

Boomkorvisserij: hoe voedselweb-interacties op de zeebodem het succes van visserijmaatregelen kunnen bepalen.

Dr. T. van Kooten

Rapport C127/14



IMARES Wageningen UR

(IMARES - Institute for Marine Resources & Ecosystem Studies)

Opdrachtgever: Ministerie van Economische Zaken
T.a.v. Vincent van der Meij en
Mirjam Poppe
Postbus 20401
2500 EK Den Haag

BO-11-011.04-017

Publicatiedatum: 25 september 2014

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).

Dit onderzoek is uitgevoerd binnen het Beleidsondersteunend in het kader van EZ-programma's

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

© 2013 IMARES Wageningen UR

IMARES, onderdeel van Stichting DLO.
KvK nr. 09098104,
IMARES BTW nr. NL 8113.83.696.B16.
Code BIC/SWIFT address: RABONL2U
IBAN code: NL 73 RABO 0373599285

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-V13.3

Inhoudsopgave

Inhoudsopgave.....	3
1. Aanleiding.....	4
2. Introductie.....	4
3. Methode.....	5
4. Resultaten	6
5. Discussie	7
6. Beleidsrelevantie	9
7. Kwaliteitsborging	10
8. Referenties	10
Verantwoording	12

1. Aanleiding

Dit document is een samenvatting, met daarbij de beleidsrelevantie, van de wetenschappelijke publicatie 'When does fishing lead to more fish? Community consequences of bottom trawl fisheries in demersal food webs' geschreven door Daniel van Denderen, Tobias van Kooten en Adriaan Rijnsdorp, gepubliceerd in *Proceedings of the Royal Society B*, vol. 280, no. 20131883 op 4 september 2013. Het doel van deze Nederlandstalige samenvatting is het ontsluiten van de conclusies uit deze publicatie voor een breder publiek, en het schetsen van de consequenties daarvan voor het Nederlandse visserij- en natuurbeheer.

2. Introductie

Een belangrijk deel van de visserij op het Nederlands Continentaal Plat vindt plaats met de boomkor met wekkerkettingen. Van dit vistuig is bekend dat het, behalve het onttrekken van vis aan het ecosysteem, nog meer effecten heeft. Doordat de wekkerkettingen over en door de bovenste laag van de bodem gesleept worden, om de platvis uit de bodem op te schrikken ("wekken"), worden ook andere dieren die op en in de zeebodem leven (hierna ook aangeduid met de wetenschappelijke benaming 'benthos') beïnvloed. In verschillende experimentele studies is aangetoond dat door het gebruik van een boomkor met wekkerkettingen sterfte optreedt onder veel soorten bodemdieren (Kaiser & Spencer 1996, Kaiser *et al.* 1998, Bergman & van Santbrink 2000). Ook kan boomkorvisserij over langere tijd leiden tot veranderingen in de biomassa, soortenrijkdom en –samenstelling van de bodemgemeenschap (zie bijv. Lengkeek & Bouma 2010). Vanwege deze effecten wordt boomkorvisserij doorgaans gezien als een minder duurzame visserijtechniek (Kaiser *et al.* 2002), en vindt onderzoek plaats ter verduurzaming (Valdemarsen *et al.* 2007).

Niet alle soorten bodemdieren zijn even gevoelig voor boomkorvisserij. Van sommige soorten, zoals grote tweekleppigen (*Bivalva*) en kreeftachtigen (*Crustacea*), gaan veel individuen dood als gevolg van boomkorvisserij, terwijl bijvoorbeeld bepaalde ringwormen (*Annelida*) vrijwel geen effect ondervinden (Kaiser *et al.* 2006). In het eerste geval is ook de periode waarop herstel van een systeem optreedt veel langer. Over het algemeen wordt aangenomen dat de sterfte onder harde en/of grote ongewervelden het grootst is, en dat langdurige bevissing leidt tot een verschuiving naar kleinere en zachte benthosoorten, zonder kwetsbare schelp of ander harde delen (Engel & Kvitek 1998, Kaiser *et al.* 2000, Duineveld *et al.* 2007). Behalve dat kleine dieren minder geraakt worden door het vistuig, hebben zij in het algemeen ook een snellere voortplantingscyclus, waardoor ze na bevissing sneller kunnen herstellen (Jennings *et al.* 2001). Een verschuiving naar kleinere benthosoorten als gevolg van boomkorvisserij is dan ook aangetoond in verschillende modelstudies (Duplisea *et al.* 2002, Hiddink *et al.* 2008).

Platvis, die door de boomkorvisserij wordt bevestigd, leeft van bodemdieren. In de wetenschap, maar ook onder vissers, is al lang een debat gaande over de vraag of boomkorvisserij kan leiden tot een verhoogde beschikbaarheid van voedsel voor platvis. Dat kan wanneer de verschuiving in de soortensamenstelling in het bodemleven die door de visserij wordt veroorzaakt, leidt tot een groter aandeel van soorten die de platvis graag eet (Jennings *et al.* 2001, Jennings *et al.* 2002, Hiddink *et al.* 2008, Hiddink *et al.* 2011). Ook laat een aantal studies zien dat perioden waarin schol (*Pleuronectes platessa*) en tong (*Solea solea*) snel groeiden samenvallen met perioden van intensieve boomkorvisserij (Millner & Whiting 1996, Rijnsdorp & van Leeuwen 1996). Een mogelijke verklaring voor dit patroon is dat de visserij leidt tot een hogere productie van eetbare bodemdieren. Andere studies laten echter een negatief verband zien tussen boomkorvisserij en voedselbeschikbaarheid (Hinz *et al.* 2009), of een verband waarvan de richting afhangt van andere factoren, zoals het bodemtype waar de bevissing plaatsvindt (Shephard *et al.* 2010).

