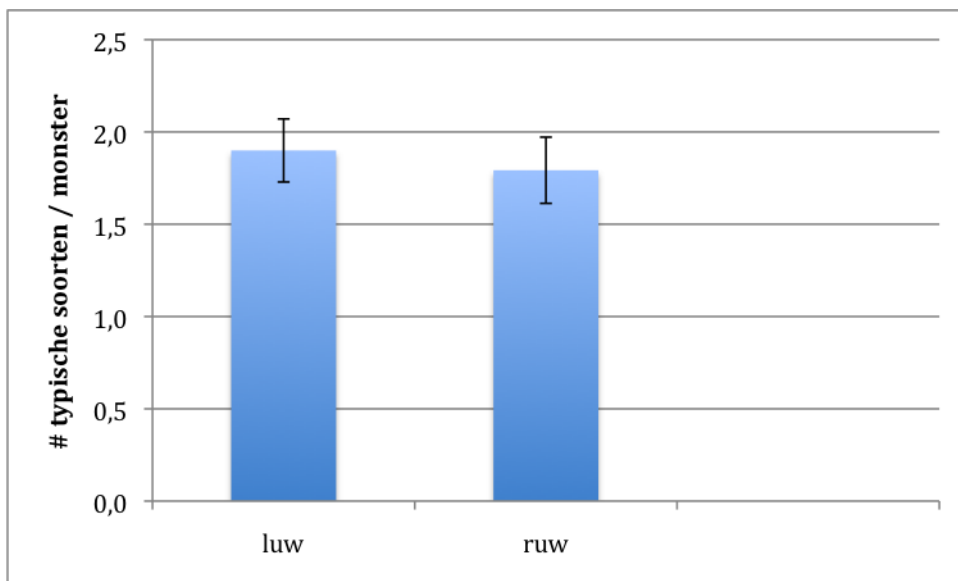
Figuur 4-2 Variatie in aantal typische soorten in relatie tot de diepte. Foutenbalken geven 95% betrouwbaarheidsinterval weer.

Variatie in aantal typische soorten per monster in relatie tot bodemschuifspanning; in de analyse zijn alleen gegevens van niet of nauwelijks beviste locaties (aantal boomkorp passages per jaar < 0,1) betrokken.

overschrijding bodemschuifspanning van 1,5 N/m ²		
	< 50% ('luw')	> 50% ('ruw')
Som	511	95
Som gekwadeerd	261121	9025
Kwadratensom	1465	239
gemiddelde	1,900	1,792
n	269	53
STDEV	1,358	1,150

ANOVA-tabel_# typische soorten per monster vs. bodemschuifspanning

	SS	df	MS	F	p
Tussen groepen	1	1	0,508583993	0,289067265	0,591193
Binnen	563	320	1,7593967		n.s.
Totaal	564	321			



Figuur 4-3 Variatie in aantal typische soorten in relatie tot de beweeglijkheid van de bodem: luw = overschrijdingskans bodemschuifspanning 1,5 N/m² < 50% ruw = overschrijdingskans bodemschuifspanning 1,5 N/m² > 50%. Foutenbalken geven 95% betrouwbaarheidsinterval weer.

Variatie in het voorkomen van typische soorten bodemdieren (n/m^2 gemiddeld) in relatie tot de waterdiepte; in de analyse zijn alleen gegevens van niet of nauwelijks beviste locaties (aantal boomkorporpassages per jaar $< 0,1$) betrokken.

Soort	waterdiepte (m)				$F_{(3, 439)}$	p
	0-5	5-10	10-15	>15		
<i>Bathyporeia elegans</i>	0,9	0,5	0,8	0,1	1,331	0,264
<i>Echinocardium cordatum</i>	0,3	0,5	0,2	0,6	0,400	0,753
<i>Lanice conchilega</i>	5,3	5,9	1,0	4,0	0,838	0,473
<i>Euspira pulchella</i>						
<i>Macoma balthica</i>	1,4	0,0	0,0	0,0	14,322	0,000
<i>Nephtys cirrosa</i>	18,3	21,2	24,1	31,6	1,916	0,126
<i>Ophelia borealis</i>						
<i>Spiophanes bombyx</i>	7,0	4,4	8,4	10,6	0,980	0,402
<i>Spisula subtruncata</i>	0,0	0,0	0,1	0,1	0,740	0,528
<i>Tellina fabula</i>	0,2	0,1	0,0	0,5	2,398	0,067
<i>Urothoe poseidonis</i>	3,2	3,1	7,7	19,5	4,097	0,007

Variatie in het voorkomen van typische soorten bodemdieren (n/m^2 gemiddeld) in relatie tot de mediane korrelgrootte van het sediment (μm); in de analyse zijn alleen gegevens van niet of nauwelijks beviste locaties (aantal boomkorporpassages per jaar $< 0,1$) betrokken.

Soort	mediane korrelgrootte (μm)						$F_{(5, 437)}$	p
	<150	150-200	200-250	250-300	300-350	>350		
<i>Bathyporeia elegans</i>	0,5	1,0	0,7	0,7	0,8	0,2	0,490	0,783
<i>Echinocardium cordatum</i>	0,0	0,8	0,1	0,6	0,4	1,1	1,741	0,124
<i>Lanice conchilega</i>	7,3	3,3	4,5	8,2	2,5	1,4	0,631	0,676
<i>Euspira pulchella</i>								
<i>Macoma balthica</i> *	0,9	2,6	1,0	0,3	0,1	0,0	2,057	0,071
<i>Nephtys cirrosa</i>	17,2	27,9	20,1	24,0	19,0	19,4	0,804	0,547
<i>Ophelia borealis</i>								
<i>Spiophanes bombyx</i>	7,1	5,0	7,9	4,9	8,7	6,2	0,344	0,886
<i>Spisula subtruncata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,1	1,746	0,123
<i>Tellina fabula</i>	0,2	0,6	0,1	0,0	0,1	0,0	1,799	0,112
<i>Urothoe poseidonis</i>	0,0	3,2	8,1	16,9	0,9	0,3	6,173	0,000

* monsters van locaties met een diepte van 7 m of minder ($n = 252$)

<i>Ophelia borealis</i> presentie (# monsters)	mediane korrelgrootte (μm)					
	<150	150-200	200-250	250-300	300-350	>350
incl. beviste locaties	0	0	0	1	2	15
excl. beviste locaties	0	0	0	0	1	7

Variatie in het voorkomen van typische soorten bodemdieren (n/m^2 gemiddeld) in relatie tot de beweeglijkheid van de bodem (overschrijdingskans bodemschuifspanning van $1,5 N/m^2$); in de analyse zijn alleen gegevens van niet of nauwelijks beviste locaties (aantal boomkorporpassages per jaar $< 0,1$) en dieptes van 10 m of minder betrokken.

Soort	overschrijdingskans 1,5 N/m ²		F _(1, 322)	p
	< 50% ('luw')	> 50% ('ruw')		
<i>Bathyporeia elegans</i>	0,6	1,6	2,347	0,127
<i>Echinocardium cordatum</i>	0,4	0,2	0,324	0,570
<i>Lanice conchilega</i>	5,8	4,6	0,054	0,816
<i>Euspira pulchella</i>				
<i>Macoma balthica</i> *	0,9	0,7	0,044	0,834
<i>Nephtys cirrosa</i>	16,7	27,8	4,652	0,032
<i>Ophelia borealis</i>				
<i>Spiophanes bombyx</i>	5,9	4,8	0,107	0,744
<i>Spisula subtruncata</i>				
<i>Tellina fabula</i>	0,1	0,0	1,185	0,277
<i>Urothoe poseidonis</i>	3,2	2,8	0,029	0,865

* monsters van locaties met een diepte van 7 m of minder (n = 252)

4.1.2 Typische soorten in relatie tot boomkorvisserij met wekkerkettingen

Variatie in aantal typische soorten per monster in relatie tot visserijintensiteit (aantal boomkorpassages per jaar) op locaties met een diepte van meer dan 10 m.

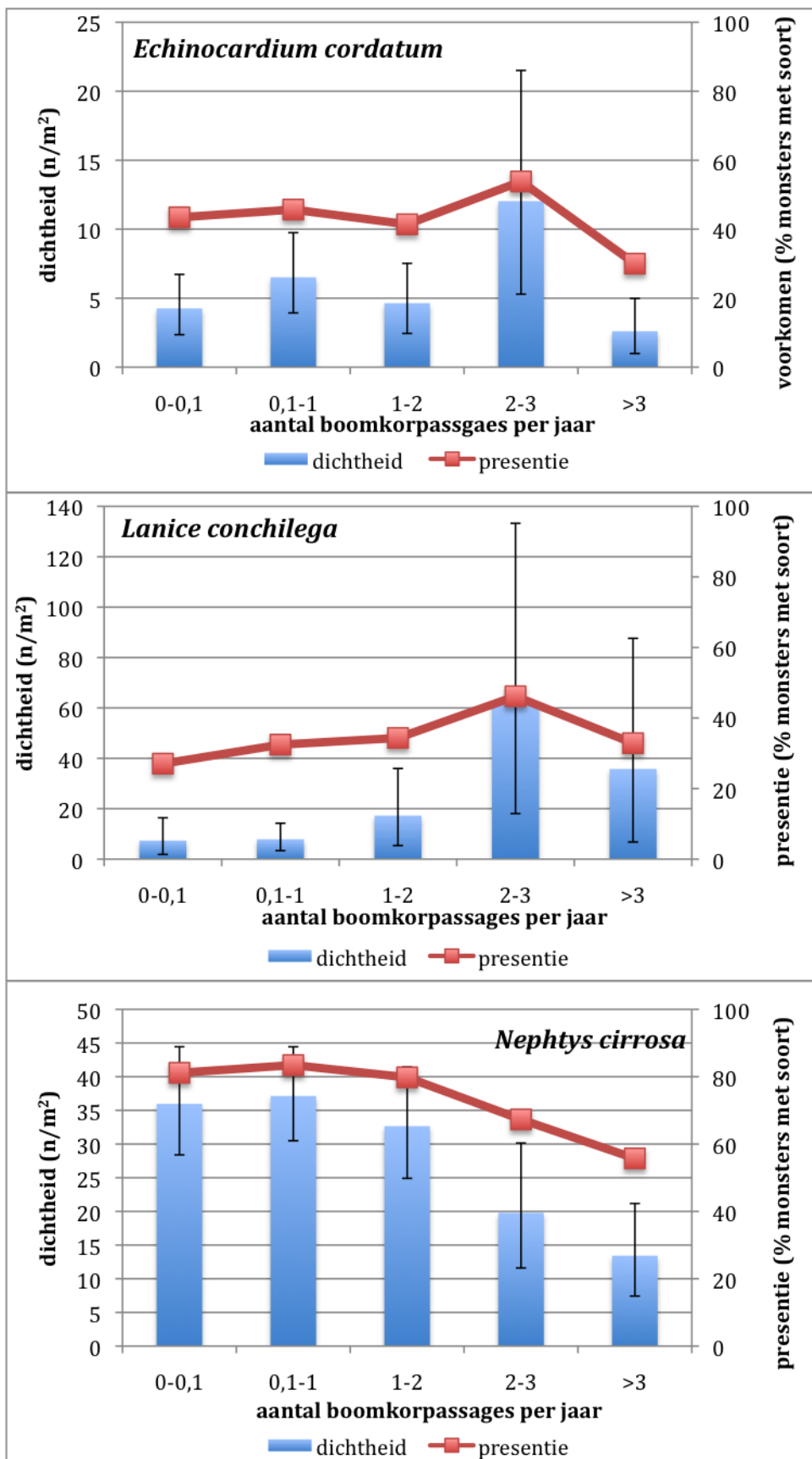
	<0,1	0,1-1	1-2	2-3	>3
Som	336	484	332	186	210
Som gekwadrateerd	112896	234256	110224	34596	44100
Kwadratensom	1172	1964	1380	826	854
gemiddelde	2,777	3,248	3,354	3,647	3,000
n	121	149	99	51	70
STDEV	1,411	1,627	1,649	1,718	1,802

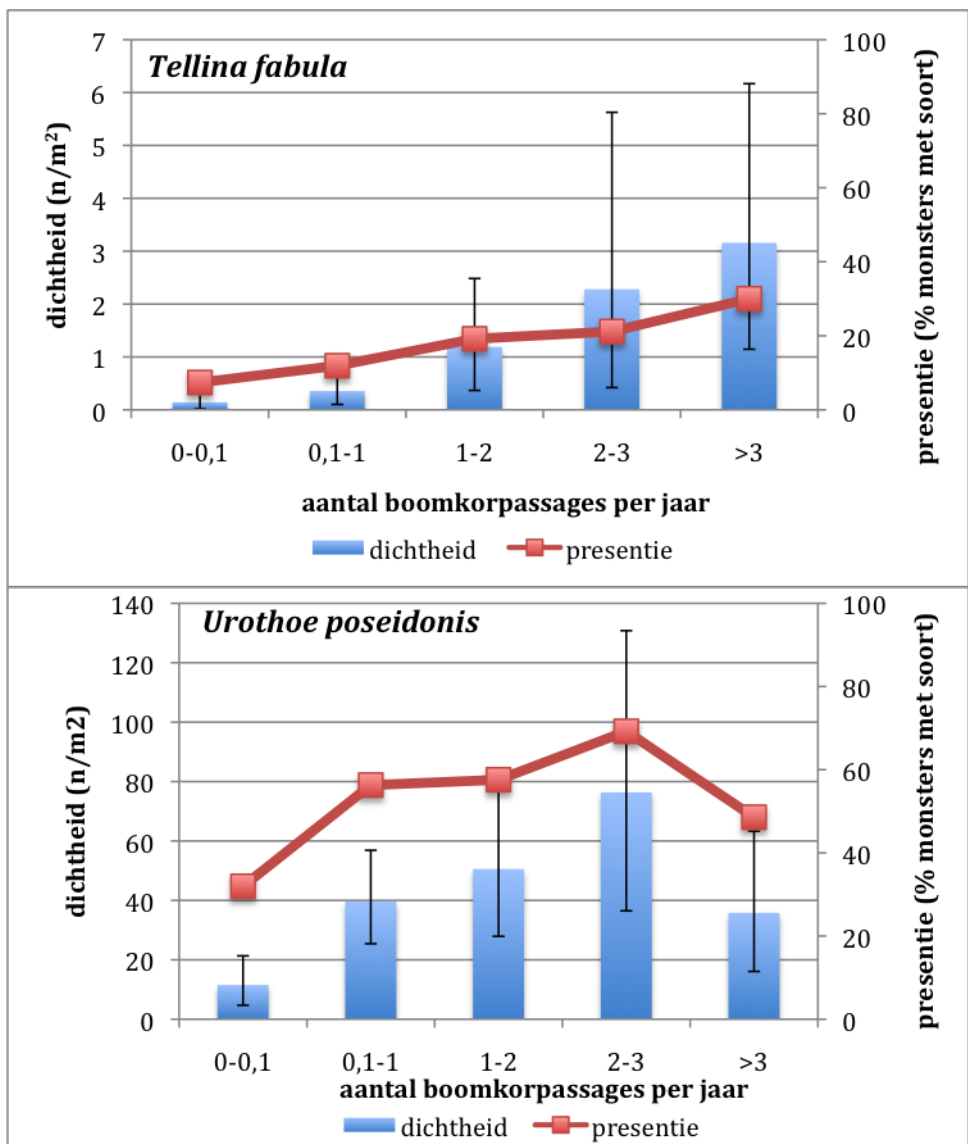
ANOVA-tabel_typische soorten per monster vs. visserijintensiteit

	SS	df	MS	F	p
Tussen groepen	37	4	9,130766218	3,489527282	0,00800
Binnen	1.269	485	2,616619812		significant
Totaal	1.306	489			

Variatie in het voorkomen van typische soorten bodemdieren (n/m² gemiddeld, teruggedtransformeerd) in relatie tot de visserijintensiteit (aantal boomkorpassages per jaar) op locaties met een diepte van meer dan 10 m. Analyse aan wortel-getransformeerde gegevens.

Soort	visserijintensiteit					F _(4, 489)	p
	<0,1	0,1-1	1-2	2-3	>3		
<i>Bathyporeia elegans</i>	0,1	0,2	0,6	0,1	0,4	1,67	0,155
<i>Echinocardium cordatum</i>	4,3	6,5	4,6	12,0	2,6	2,90	0,022
<i>Lanice conchilega</i>	7,3	7,9	17,3	62,4	35,8	4,21	0,002
<i>Euspira pulchella</i>	1,1	0,2	0,1	0,1	0,1	3,37	0,010
<i>Macoma balthica</i>	komt op onderzochte locaties niet voor						
<i>Nephtys cirrosa</i>	36,0	37,1	32,7	19,8	13,4	7,00	<<0,001
<i>Ophelia borealis</i>	komt op onderzochte locaties niet of nauwelijks voor						
<i>Spiophanes bombyx</i>	35,2	27,9	40,5	45,4	47,9	1,12	0,349
<i>Spisula subtruncata</i>	0,0	0,1	0,0	0,2	0,2	1,55	0,187
<i>Tellina fabula</i>	0,1	0,4	1,2	2,3	3,2	6,44	<0,001
<i>Urothoe poseidonis</i>	11,5	39,6	50,6	76,4	35,8	5,09	<0,001





Figuur 4-4 Dichtheid en presentie van 5 typische soorten in relatie tot de visserijintensiteit; foutenbalken: 95% betrouwbaarheidsinterval.

4.2 Samenstelling levensgemeenschap bodemdieren (= bijlage 5 uit Heinis 2010)

4.2.1 Variatie soortenrijkdom als gevolg van natuurlijke factoren

Variatie in soortenrijkdom (log getransformeerde data) tussen jaren; in de analyse zijn alleen gegevens van niet of nauwelijks beviste locaties (aantal boomkorpassages per jaar < 0,1) betrokken.

	2004	2005	2007
Som	110,8244478	121,1063825	155,8441598
Som gekwadeerd	12282,05823	14666,75589	24287,40213
Kwadratensom gemiddelde	104,9753861	118,659418	155,1547446
	0,83957915	0,903778974	0,880475479
n	132	134	177
STDEV	0,301769469	0,263093452	0,319247903

ANOVA-tabel_jaren					
	SS	df	MS	F	p
Tussen groepen	0	2	0,1409253	1,586944	0,2057182
Binnen	39	440	0,0888029		n.s.
Totaal	39	442			

Variatie in soortenrijkdom (log getransformeerde data) tussen dieptes; in de analyse zijn alleen gegevens van niet of nauwelijks beviste locaties (aantal boomkorpassages per jaar < 0,1) betrokken.

	0-5 m	5-10 m	10-15 m	> 15 m
Som	143,47954	122,93074	66,726083	48,498755
Som gekwadeerd	20586,377	15111,966	4452,3701	2352,1292
Kwadratensom gemiddelde	138,85579	112,19559	65,665878	54,430656
	0,8591589	0,8034689	0,9267511	1,0543208
n	167	153	72	46
STDEV	0,3063983	0,2971860	0,2321790	0,2706951

ANOVA-tabel_dieptes					
	SS	df	MS	F	p
Tussen groepen	2	3	0,8302701	9,9723993	0,0000023
Binnen	36	434	0,0832568		significant
Totaal	39	437			

Variatie in soortenrijkdom (log getransformeerde data) als gevolg van verschillen in bodemdynamiek (bodemschuifspanning); in de analyse zijn alleen gegevens van niet of nauwelijks beviste locaties (aantal boomkorpassages per jaar < 0,1) en locaties met een diepte van minder dan 15 m betrokken.

Overschrijding bodemschuifspanning van 1,5 N/m²		
	< 50% ('luw')	> 50% ('ruw')
Som	289,99071	40,145647
Som gekwadrateerd	84094,611	1611,673
Kwadratensom	284,70986	35,007396
gemiddelde	0,8605066	0,6921663
n	337	58
STDEV	0,3235359	0,3559009

ANOVA-tabel_bodemschuifspanning					
	SS	df	MS	F	p
Tussen groepen	1	1	1,40228609	13,0003987	0,00035151
Binnen	42	393	0,10786485		significant
Totaal	44	394			

4.2.2 Variatie soortenrijkdom als gevolg van boomkorvisserij met wekkerkettingen

Variatie in soortenrijkdom (log getransformeerde data) in relatie tot visserijintensiteit (aantal boomkorpassages per jaar) op locaties met een diepte tussen 10 en 15 m.

	<0,1	0,1-1	1-2	2-3	>3
Som	67,425053	87,090173	58,924812	33,015601	52,188815
Som gekwadrateerd	4546,1377	7584,6982	3472,13352	1090,029909	2723,672
Kwadratensom	66,154437	87,998050	63,3747147	35,97810986	62,2776119
gemiddelde	0,9236309	0,936453	1,01594504	1,031737531	1,08726698
n	73	93	58	32	48
STDEV	0,2320973	0,264619	0,24816322	0,248523069	0,34315299

ANOVA-tabel_visserijintensiteit 10-15 m					
	SS	df	MS	F	p
Tussen groepen	1	4	0,279869689	3,932344501	0,0039736
Binnen	21	299	0,071171203		significant
Totaal	22	303			

Variatie in soortenrijkdom (log getransformeerde data) in relatie tot visserijintensiteit (aantal boomkorpassages per jaar) op locaties met een diepte van meer dan 15 m.

	<0,1	0,1-1	1-2	2-3	>3
Som	48,498755	58,036291	41,761451	23,528908	20,45118
Som gekwadrateerd	2352,1292	3368,2111	1744,0188	553,60951	418,25057
Kwadratensom	54,430656	63,880725	45,480366	29,259480	21,768969
gemiddelde	1,0543208	1,000626	1,0185720	1,1764454	0,9295989
n	46	58	41	20	22
STDEV	0,2706951	0,3192128	0,2712619	0,2882803	0,3623718

ANOVA-tabel_visserijintensiteit > 15 m					
	SS	df	MS	F	p
Tussen groepen	1	4	0,183176968	2,034624077	0,0913862
Binnen	16	182	0,090029883		significant
Totaal	17	186			

Variatie in relatieve bijdrage van grotere soorten (> 1,0 g versgewicht) in relatie tot visserijintensiteit (aantal boomkorporpassages per jaar) op locaties met een diepte tussen 10 en 15 m.

	< 0,1	> 3
Som	12,98	5,92
Som gekwadrateerd	168,4808461	35,09319948
Kwadratensom	3,433711348	1,212814499
gemiddelde	0,18	0,12
n	72	48
STDEV	0,124113737	0,101237679

ANOVA-tabel_visserijintensiteit vs. aandeel grotere soorten, 10 – 15 m					
	SS	df	MS	F	p
Tussen groepen	0	1	0,093119858	6,974801917	0,0093856
Binnen	2	118	0,013350896		significant
Totaal	2	119			

Variatie in relatieve bijdrage van grotere soorten (> 1,0 g versgewicht) in relatie tot visserijintensiteit (aantal boomkorporpassages per jaar) op locaties met een diepte van meer dan 15 m.

	< 0,1	> 2
Som	10,67	5,81
Som gekwadrateerd	113,9350722	33,7356466
Kwadratensom	3,114986913	2,02246843
gemiddelde	0,23	0,14
n	47	42
STDEV	0,122548698	0,172445732

ANOVA-tabel_visserijintensiteit vs. aandeel grotere soorten, > 15 m					
	SS	df	MS	F	p
Tussen groepen	0	1	0,174959369	7,969039738	0,0058969
Binnen	2	87	0,021954887		significant
Totaal	2	88			

4.3 Dichtheid schelpdieren (= bijlage 3 uit Heinis 2010)

4.3.1 Variatie in dichtheid, biomassa en individueel gewicht van de Amerikaanse zwaardschede *Ensis directus* en overige schelpdieren als gevolg van natuurlijke factoren

Variatie in dichtheid (n/m^2), biomassa (mg asvrijdrooggewicht/ m^2) en individueel gewicht (mg asvrijdrooggewicht) van *Ensis directus* tussen dieptes; in de analyse zijn alleen gegevens van niet of nauwelijks beviste locaties (aantal boomkorporpassages per jaar < 0,1) betrokken.

Dichtheid <i>Ensis</i>	0-5 m	5-10 m	10-15 m	> 15 m
Som	42480,79	38230,2	10568,6	18075,1
Som gekwadrateerd	1804617519	1461548192	111694249,1	326708517
Kwadratensom	349756811,7	140255953,3	10977045,18	35743449,25
gemiddelde	634,0416418	588,2	352,3	583,1
n	67	65	30	31
STDEV	2211,616103	1356,527025	500,1345868	916,5963276

ANOVA-tabel_dichtheid *Ensis* vs diepte

	SS	df	MS	F	p
Tussen groepen	1.721.280,39	3	573760,1285	0,229236639	0,89576
Binnen	473.051.186,79	189	2502916,332		n.s.
Totaal	474.772.467,18	192			

Biomassa <i>Ensis</i>	0-5 m	5-10 m	10-15 m	> 15 m
Som	5364093,76	6343902,9	3564838,8	3640207,0
Som gekwadrateerd	2,87735E+13	4,02451E+13	1,27081E+13	1,32511E+13
Kwadratensom	1,67654E+12	1,36668E+12	1,15028E+12	1,12895E+12
gemiddelde	80061,1009	97598,5	118828,0	117426,0
n	67	65	30	31
STDEV	137459,6481	108074,4765	158296,6814	152915,6923

ANOVA-tabel_biomassa *Ensis* vs diepte

	SS	df	MS	F	p
Tussen groepen	46.283.959.630	3	15427986543	0,851906833	0,46716
Binnen	3.422.779.749.000	189	18109945762		n.s.
Totaal	3.469.063.708.630	192			

Gewicht <i>Ensis</i>	0-5 m	5-10 m	10-15 m	> 15 m
Som	51,3	44,6	18,1	12,2
Som gekwadrateerd	2634,465294	1985,278965	327,084681	149,6628692
Kwadratensom	78,07018794	55,32618112	21,94978969	10,11193741
gemiddelde	0,8	0,7	0,6	0,4
n	67	65	30	31
STDEV	0,766236478	0,622286959	0,617195185	0,419686507

ANOVA-tabel_gewicht *Ensis* vs diepte

	SS	df	MS	F	p
Tussen groepen	3,07	3	1,023292956	2,421637064	0,06734
Binnen	79,86	189	0,422562477		significant
Totaal	82,93	192			

Variatie in dichtheid (n/m^2), biomassa (g asvrijdrooggewicht/ m^2) en individueel gewicht (mg asvrijdrooggewicht) van de overige schelpdiersoorten (overige BV) tussen dieptes; in de analyse van log-getrasformeerde data zijn alleen de gegevens van niet of nauwelijks beviste locaties (aantal boomkorpassages per jaar $< 0,1$) betrokken.

Dichtheid overige BV	0-5 m	5-10 m	10-15 m	> 15 m
Som	168,6	72,5	39,8	47,2
Som gekwadrateerd	28427,0665	5259,92732	1584,452458	2223,382803
Kwadratensom	345,2252286	155,7116732	82,79121398	122,7697263
gemiddelde	1,8	1,9	1,8	2,2
n	92	38	22	21
STDEV	0,631023721	0,683641546	0,716161984	0,919085272

ANOVA-tabel_dichtheid overige BV vs diepte

	SS	df	MS	F	p
Tussen groepen	3	3	1,034584796	2,153449463	0,09541
Binnen	81	169	0,480431426		n.s.
Totaal	84	172			

Biomassa overige BV	0-5 m	5-10 m	10-15 m	> 15 m
Som	315,9	93,5	42,3	52,5
Som gekwadrateerd	99786,82339	8735,347199	1787,471257	2759,0679
Kwadratensom	1213,59403	347,2397473	125,0619786	166,8200811
gemiddelde	3,4	2,5	1,9	2,5
n	92	38	22	21
STDEV	1,190413379	1,780997211	1,444419229	1,331087814

ANOVA-tabel_biomassa overige BVs vs diepte

	SS	df	MS	F	p
Tussen groepen	58	3	19,30769185	10,02254465	0,00000409
Binnen	326	169	1,926426125		significant
Totaal	383	172			

Gewicht overige BV	0-5 m	5-10 m	10-15 m	> 15 m
Som	147,3	20,9	2,5	5,4
Som gekwadrateerd	21693,53194	438,3882421	6,117287607	28,88062839
Kwadratensom	312,6491059	86,72985714	26,75599737	9,089874716
gemiddelde	1,6	0,6	0,1	0,3
n	92	38	22	21
STDEV	0,918968878	1,425570767	1,122877656	0,621071924

ANOVA-tabel_gewicht overige BV vs diepte					
	SS	df	MS	F	p
Tussen groepen	70	3	23,26328491	21,11031783	0,00000000
Binnen	186	169	1,101986484		significant
Totaal	256	172			

Variatie in individueel gewicht van de Amerikaanse zwaardschede *Ensis directus* (mg AVD, log getransformeerd) als gevolg van verschillen in bodemdynamiek (bodemschuifspanning); in de analyse zijn alleen gegevens van niet of nauwelijks beviste locaties (aantal boomkorp passages per jaar < 0,1) betrokken.

overschrijding bodemschuifspanning van 1,5 N/m ²		
	< 50% ('luw')	> 50% ('ruw')
Som	414,3	51,8
Som gekwadeerd	171648,5739	2687,770624
Kwadratensom	1089,841176	141,9099714
gemiddelde	2,4	2,6
n	172	20
STDEV	0,733031639	0,629178253

ANOVA-tabel_gewicht <i>Ensis</i> vs. bodemschuifspanning					
	SS	df	MS	F	p
Tussen groepen	0,60	1	0,602874297	1,152308286	0,28443
Binnen	99,41	190	0,523188372		n.s.
Totaal	100,01	191			

Variatie in individueel gewicht van de overige schelpdieren (μg AVD, log getransformeerd) als gevolg van verschillen in bodemdynamiek (bodemschuifspanning); in de analyse zijn alleen gegevens van niet of nauwelijks beviste locaties (aantal boomkorp passages per jaar < 0,1) betrokken.

overschrijding bodemschuifspanning van 1,5 N/m ²		
	< 50% ('luw')	> 50% ('ruw')
Som	664,5	50,0
Som gekwadeerd	441544,9793	2497,367953
Kwadratensom	2922,649529	220,6530792
gemiddelde	4,0	4,2
n	165	12
STDEV	1,226285665	1,06766879

ANOVA-tabel_gewicht overige BV vs. bodemschuifspanning					
	SS	df	MS	F	p
Tussen groepen	0,21	1	0,210785552	0,142335601	0,70643
Binnen	259,16	175	1,48090534		n.s.
Totaal	259,37	176			

4.3.2 Variatie in dichtheid, biomassa en individueel gewicht van de Amerikaanse zwaardschede *Ensis directus* en overige schelpdieren als gevolg van boomkorvisserij met wekkerkettingen

Variatie in dichtheid (n/m^2), biomassa (mg asvrijdrooggewicht/ m^2) en individueel gewicht (mg asvrijdrooggewicht) van *Ensis directus* (log-getransformeerde data) in relatie tot visserijintensiteit (aantal boomkorporpassages per jaar) op locaties met een diepte van meer dan 5 m⁶.

Dichtheid <i>Ensis</i>	<0,1	0,1-1	1-2	2-4	>4
Som	276	302	191	156	92
Som gekwadrateerd	76247	91457	36466	24324	8444
Kwadratensom	667	697	450	356	210
gemiddelde	2,174	2,0714	2,146	2,079	2,042
n	127	146	89	75	45
STDEV	0,729	0,700	0,675	0,649	0,710

ANOVA-tabel_dichtheid *Ensis* vs. visserijintensiteit

	SS	df	MS	F	p
Tussen groepen	1,13	4	0,283121502	0,583348615	0,67484
Binnen	231,51	477	0,485338431		n.s.
Totaal	232,64	481			

Biomassa <i>Ensis</i>	<0,1	0,1-1	1-2	2-4	>4
Som	580	660	414	346	188
Som gekwadrateerd	336584	435875	171099	119958	35277
Kwadratensom	2747	3111	1981	1679	861
gemiddelde	4,604	4,585	4,700	4,745	4,472
n	126	144	88	73	42
STDEV	0,781	0,765	0,650	0,700	0,722

ANOVA-tabel_biomassa *Ensis* vs. visserijintensiteit

	SS	df	MS	F	p
Tussen groepen	2,81	4	0,703424076	1,299452641	0,26930
Binnen	253,34	468	0,541323364		n.s.
Totaal	256,15	472			

Gewicht <i>Ensis</i>	<0,1	0,1-1	1-2	2-4	>4
Som	-72,86	-70,91	-40,21	-26,09	-25,62
Som gekwadrateerd	5308,36	5028,02	1616,67	680,61	656,50
Kwadratensom	96,52	95,04	54,46	37,29	33,10
gemiddelde	-0,5782	-0,4924	-0,4569	-0,3574	-0,6101
n	126	144	88	73	42
STDEV	0,6597	0,6484	0,6440	0,6232	0,6527

⁶ Dieptes van 5 m en minder zijn niet in de analyse betrokken, omdat de biomassa en het individueel gewicht van schelpdieren bij deze dieptecategorie, op niet of in zeer geringe mate beviste locaties significant afwijkt van dieper gelegen, niet of in zeer geringe mate beviste locaties.

ANOVA-tabel_gewicht *Ensis* vs. visserijintensiteit

	SS	df	MS	F	p
Tussen groepen	2,94	4	0,733805857	1,75187377	0,13746
Binnen	196,03	468	0,418869138		n.s.
Totaal	198,97	472			

Variatie in dichtheid (n/m²), biomassa (mg asvrijdrooggewicht/m²) en individueel gewicht (mg asvrijdrooggewicht) van overige schelpdiersoorten (log-getransformeerde data) in relatie tot visserijintensiteit (aantal boomkorp passages per jaar) op locaties met een diepte van meer dan 5 m.

Dichtheid overig	<0,1	0,1-1	1-2	2-4	>4
Som	159	200	114	112	75
Som gekwadeerd	25435	39924	12917	12504	5638
Kwadratensom	361	415	229	259	163
gemiddelde	1,969	1,833	1,776	1,997	1,925
n	81	109	64	56	39
STDEV	0,769	0,671	0,659	0,800	0,692

ANOVA-tabel_dichtheid overige BV vs. visserijintensiteit

	SS	df	MS	F	p
Tussen groepen	2	4	0,594746714	1,158412511	0,32901
Binnen	177	344	0,513415306		n.s.
Totaal	179	348			

Biomassa overig	<0,1	0,1-1	1-2	2-4	>4
Som	199	240	147	139	100
Som gekwadeerd	39766	57552	21494	19235	10087
Kwadratensom	683	711	420	437	296
gemiddelde	2,374	2,161	2,291	2,391	2,511
n	84	111	64	58	40
STDEV	1,590	1,322	1,158	1,358	1,055

ANOVA-tabel_biomassa overige BV vs. visserijintensiteit

	SS	df	MS	F	p
Tussen groepen	5	4	1,204507913	0,66774674	0,61475
Binnen	635	352	1,80383945		n.s.
Totaal	640	356			

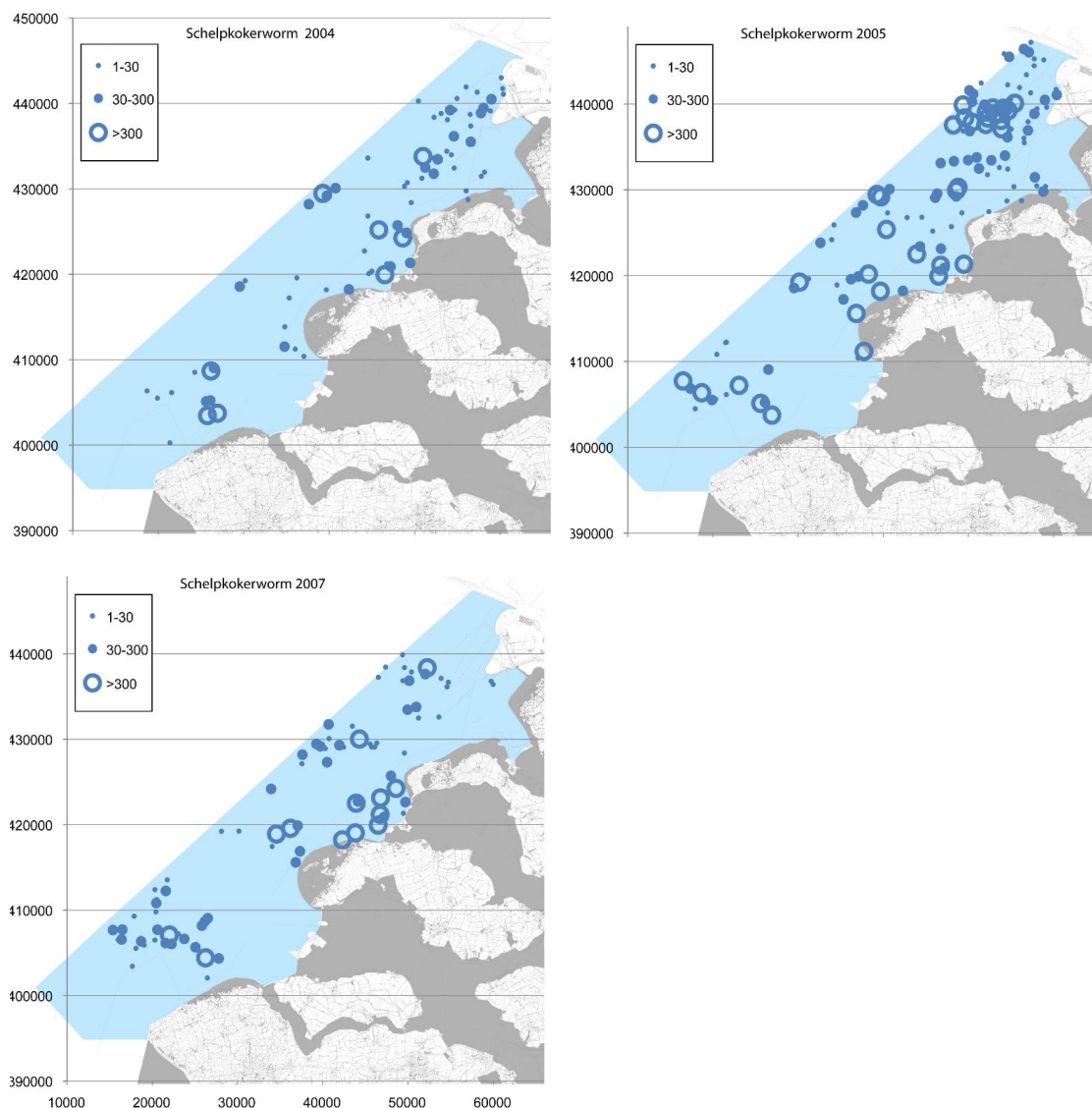
Gewicht overig	<0,1	0,1-1	1-2	2-4	>4
Som	28,8	31,4	33,0	18,5	22,1
Som gekwadeerd	828,6	983,1	1085,8	343,7	486,5
Kwadratensom	122,6	130,2	76,7	59,7	38,2
gemiddelde	0,355	0,288	0,515	0,331	0,566
n	81	109	64	56	39
STDEV	1,185	1,059	0,974	0,987	0,823

ANOVA-tabel_gewicht overige BV vs. visserijintensiteit

	SS	df	MS	F	<i>p</i>
Tussen groepen	4	4	0,904265298	0,834751033	0,50379
Binnen	373	344	1,083275447		n.s.
Totaal	376	348			

4.4 Concentraties schelpkokerwormen (= bijlage 6 uit Heinis 2010)

4.4.1 Ruimtelijke variatie in voorkomen schelpkokerwormen



Figuur 4-5 Ruimtelijke variatie in voorkomen van schelpkokerwormen (*Lanice conchilega*) in de Voordelta in 2004, 2005 en 2007.

4.4.2 Variatie in voorkomen van schelpkokerwormen als gevolg van natuurlijke factoren

Variatie in log getransformeerde dichtheid (n/m^2), biomassa (g/m^2) en individueel gewicht (mg) van schelpkokerwormen (*Lanice conchilega*) tussen jaren; in de analyse zijn gegevens van alle locaties betrokken (dieptes én visserijintensiteiten).

Lanice_dichtheid	2004	2005	2007
Som	115	229	151
Som gekwadrateerd	13274	52439	22947
Kwadratensom	207	525	307
gemiddelde	1,56	1,99	1,76
n	74	115	86
STDEV	0,61	0,78	0,69

ANOVA-tabel_dichtheid

	SS	df	MS	F	p
Tussen groepen	9	2	4,352402374	8,678997384	0,000222
Binnen	136	272	0,501486771		significant
Totaal	145	274			

Lanice_biomassa	2004	2005	2007
Som	192	355	264
Som gekwadrateerd	36721	125948	69929
Kwadratensom	536	1214	879
gemiddelde	2,59	3,09	3,07
n	74	115	86
STDEV	0,73	1,02	0,88

ANOVA-tabel_biomassa

	SS	df	MS	F	p
Tussen groepen	13	2	6,541173671	7,949644866	0,000441
Binnen	224	272	0,822825897		significant
Totaal	237	274			

Lanice_gewicht	2004	2005	2007
Som	76	126	113
Som gekwadrateerd	5839	15850	12760
Kwadratensom	90	160	169
gemiddelde	1,03	1,09	1,31
n	74	115	86
STDEV	0,39	0,44	0,49

ANOVA-tabel_gewicht

	SS	df	MS	F	p
Tussen groepen	4	2	1,832869443	9,355141693	0,000118
Binnen	53	272	0,195921078		significant
Totaal	57	274			

Variatie in log getransformeerde dichtheid (n/m²), biomassa (g/m²) en individueel gewicht (mg) van schelpkokerwormen (*Lanice conchilega*) tussen jaren; in de analyse zijn alleen gegevens van locaties betrokken die net of nauwelijks zijn bevestigd (< 0,1 maal per jaar)

Lanice_dichtheid	2004	2005	2007
Som	34	55	72
Som gekwadrateerd	1148	3025	5122
Kwadratensom	63	119	153
gemiddelde	1,61	1,90	1,88
n	21	29	38
STDEV	0,65	0,73	0,71

ANOVA-tabel_dichtheid, bevestiging < 0,1

	SS	df	MS	F	p
Tussen groepen	1	2	0,609458736	1,240333052	0,29447
Binnen	42	85	0,491367004		n.s.
Totaal	43	87			

Lanice_biomassa	2004	2005	2007
Som	55	90	121
Som gekwadrateerd	2974	8094	14647
Kwadratensom	156	299	413
gemiddelde	2,60	3,10	3,18
n	21	29	38
STDEV	0,84	0,83	0,87

ANOVA-tabel_biomassa, bevestiging < 0,1

	SS	df	MS	F	p
Tussen groepen	5	2	2,493156809	3,458475582	0,03597
Binnen	61	85	0,720883161		significant
Totaal	66	87			

Lanice_gewicht	2004	2005	2007
Som	21	35	49
Som gekwadrateerd	427	1223	2446
Kwadratensom	24	44	75
gemiddelde	0,98	1,21	1,30
n	21	29	38
STDEV	0,40	0,23	0,52

ANOVA-tabel_gewicht, bevestiging < 0,1

	SS	df	MS	F	p
Tussen groepen	1	2	0,685560058	3,89096494	0,02416
Binnen	15	85	0,176192813		significant
Totaal	16	87			

Variatie in log getransformeerde dichtheid (n/m^2), biomassa (g/m^2) en individueel gewicht (mg) van schelpkokerwormen (*Lanice conchilega*) tussen dieptes; in de analyse zijn alleen gegevens van niet of nauwelijks beviste locaties (aantal boomkorp passages per jaar $< 0,1$) betrokken.

Lanice_dichtheid	0-5 m	5-10 m	10-15 m	> 15 m
Som	65	34	24	31
Som gekwadrateerd	4286	1131	596	960
Kwadratensom	143	73	56	51
gemiddelde	1,87	1,98	1,88	1,55
n	35	17	13	20
STDEV	0,77	0,66	0,94	0,38

ANOVA-tabel_ dichtheid, bevissing $< 0,1$

	SS	df	MS	F	p
Tussen groepen	2	3	0,675832403	1,356385798	0,26210
Binnen	40	81	0,498259716		n.s.
Totaal	42	84			

Lanice_biomassa	0-5 m	5-10 m	10-15 m	> 15 m
Som	105	52	39	60
Som gekwadrateerd	11072	2680	1506	3621
Kwadratensom	339	170	135	192
gemiddelde	3,01	3,05	2,99	3,01
n	35	17	13	20
STDEV	0,81	0,87	1,27	0,77

ANOVA-tabel_ biomassa, bevissing $< 0,1$

	SS	df	MS	F	p
Tussen groepen	0	3	0,009780559	0,012159995	0,99820
Binnen	65	81	0,80432265		n.s.
Totaal	65	84			

Lanice_gewicht	0-5 m	5-10 m	10-15 m	> 15 m
Som	40	18	14	29
Som gekwadrateerd	1580	329	207	853
Kwadratensom	47	22	20	48
gemiddelde	1,14	1,07	1,11	1,46
n	35	17	13	20
STDEV	0,24	0,40	0,59	0,54

ANOVA-tabel_ gewicht, bevissing $< 0,1$

	SS	df	MS	F	p
Tussen groepen	2	3	0,634102708	3,602289503	0,01689
Binnen	14	81	0,176027692		significant
Totaal	16	84			

N.B. Er is sterke covariatie tussen diepte en jaar: alle monsters van vrijwel niet beviste locaties van meer dan 15 m waar schelpkokerwormen in zijn aangetroffen, zijn in 2007 genomen.

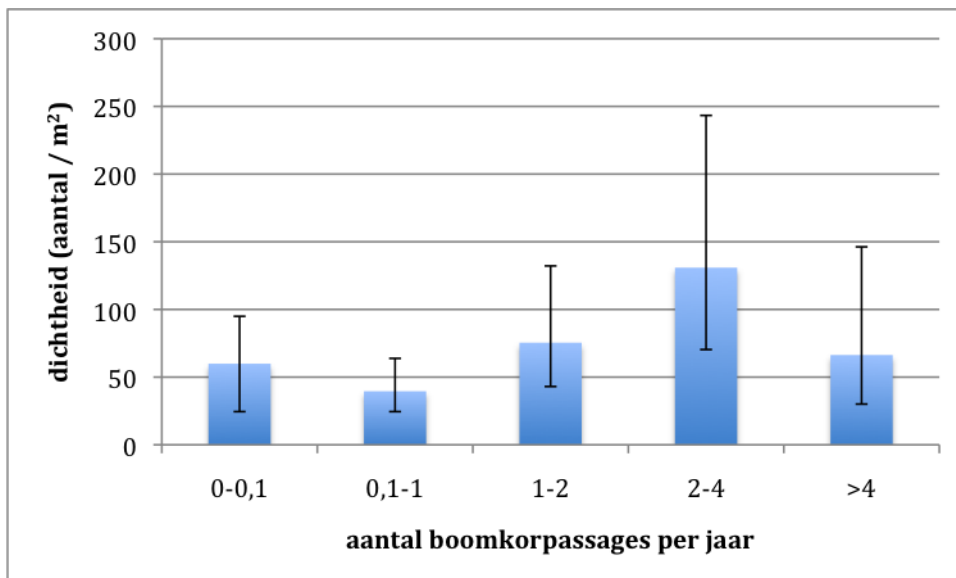
4.4.3 Variatie in dichtheid, biomassa en individueel gewicht van schelpkokerwormen (*Lanice conchilega*) als gevolg van boomkorvisserij met wekkerkettingen

Variatie in dichtheid (n/m^2), biomassa (mg asvrijdrooggewicht/ m^2) en individueel gewicht (mg asvrijdrooggewicht) van *Lanice conchilega* (log-getransformeerde data van 2004 en 2005) in relatie tot visserijintensiteit (aantal boomkorpassages per jaar).

Dichtheid <i>Lanice</i>	<0,1	0,1-1	1-2	2-4	>4
Som	89	73	71	83	40
Som gekwadeerd	7899	5398	5090	6815	1606
Kwadratensom	182	139	154	201	86
gemiddelde	1,778	1,597	1,878	2,117	1,822
n	50	46	38	39	22
STDEV	0,703	0,700	0,741	0,832	0,777

ANOVA-tabel_dichtheid *Lanice* vs. visserijintensiteit

	SS	df	MS	F	p
Tussen groepen	6	4	1,481182758	2,665390047	0,03381
Binnen	106	190	0,55570957		significant
Totaal	112	194			

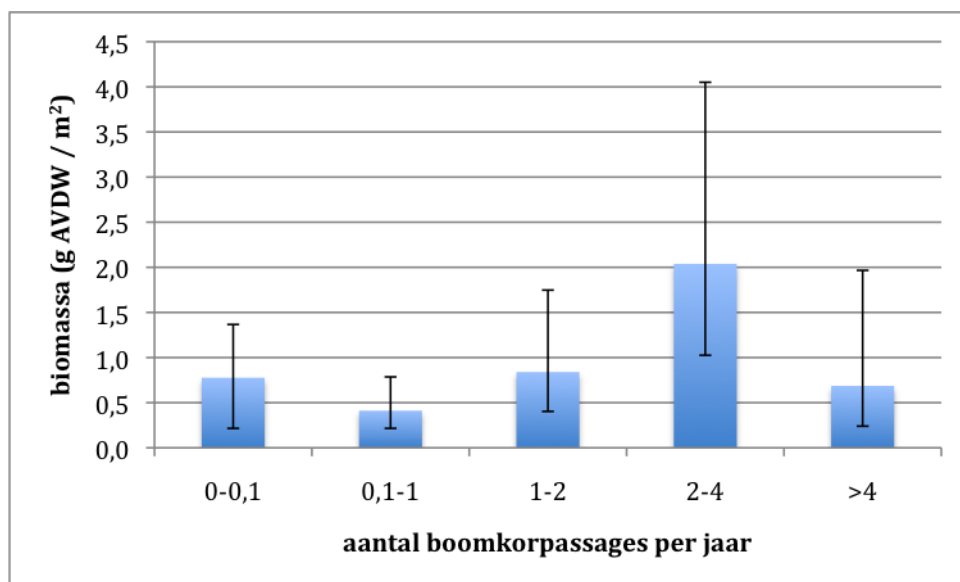


Figuur 4-6 Variatie in dichtheid van schelpkokerwormen (*Lanice conchilega*) in relatie tot de visserijintensiteit. Foutenbalken: 95% betrouwbaarheidsinterval

Biomassa <i>Lanice</i>	<0,1	0,1-1	1-2	2-4	>4
Som	145	120	111	129	62
Som gekwadrateerd	20882	14462	12346	16656	3894
Kwadratensom	454	355	360	459	199
gemiddelde	2,890	2,614	2,924	3,309	2,837
n	50	46	38	39	22
STDEV	0,864	0,946	0,969	0,921	1,034

ANOVA-tabel_biomassa *Lanice* vs. visserijintensiteit

	SS	df	MS	F	p
Tussen groepen	10	4	2,595754647	2,965453249	0,02088
Binnen	166	190	0,875331502		significant
Totaal	177	194			

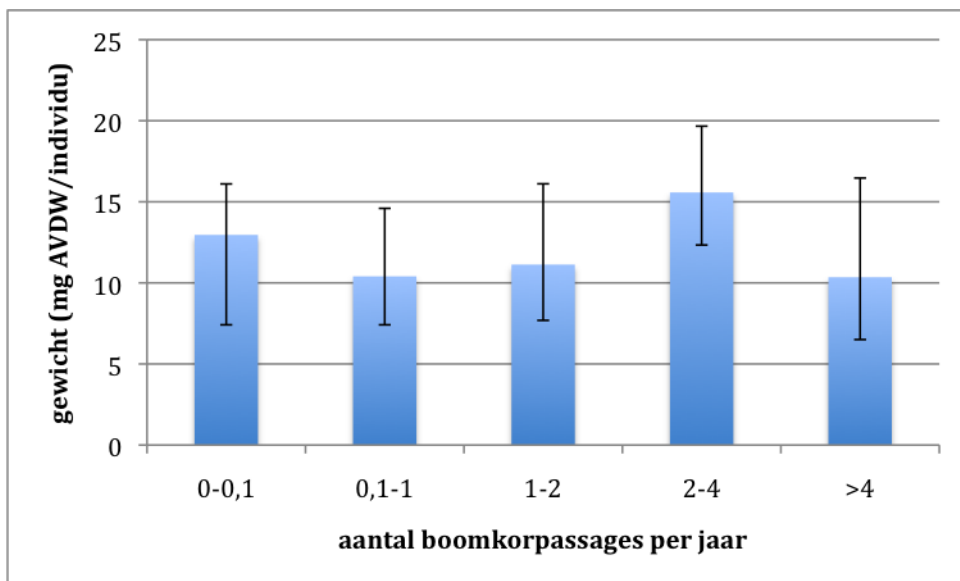


Figuur 4-7 Variatie in biomassa van schelpkokerwormen (*Lanice conchilega*) in relatie tot de visserijintensiteit. Foutenbalken: 95% betrouwbaarheidsinterval

Gewicht <i>Lanice</i>	<0,1	0,1-1	1-2	2-4	>4
Som	56	47	40	47	22
Som gekwadrateerd	3095	2189	1581	2163	499
Kwadratensom	67	59	50	59	27
gemiddelde	1,113	1,017	1,046	1,192	1,015
n	50	46	38	39	22
STDEV	0,332	0,495	0,489	0,313	0,456

ANOVA-tabel_gewicht *Lanice* vs. visserijintensiteit

	SS	df	MS	F	p
Tussen groepen	1	4	0,215716339	1,22846271	0,30017
Binnen	33	190	0,175598606		n.s.
Totaal	34	194			



Figuur 4-8 Variatie in individueel gewicht van schelpkokerwormen (*Lanice conchilega*) in relatie tot de visserijintensiteit. Foutenbalken: 95% betrouwbaarheidsinterval

5 Overzicht soortengroepen

Groepering naar levensstijl van soorten aangetroffen tijdens de jaarlijkse CSO schelpdiersurvey met de bodemschaaf in de Natura 2000-gebieden Noordzeekustzone, Voordelta en Vlake van de Raan. Er is gekozen voor een indeling naar grootte en (maximale) levensduur. De gebruikte criteria voor het onderscheid tussen kort- en langlevend en klein en groot zijn:

- levensduur: maximale leeftijd 5 jaar (Witbaard, in prep.)
- grootte: 1 g versgewicht

Tabel 5-1 Indeling van de tijdens de schelpdiersurveys van 2007-2010 in de Noordzeekustzone aangetroffen soorten. De typische schelpdiersoorten van habitattype H1110B (vier soorten) staan schuingedrukt. Per gebied is voor elke aangetroffen soort de gemiddelde dichtheid over de jaren 2006-2010 weergegeven.

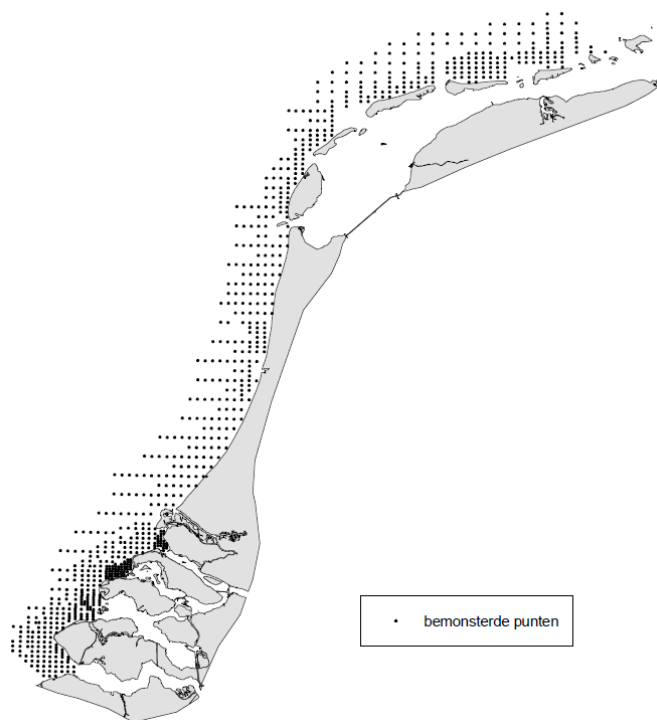
soortengroep / soort	gemiddelde dichtheid 2006-2010		
	Voordelta	Vlake van de Raan	Noordzeekustzone
Klein & kortlevend	11 soorten	6 soorten	6 soorten
<i>Abra alba</i>	100,7	22,9	1,1
<i>Abra prismatica</i>	0,9	--	--
<i>Amphipholis squamata</i>	0,8	--	--
<i>Corbula gibba</i>	0,5	--	--
<i>Diogenes pugilator</i>	1,3	1,5	3,0
<i>Epitonium sp.</i>	0,8	--	--
<i>Euspira pulchella</i>	0,8	0,3	0,9
<i>Ophiura albida</i>	14,6	9,6	0,4
<i>Pycnogonum littorale</i>	16,4	--	--
<i>Tellina fabula</i>	2,1	1,2	1,6
<i>Tellina tenuis</i>	4,8	0,2	1,2
Groot & kortlevend	10 soorten	6 soorten	6 soorten
<i>Acanthocardia paucicostata (sp.)</i>	0,2	--	--
<i>Donax vittatus</i>	1,5	0,9	2,0
<i>Hemigrapsus penicillatus</i>	1,0	--	--
<i>Lunatia catena</i>	--	--	0,1
<i>Lutraria lutraria</i>	0,7	0,6	0,5
<i>Macropodia</i>	0,7	--	0,2
<i>Ophiothrix fragilis</i>	115,4	--	--
<i>Portumnus latipes</i>	0,3	0,3	0,3
<i>Spisula elliptica</i>	0,2	2,9	0,3
<i>Spisula subtruncata</i>	4,3	5,6	1,9
<i>Thia scutellata</i>	0,2	0,1	0,1
Groot & langlevend	18 soorten	10 soorten	11 soorten
<i>Aphrodita aculeata</i>	0,1	0,5	--
<i>Carcinus maenas</i>	2,0	0,3	0,2
<i>Cerastoderma edule</i>	38,0	--	--
<i>Chamelea gallina</i>	0,3	--	0,4
<i>Crassostrea gigas</i>	1,5	--	--
<i>Crepidula fornicata</i>	2,6	--	--
<i>Ensis directus</i>	41,1	18,3	33,1
<i>Macoma balthica</i>	3,8	135,8	8,4
<i>Mactra corallina</i>	0,1	0,2	0,1
<i>Mya arenaria</i>	69,3	--	--

soortengroep / soort	gemiddelde dichtheid 2006-2010		
	Voordelta	Vlakte van de Raan	Noordzeekustzone
Mytilus edulis	950,0	0,2	0,1
Nassarius nitidus	0,9	1,6	0,9
Nassarius reticulatus	2,3	1,5	0,5
Petricola pholadiformis	1,7	--	0,4
Psammechinus miliaris	0,3	--	--
Scrobicularia plana	3,9	--	--
Spisula solida	0,7	2,7	0,6
Venerupis senegalensis	8,8	0,5	0,7
Aseters	9 soorten	7 soorten	9 soorten
Asterias rubens	12,0	4,4	0,3
Astropecten irregularis	--	--	0,1
Corystes cassivelaunus	0,1	0,1	0,2
Liocarcinus arcuatus	1,5	1,4	0,4
Liocarcinus depurator	0,4	--	0,2
Liocarcinus holsatus	1,7	0,4	0,6
Liocarcinus puber	0,6	--	--
Ophiura ophiura	4,4	6,7	1,7
Ophiura texturata	3,1	2,3	1,8
Pagurus bernhardus	0,4	0,3	0,2

6 Analyse schelpdiersurveys CSO

6.1 Beschrijving survey

Voor de analyse van het effect van boomkorvisserij op het benthos in de verschillende Natura 2000-gebieden in de Nederlandse kustzone is gebruik gemaakt van de beschikbare gegevens uit de schelpdiersurvey zoals die door het CSO jaarlijks wordt uitgevoerd (o.a. Goudswaard, 2010). De survey maakt gebruik van een benthoschaaf (bodemschaaf) en is gericht op het macro-zoobenthos, in het bijzonder de commercieel geëxploiteerde schelpdierbestanden zoals *Spisula*. De bemonstering met de bodemschaaf bestrijkt een vrij groot oppervlak (ca. 15 m²) en vangt grotere exemplaren bodemdieren, die zich op of tot maximaal 7 cm in de bodem bevinden en die niet door de mazen (0,5 cm) van de schaaaf ontsnappen. De survey wordt in het voorjaar uitgevoerd en omvat ruim 800 monsterlocaties in het Nederlandse kustgebied. Alle gevangen soorten worden gedetermineerd, geteld en gewogen. Voor deze studie zijn de gegevens gebruikt van de periode 2007-2010. Over de gegevens wordt jaarlijks gerapporteerd (zie voor de laatste rapportage Goudswaard e.a. 2010).



Figuur 6-1 Ligging van de 842 monsterpunten langs de Nederlandse kust van de CSO schelpdiersurvey in 2010 (Bron: Figuur 2 uit Goudswaard e.a. 2010).

Het aantal monsterpunten per Natura 2000-gebied per jaar staat in Tabel 6-1.

Tabel 6-1 Het aantal monsterpunten in de CSO schelpdiersurvey per Natura 2000-gebied per jaar

	2007	2008	2009	2010
Noordzeekustzone	145	138	128	159
Voordelta	264	222	240	238
Vlakte van de Raan	35	33	34	33

6.2 Indeling gegevens

Omdat uit de literatuur bekend is dat de gevoeligheid van een organisme voor bevissing afhangt van de lichaamsgrootte en levensduur, is onderscheid gemaakt tussen de volgende soortgroepen: kleine kortlevende soorten, grote kortlevende soorten, grote langlevende soorten, aaseters. De groepsindeling is gepresenteerd in Bijlage 1. Bovendien is uit de literatuur bekend dat het voorkomen en de abundantie van soorten samenhangt met de lokale abiotische omstandigheden. Voor iedere soortgroep is daarom een variantieanalyse (ANOVA, zie bijlage 6.3) uitgevoerd van de indicatoren soortenrijkdom (aantal soorten), abundantie (totaal aantal individuen van de soortgroep) en biomassa (gesommeerd van alle individuen van de soortgroep), waarbij de invloed van de abiotische factoren diepte, mediane korrelgrootte, natuurlijke bodemdynamiek en van visserij is onderzocht. De omgevingsvariabelen werden in klassen onderverdeeld:

- Diepte: <5m; 5-10m; 10-15m; >15m;
- Natuurlijke dynamiek (overschrijdingskans van een bodemschuifspanning van 1.5 N/m²): <10%, 1-30%, >30%;
- Mediane korrelgrootte: <200 µm, 200-300 µm, >300 µm;
- Bevissingsfrequenties (jaarlijks): 0 (geen bevissing), 0-0,1, 0,1-0,3, en >0,3.

Overzichten van de aantallen monsterlocaties per jaar per categorie van de omgevingsvariabelen worden gegeven in Tabel 6-2 t/m Tabel 6-5.

Tabel 6-2 Aantal monsterlocaties (in het volgende voorjaar) per categorie van bevissingsintensiteit per jaar

bevissings -frequentie	Noordzeekustzone				Voordelta				Vlakte van de Raan			
	2006	2007	2008	2009	2006	2007	2008	2009	2006	2007	2008	2009
0	114	123	98	114	159	120	138	135	17	17	17	16
0-0,1	19	10	22	28	62	62	63	63	13	11	12	12
0,1-0,3	11	4	6	11	28	26	25	24	4	4	4	4
0,3-1	5	1	1	5	11	11	10	11	1	1	1	1
1-3					2	1	1	2				
>3			1	1	2	2	3	3				
totaal	146	138	128	159	264	222	240	238	35	33	34	33

Tabel 6-3 Aantal monsterlocaties per dieptecategorie per jaar

diepte (m)	Noordzeekustzone				Voordelta				Vlakte van de Raan			
	2007	2008	2009	2010	2007	2008	2009	2010	2007	2008	2009	2010
0 – 5	8	9	9	10	137	96	112	110	12	12	12	11
5 – 10	53	51	46	56	68	66	72	71	17	15	16	16
10 – 15	51	47	41	56	37	38	36	36	5	5	5	5
>15	32	29	31	35	20	20	18	19	1	1	1	1
totaal	144	136	127	157	262	220	238	236	35	33	34	33

Tabel 6-4 Aantal monsterlocaties per categorie van natuurlijke bodemdynamiek per jaar

overschrij- dingskans 1,5 N/m ²	Noordzeekustzone (max. = 0,75)				Voordelta (max. = 0,78)				Vlakte van de Raan (max. = 0,47)			
	2007	2008	2009	2010	2007	2008	2009	2010	2007	2008	2009	2010
0 – 0,1	23	23	22	23	124	96	102	103	9	7	8	8
0,1 – 0,3	81	75	69	89	70	69	71	69	17	17	17	17
>0,3	41	40	37	47	65	53	63	63	9	9	9	8
totaal	145	138	128	159	259	218	236	235	35	33	34	33

Tabel 6-5 Aantal monsterlocaties per categorie van mediane korrelgrootte per jaar

korrel- grootte (μm)	Noordzeekustzone				Voordelta				Vlakte van de Raan			
	2007	2008	2009	2010	2007	2008	2009	2010	2007	2008	2009	2010
<200	41	42	39	44	57	46	50	49	7	6	7	7
200-300	92	83	77	103	205	174	188	187	28	27	27	26
>300												
totaal	133	125	116	147	262	220	238	236	35	33	34	33

In de analyse is de bevissingsfrequentie meegenomen van het voorafgaande jaar, omdat deze het meest de korte-termijn fluctuaties in het voorkomen en de abundantie van de – meest zich jaarlijks voortplantende – soorten bepaalt. De lange-termijn effecten op het voorkomen van soorten is al veel eerder bepaald (zie Hoofdstuk 4 van deze passende beoordeling) en valt buiten het bereik van de analyses uitgevoerd voor deze passende beoordeling.

Het aantal monsterpunten is beduidend lager voor de Vlakte van de Raan dan voor de twee andere gebieden. Dat heeft (negatieve) consequenties voor de mogelijkheid om resultaten te vinden in de analyse. Met name de verdeling van de bevissingsfrequenties is onevenredig, met in alle drie de gebieden het gros van de monsterpunten op onbeviste of zeer laagfrequent beviste (0-0,1) locaties. Daardoor zal eventuele variatie tussen de monsterpunten binnen een bevissingscategorie met weinig monsterpunten het al gauw onmogelijk maken om verschillen met de andere bevissingscategorieën aan te tonen.

6.3 Methode

De gegevens zijn statistisch geanalyseerd door middel van een variantie analyse (ANOVA). De dichtheden en biomassa's zijn voor de analyse log getransformeerd en er werd een lognormale error distributie verondersteld. De 0-waarden in de dataset werden voor de log-transformatie vervangen door het gevonden minimum (>0) gedeeld door 5.

Allereerst is een model getoetst waarin alleen de abiotische variabelen zijn meegenomen. Dit leverde het volgende model op [1]:

$$[1] Y = \text{diepte} + \text{dynamiek} + \text{korrelgrootte} + \text{jaar} + \text{diepte} \times \text{dynamiek} + \text{diepte} \times \text{korrelgrootte} + \text{dynamiek} \times \text{korrelgrootte} + \text{error}$$

De residuen van dit model zijn gebruikt om de effecten van bevissing te illustreren (Noordzeekustzone: Tabellen 16-2, 16-4 en 16-7; Voordelta: Tabellen 9-4, 9-6 en 9-12; Vlakte van de Raan: Tabellen 23-2, 23-4 en 23-7). Daarin zijn de gemiddelde waarden van de residuen op onbeviste locaties op 1 gezet, de gemiddelde waarden van de residuen bij de verschillende klassen van bevissingsfrequentie zijn uitgedrukt ten opzichte van de gemiddelde waarden van de residuen op de onbeviste locaties: waarden >1 geven een hogere waarde van de residuen aan, waarden <1 een lagere waarde.

Vervolgens werd de factor bevissingsfrequentie in het model opgenomen om het effect van boomkorvisserij te bepalen nadat voor de effecten van de andere omgevingsvariabelen is gecorrigeerd. Daarbij werden tevens de interactietermen van bevissingsfrequentie met diepte, dynamiek en korrelgrootte meegenomen. Dit resulteerde in het tweede model [2]:

$$[2] Y = \text{diepte} + \text{dynamiek} + \text{korrelgrootte} + \text{jaar} + \text{diepte} \times \text{dynamiek} + \text{diepte} \times \text{korrelgrootte} + \text{diepte} \times \text{bevissingsfrequentie} + \text{dynamiek} \times \text{korrelgrootte} + \text{dynamiek} \times \text{bevissingsfrequentie} + \text{korrelgrootte} \times \text{bevissingsfrequentie} + \text{error}$$

De significante effecten van bevissing zoals opgenomen in de tabellen in de deelrapporten zijn gebaseerd op de analyseresultaten van model [2] en betekenen dat, gegeven de effecten van de abiotische omgevingsvariabelen, een resterend deel van de waargenomen variatie specifiek samenhangt met het effect van bevissing met een boomkor met wekkerkettingen. Wanneer het effect van bevissing als 'ns' staat geassocieerd, terwijl er statistisch significante interacties zijn met abiotische factoren (aangegeven in een bovenschift), dan verschilt het effect van bevissing voor de verschillende niveaus van de omgevingsvariabele. Zo kan bij een lage waarde van de omgevingsvariabele het effect van bevissing positief zijn, terwijl het bij een hoge waarde van dezelfde omgevingsvariabele afwezig of negatief is. In het 'overall' effect van bevissing neutraliseren deze effecten elkaar dan en is geen effect meer aantoonbaar ('ns'), terwijl het effect bij bepaalde waarden van de omgevingsvariabele dus wel aanwezig is.

7 Schelpdieren als voedsel voor schelpdieretende eenden

De Natura 2000-gebieden Voordelta en Noordzeekustzone zijn aangewezen voor de schelpdieretende niet-broedvogels zwarte zee-eend, eider en topper. In deze passende beoordeling is onderzocht of er effecten zijn van boomkorvisserij op deze soorten via aantasting van de uit schelpdieren bestaande voedselvoorraad. Voor het bepalen van effecten op de voedselvoorraad is het nodig de voedselbehoefte te schatten van de als doel gestelde aantallen zwarte schelpdieretende eenden in de Natura 2000-gebieden Voordelta en Noordzeekustzone. De effecten van de boomkorvisserij op de schelpdiersoorten zijn elders beschreven (zie o.a. Bijlage 1). Aantasting van de voedselvoorraad voor de topper is onwaarschijnlijk, omdat deze soort in de ondiepe delen van de beide Natura 2000-gebieden foerageert waar boomkorvisserij niet of nagenoeg niet voorkomt (zie Hoofdstukken 8 en 15). Deze bijlage gaat dan ook alleen over de voedselvoorraden voor de eider en de zwarte zee-eend.

7.1 Dieet

Met een bijdrage van 85-90 % aan het dieet van de in de Noordzeekustzone verblijvende eiders vormt de Amerikaanse zwaardschede *Ensis directus* de laatste jaren de belangrijkste proisoort (overzicht in Tulp e.a. 2010). In de Voordelta is deze bijdrage bijna 80% (Leopold e.a. 2008). In de Voordelta foerageren eiders verder op schelpdiersoorten als mossel *Mytilus edulis*, kokkel *Cerastoderma edule*, zaagje *Donax vittatus* en *Spisula* sp. en (vooral) op andere ongewervelde bodemdieren als slangsterren en dergelijke (Leopold e.a. 2008). Zwarte zee-eenden foerageren op elk beschikbare proisoort in de juiste grootteklasse, sinds 1995 ook op *Ensis directus* (overzicht in Tulp e.a. 2010). Zwarte zee-eenden in de Noordzeekustzone bleken de afgelopen jaren vooral *Ensis directus* te eten, aangevuld met mossel, kokkel en nonnetje *Macoma balthica* (Leopold e.a. 2010). Aangezien *Ensis directus* verreweg de meest dominante schelpdiersoort is op de locaties waar zwarte zee-eenden in de Voordelta verblijven, is verondersteld dat zwarte zee-eenden in de Voordelta ook vooral op *Ensis directus* foerageren. Eiders en zwarte zee-eenden prefereren echter *Spisula* boven *Ensis* (Leopold e.a. 2001, Slijkerman e.a. 2008). Aangezien er de laatste jaren vrijwel geen *Spisula* meer voorkomt in de Nederlandse kustzone, zijn de eenden tegenwoordig aangewezen op *Ensis* als voedselbron (Leopold et al., 2007). Andere soorten (*Donax*, *Macoma*, *Tellina fabula* en *T. tenuis*) lijken slechts een marginale bijdrage te leveren aan het dieet van de zwarte zee-eend in Nederland. Deze soorten zijn relatief klein, met een geringe vleesinhoud. *Donax* en de beide *Tellina* soorten komen bovendien in relatief diep water voor. Eiders en zwarte zee-eenden consumeren *Ensis* van een grootte van 4-11, respectievelijk 4-8 cm (Tulp e.a. 2010). Vanwege het dominante voorkomen van *Ensis directus* en het belang van deze soort als voedselbron voor eiders en zwarte zee-eenden is een mogelijk effect van de boomkorvisserij apart onderzocht voor *Ensis directus* en voor de overige schelpdieren.

7.2 Dagelijkse voedselbehoefte

7.2.1 Voedselbehoefte per zwarte zee-eend of eider

Energetische metingen aan overwinterende zee-eenden en eiders ontbreken en worden daarom geschat aan de hand van metingen aan andere (duik)eenden of aan vogels in het algemeen. Tezamen met de energetische waarden van de schelpdiersoorten die als voedsel dienen kan de benodigde hoeveelheid voedsel (biomassa schelpdier) berekend worden. De gebruikte methode komt overeen met die van De Mesel e.a. (2011) voor de zwarte zee-eend. De belangrijkste componenten in de berekening zijn:

- duikeenden: gewicht, basaalmetabolisme (BMR), DEB in de winter (aantal maal BMR) en verteringsefficiëntie van de schelpdieren
- schelpdieren: energie-inhoud van het vlees en percentage vlees van het gehele dier

De gebruikte waarden van deze componenten staan in Tabel 7-1.

Tabel 7-1 Waarden van de componenten nodig voor de berekening van de dagelijkse voedselbehoefte van een zwarte zee-eend en een eider.

component	zwarte zee-eend	eider	referentie
gewicht (M)	1,275 kg	2,250 kg	
BMR	368 kJ	558 kJ	Aschoff & Pohl 1970 (niet-zangvogels: 307,6 M ^{0,734})
DEB in de winter	4,25 x BMR		Nehls 1995, De Leeuw 1997
verteringsefficiëntie	0,70		Nehls 1995
overige schelpdieren <i>Ensis</i>			
fractie vlees	0,2	0,89	
energie-inhoudvlees	4,334 kJ g ⁻¹ (vers vleesgewicht)		Swennen 1976

Omdat i) recentelijk het dieet van beide soorten vooral uit *Ensis* bestaat en ii) *Ensis* afwijkt van de overige schelpdiersoorten door de hoge waarde voor de verhouding tussen vleesgewicht en schelpgewicht, zij de berekening voor de benodigde biomassa voedsel (schelpdieren) voor een zwarte zee-eend en een eider gemaakt voor een dieet bestaande uit alleen *Ensis* en voor een dieet zonder *Ensis* (alleen overige schelpdiersoorten). De berekende voedselbehoefte op basis van de gegevens in Tabel 7-1 staan in Tabel 7-2.

Tabel 7-2 Berekende dagelijkse voedselbehoefte in de winter voor één zwarte zee-eend en één eider

	zwarte zee-eend	eider
behoefte schelpdierbiomassa vlees (g vers)	497,3	754,5
behoefte schelpdierbiomassa <i>Ensis</i> (g vers)	558,7	847,7
behoefte schelpdierbiomassa overige schelpdieren (g vers)	2486,4	3772,4

7.2.2 Voedselbehoefte voor aantallen eenden van de instandhoudingsdoelstellingen

Om de totale voedselbehoefte te berekenen van de aantallen eenden uit de instandhoudingsdoelstellingen moet het daarbij behorende aantal vogeldagen per soort per winter bepaald worden. In de Voordelta verblijven de zwarte zee-eenden van oktober tot en met april. In de rest van het jaar verblijven er in de Voordelta de laatste jaren ook vaak zwarte zee-eenden, maar wel in veel lagere aantallen dan in de winterperiode. In de Noordzeekustzone verblijven de zwarte zee-eenden van november tot en met april. In de maanden december tot en met maart zijn de aantallen maximaal, in november en april zijn de aantallen ongeveer de helft van het waargenomen maximum. In de rest van het jaar zijn de aantallen zwarte zee-eenden in de Noordzeekustzone niet goed bekend, maar wel veel lager dan in de winterperiode. De hoogste aantallen eiders in zowel de Voordelta als de Noordzeekustzone worden aangetroffen gedurende het winterhalfjaar (oktober tot en met maart). De berekende voedselbehoefte van de aantallen zwarte zee-eenden en eiders behorend bij de instandhoudingsdoelen is samengevat in Tabel 7-3.

Omdat de benutting van de gepredeerde schelpdieren om verschillende redenen, o.a. door toenemende competitie tussen de eenden en verlies van schelpdierbiomassa gedurende de winter, niet volledig is (Goss-Custard e.a. 2004), concludeerden Laursen e.a. (2010) dat er voor eiders minimaal 2,5 keer zoveel mosselen aanwezig moeten zijn als dat de eenden eten. Heinis (2010) kwam tot dezelfde benuttingsfactor van 2,5 van *Ensis* voor schelpdieretende eenden in de Voordelta. Deze benuttingsfactor ligt binnen de variatie aan waarden (2 – 8) die voor andere schelpdiereters zijn gevonden (Goss-Custard

e.a. 2004, Verhulst e.a. 2004, Ens & Rappoldt 2006). De benodigde schelpdierbiomassa rekening houdend met deze benuttingsfactor is ook in Tabel 7-3 opgenomen.

Tabel 7-3 *Berekende voedselbehoefte (biomassa aan schelpdieren) voor de bij de instandhoudingsdoelstellingen behorende aantallen zwarte zee-eenden en eiders in de Voordelta en Noordzeekustzone*

	Voordelta		Noordzeekustzone	
	zwarte zee-eend	eider	zwarte zee-eend	eider
instandhoudingsdoel	9700	2500	51900	2620
aantal maanden max. aantallen	6	6	5	6
aantal vogeldagen per winter (10 ⁶)	1,77	0,46	7,91	4,79
behoefte schelpdierbiomassa <i>Ensis</i> (10 ⁶ kg)	1,0	0,4	4,4	4,1
behoefte schelpdierbiomassa overige schelpdieren (10 ⁶ kg)	4,4	1,7	19,7	18,1
ecologische benutting, factor	2,5	2,5	2,5	2,5
behoefte voedselvoorraad <i>Ensis</i> (10 ⁶ kg)	2,5	1,0	11,1	10,2
behoefte voedselvoorraad overige schelpdieren (10 ⁶ kg)	11,0	4,3	49,2	45,2

7.3 Beschikbare hoeveelheid voedsel voor schelpdieretende eenden

De voedselbeschikbaarheid is berekend op basis van de beschikbare gegevens uit de jaarlijkse schelpdiermonitoring uitgevoerd door IMARES (bijv. Goudswaard e.a. 2010). De schelpdiermonitoring geeft een schatting van de biomassa aan schelpdieren in het voorjaar (april-juni), dus na afloop van de overwinteringsperiode van de vogels. De voedselbeschikbaarheid in het voorjaar is lager dan die aan het begin van de overwinteringsperiode in oktober omdat schelpdieren in de winterperiode in biomassa afnemen en/of sterven. De voorjaarsbestanden zijn daarom teruggerekend naar bestanden zoals die bij de start van het winterseizoen in oktober van het voorafgaande jaar waren. Op basis van resultaten van veldonderzoek aan kokkels in de Oosterschelde (zomersterfte 28%, Twisk 1990, referentie in Kamermans e.a. 2003) en waarden genoemd door Goss-Custard e.a. (2004, biomassaverlies gedurende de winter 33-50%) is uitgegaan van een gecombineerde waarde van verlies aan biomassa en wintersterfte tussen oktober en april van 30%.

De resultaten van de inventarisaties van IMARES van schelpdierbestanden in het voorjaar van de jaren 2006, 2007, 2008, 2009 en 2010 (Perdon & Goudswaard 2006, 2007, Goudswaard e.a. 2008, 2009, 2010) zijn gebruikt om de beschikbare hoeveelheden consumeerbaar voedsel in de Voordelta en de Noordzeekustzone voor de zwarte zee-eend en de eider te berekenen. Daarbij is rekening gehouden met de onderscheiden groottes of leeftijdscategorieën van de aanwezige schelpdieren. *Ensis* > 12 cm is te groot, 1-jarige *Spisula* en mosselzaad zijn te klein voor consumptie door de eenden. De categorie 'Ensis niet bepaald' is naar rato van de verhouding tussen *Ensis* <12 cm en *Ensis* >12 cm omgerekend naar hoeveelheden *Ensis* <12 cm. Van *Ensis* in de lengteklasse tot 12 cm is niet alles geschikt voor consumptie (deels te groot, deels te klein), we doen hiervoor de aanname dat dit ca. 50% is. De aanwezige schelpdierbestanden in het voorjaar, de teruggerekende bestanden in het voorafgaande najaar en benutbare najaarsbestanden staan voor de Voordelta in Tabel 7-4 en voor de Noordzeekustzone in Tabel 7-5.

Tabel 7-4 Voordelta: Op basis van bodemschaafbemonstering berekende voorjaarsbestanden (biomassa (versgewicht) in 10^6 kg) van schelpdiersoorten die als voedsel benut kunnen worden door eenden en teruggerekende (benutbare) bestanden in het najaar voorafgaand aan de voorjaarsbemonstering

	bestanden voorjaar				geschatte bestanden najaar			
	2007	2008	2009	2010	2006	2007	2008	2009
<i>Ensis</i> <12 cm	38	20,7	29,8	36,2	54,3	29,6	42,6	51,7
<i>Ensis</i> >12 cm	18	33,7	21,6	40,6				
<i>Ensis</i> niet bepaald	97	360,2			94,0	195,8	0,0	0,0
<i>Ensis</i> <12 cm totaal					148,3	225,4	42,6	51,7
<i>Ensis</i> <12 cm benutbaar					74,2	112,7	21,3	25,9
<i>Spisula</i> 1-jarig	0,07	0,03	0,2	0,0				
<i>Spisula</i> meerjarig	0,24	0,75	5,5	0,3	0,3	1,1	7,9	0,5
kokkels		2,6	1,2	0,1	0,0	3,7	1,7	0,1
mosselzaad			13,4					
mosselen (middel)groot		0	21,1	1,1	0,0	0,0	30,1	1,6
overige schelpdieren totaal					0,3	4,8	39,7	2,2

Tabel 7-5 Noordzeekustzone: Op basis van bodemschaafbemonstering berekende voorjaarsbestanden (biomassa (versgewicht) in 10^6 kg) van schelpdiersoorten die als voedsel benut kunnen worden door eenden en teruggerekende (benutbare) bestanden in het najaar voorafgaand aan de voorjaarsbemonstering

	bestanden voorjaar				geschatte bestanden najaar			
	2007	2008	2009	2010	2006	2007	2008	2009
<i>Ensis</i> <12 cm		17	18,7	15,7	24,3	26,7	22,4	102,5
<i>Ensis</i> >12 cm		30	18,8	13,3				
<i>Ensis</i> niet bepaald		268	57,9	5,6	138,5	41,2	4,3	0,0
<i>Ensis</i> <12 cm totaal					162,8	68,0	26,8	102,5
<i>Ensis</i> <12 cm benutbaar					81,4	34,0	13,4	51,2
<i>Spisula</i> 1-jarig	0,01	0,01	0,11	0,7				
<i>Spisula</i> meerjarig	0,44	0,43	0,37	1	0,6	0,5	1,4	1,5

7.4 Literatuur

- Aschoff J & Pohl H (1970) Der Ruheumsatz von Vögeln als Funktion der Tageszeit und der Körpergröße. Journal für Ornithologie 11: 38-47.
- Ens BJ & Rappoldt K (2006) Modeling the response of birds to (over)fishing. Journal of Ornithology 147 suppl.1: 15.
- Goss-Custard JD, Stillman RA, West AD, Caldow RWG, Triplet P, le V. dit Durell SEA & McGrorty S (2004) When enough is not enough: shorebirds and shellfishing. Proceedings of the Royal Society, London B 271: 233-237
- Goudswaard KJ, Kesteloo KJ, Perdon J & Jansen JM (2008) Mesheften (*Ensis directus*), halfgeknotte strandschelpen (*Spisula subtruncata*), kokkels (*Cerastoderma edule*) en otterschelpen (*Lutraria lutraria*) in de Nederlandse kustwateren in 2008. IMARES rapport C069/08.
- Goudswaard KJ, Kesteloo KJ, Perdon J & Jansen JM (2009) Mesheften (*Ensis directus*), halfgeknotte strandschelpen (*Spisula subtruncata*), kokkels (*Cerastoderma edule*) en otterschelpen (*Lutraria lutraria*) in de Nederlandse kustwateren in 2009. IMARES rapport C086/09.

- Goudswaard PC, Perdon KJ, Kesteloo JJ, Jol J, Van Zweeden C, Hartog E, Jansen JMJ & Troost K (2010) Schelpdieren in de Nederlandse kustwateren, een kwantitatieve en kwalitatieve bestandsopname in 2010. Wageningen IMARES rapport nr. C 099/10.
- Heinis F (2010) Passende beoordeling boomkorvisserij in de Voordelta. Beoordeling van de effecten van de boomkorvisserij in de Voordelta (peiljaar 2007) op de natuurlijke kenmerken van de Voordelta.
- Kamermans P, Kesteloo J & Baars D (2003) Eindrapport EVA II (Evaluatie Schelpdiervisserij tweede fase), Deelproject H2: Evaluatie van de geschatte omvang en ligging van kokkelbestanden in de Waddenzee, Ooster- en Westerschelde. RIVO rapport C054/03.
- Laursen K, Kristensen PS & Clausen P (2010) Assessment of blue mussel *Mytilus edulis* fisheries and waterbird shellfish-predator management in the Danish Wadden Sea. *AMBIO* 39: 476-485.
- de Leeuw J (1997) Demanding divers – Ecological energetics of food exploitation by diving ducks. Dissertatie Rijksuniversiteit Groningen.
- Leopold MF, Kats RKH & Ens BJ (2001) Diet (preferences) of common eiders *Somateria mollissima*. *Wadden Sea Newsletter* 1, 25-31.
- Leopold MF, Spannenburg PC, Verdaat HJP & Kats RKH (2007) Identification and size estimation of *Spisula subtruncata* and *Ensis americanus* from shell fragments in stomachs and faeces of Common Eiders *Somateria mollissima* and Common Scoters *Melanitta nigra*. Hoofdstuk 4 in: Kats RKH (2007) Common Eiders *Somateria mollissima* in the Netherlands. The rise and fall of breeding and wintering populations in relation to the stocks of shellfish. Dissertatie Universiteit Groningen, pag. 63-85.
- Leopold MF, Van Stralen MR & De Vlas J (2008) Zee-eenden en schelpdiervisserij in de Voordelta. Wageningen IMARES rapport C008/08.
- Leopold MF, Verdaat H, Spierenburg P, & van Dijk J (2010) Zee-eendenvoedsel op een recente zandsuppletie bij Noordwijk. IMARES rapport C021/10.
- De Mesel I, Craeymeersch J, Schellekens T, Van Zweeden C, Wijsman J, Leopold M, Dijkman E & Cronin K (2011) Kansencarten voor schelpdieren op basis van abiotiek en hun relatie tot het voorkomen van zwarte zee-eenden. Wageningen IMARES rapport C042/11.
- Nehls G (1995) Strategien der Ernährung und ihre Bedeutung für Energiehaushalt und Ökologie der Eiderente (*Somateria mollissima* L., 1758). Ph.D. thesis, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Duitsland.
- Perdon KJ & Goudswaard PC (2006) De Amerikaanse zwaardschede, *Ensis directus* en de halfgeknotte strandschelp, *Spisula subtruncata*, in de Nederlandse kustwateren in 2006. IMARES rapport C078/06.
- Perdon KJ & Goudswaard PC (2007) Mesheften (*Ensis directus*), halfgeknotte strandschelpen (*Spisula subtruncata*) en kokkels (*Cerastoderma edule*) in de Nederlandse kustwateren in 2007. IMARES rapport C087/07.
- Slijkerman DME, Tamis JE & Jongbloed RH (2008) Voortoets bestaand gebruik Noordzeekustzone – Hoofdrapport – (m.u.v. visserij en militaire activiteiten). IMARES Rapport C091/08.
- Swennen C (1976) Populatiestructuur en voedsel van de Eidereend *Somateria mollissima* in de Nederlandse Waddenzee. *Ardea* 64: 311-371.
- Tulp I, Leijzer T, Van Helmond E (2010) Overzicht Wadvisserij. Deelproject A. Bijvangst Garnalenvisserij. Eindrapportage. Wageningen IMARES Rapport nr. C102/10.
- Verhulst S, Oosterbeek K, Rutten AL & Ens BJ (2004) Shellfish fishery severely reduces condition and survival of oystercatchers despite creation of large marine protected areas. *Ecology and Society* 9:17-26.

Verantwoording

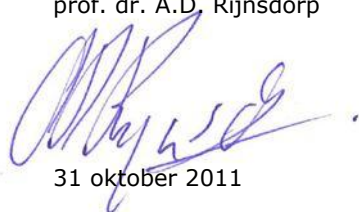
Rapport C130/11

Projectnummer: 430.52010.01

Dit rapport is met grote zorgvuldigheid tot stand gekomen. De wetenschappelijke kwaliteit is intern getoetst door een collega-onderzoeker en het betreffende afdelingshoofd van IMARES.

Akkoord: prof. dr. A.D. Rijnsdorp

Handtekening:



Datum: 31 oktober 2011

Akkoord: drs. J. Asjes
Afdelingshoofd

Handtekening:



Datum: 31 oktober 2011

Kwaliteitsborging

IMARES beschikt over een ISO 9001:2008 gecertificeerd kwaliteitsmanagementsysteem (certificaatnummer: 57846-2009-AQ-NLD-RvA). Dit certificaat is geldig tot 15 december 2012. De organisatie is gecertificeerd sinds 27 februari 2001. De certificering is uitgevoerd door DNV Certification B.V. Daarnaast beschikt het chemisch laboratorium van de afdeling Milieu over een NEN-EN-ISO/IEC 17025:2005 accreditatie voor testlaboratoria met nummer L097. Deze accreditatie is geldig tot 27 maart 2013 en is voor het eerst verleend op 27 maart 1997; deze accreditatie is verleend door de Raad voor Accreditatie.