In geen van deze studies wordt echter meegenomen dat visserij niet alleen een effect heeft op benthos, maar tegelijk ook de aanwezigheid beïnvloedt van de platvis die zich hiermee voedt. Er bestaan dus niet alleen *directe* effecten van visserij op vis, en van visserij op benthos, maar ook *indirecte* effecten van visserij *via* vis op benthos, en *via* benthos op vis. Studies gebaseerd op veldgegevens laten zien dat positieve effecten soms wel, en soms niet optreden. Om te onderzoeken onder welke voorwaarden dit effect wel of niet optreedt, is een modelstudie nodig. De resultaten van deze modelstudie geven inzicht in waarom in sommige veldstudies een positief, en in andere een negatief verband wordt gevonden.

3. Methode

In deze studie gebruiken we een voedselwebmodel om de invloed van boomkorvisserij op de interactie tussen twee typen benthische ongewervelden en vis te bestuderen (Figuur 1). Visserij wordt gemodelleerd als sterfte van zowel benthos als vis. Behalve hoe het voedselweb is samengesteld, is de manier waarop het ecosysteem zelf gereguleerd wordt een belangrijk aspect dat bepaalt hoe visserij op het systeem inwerkt (Pace *et al.* 1999). Dat kan op twee manieren: *top down* of *bottom up*. We spreken van *top down* regulatie als de hoeveelheid benthos zonder visserij sterk verminderd is omdat het wordt opgegeten door vis. Bij *bottom up* regulatie wordt de hoeveelheid benthos bepaald door concurrentie in het benthos onderling, en wordt de hoeveelheid vis op zijn beurt bepaald door de hoeveelheid benthos. In een *bottom up* situatie heeft vis dus nauwelijks effect op het benthos in het model. Er bestaat geen consensus over welke van deze twee typen regulatie het sterkst is in benthische mariene ecosystemen (Wilson 1990), en het is ook mogelijk dat beide voorkomen, bijvoorbeeld in verschillende seizoenen of op verschillende locaties.

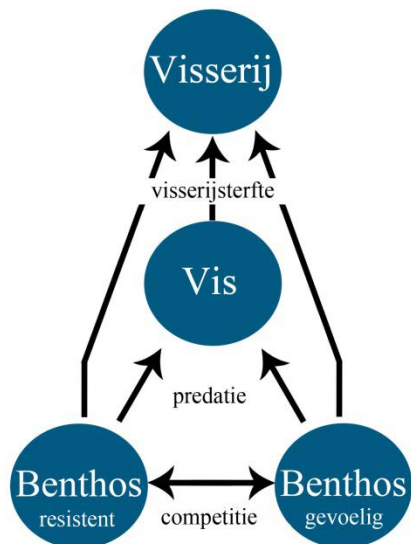
Om zulke effecten te onderzoeken, doen we een evenwichts-analyse van het opgestelde model. Een evenwicht is de 'eindtoestand' van het systeem, de toestand die uiteindelijk bereikt wordt, en waaraan zonder externe invloeden niets meer verandert. Voor interpretatie van de resultaten is het belangrijk onderscheid te maken tussen 'variabelen', en 'parameters' in het model. Variabelen zijn de biomassa's van de verschillende groepen. Hieronder vallen visbiomassa en benthosbiomassa, waarbij we onderscheid maken in benthos dat wel of niet gevoelig is voor boomkorvisserij. Het model berekent de verandering van deze variabelen in de tijd. Parameters zijn eigenlijk de knoppen waar we aan kunnen draaien: hoe snel (bijvoorbeeld groei van benthos) of hoe intensief (bijvoorbeeld visserij) vinden bepaalde processen in het model plaats. De parameterwaarden vormen, samen met de startwaarden van de variabelen, de input waarmee het model de verandering, en de evenwichtswaarde van de variabelen berekent. De startwaarden van de variabelen hebben geen invloed op het evenwicht, zolang ze maar positief zijn. Als de evenwichtstoestand van een model afhangt van de startwaarden van de variabelen, is er sprake van meerdere stabiele evenwichten, ook bekend als 'alternatieve stabiele toestanden' (Scheffer *et al.* 2001). Deze komen in het hier onderzochte model vrijwel niet voor en hebben geen effect op de hier gepresenteerde resultaten.

Bij een evenwichts-analyse, zoals in deze studie uitgevoerd, kijken we hoe de evenwichtstoestand van het model verandert, als we de parameters veranderen. Zo ontstaan figuren waarbij op de horizontale (x-)as de waarde van de gevarieerde parameter staat, en op de verticale (y-)as de bijbehorende evenwichtswaarde van de variabelen. Deze analyse laat zien hoe het 'eindpunt' van het systeem (het evenwicht) verandert als je de sterkte van factoren verandert, zoals de visserij of de mate waarin visserij het benthos beïnvloedt.

In de analyse laten we de dimensie 'tijd' buiten beschouwing. De gevonden evenwichtswaarden zijn immers het eindpunt waar het model-ecosysteem op termijn naar toe zal bewegen. Denk hierbij aan een tijdschaal van tenminste enkele jaren, maar mogelijk decennia. Een parameter-verandering die een grote verschuiving in het systeem tot gevolg heeft (bijvoorbeeld van hoge visserij-intensiteit naar ineens

helemaal stoppen met vissen), leidt over het algemeen eerst tot een grote, snelle verandering. Daarna treedt een steeds kleinere en langzamere verschuiving op, totdat de nieuwe evenwichtstoestand is bereikt.

In deze analyse zijn vier parameters steeds aangepast: (1) de mate waarin vis effect heeft op zijn voedsel, (2) de mate waarin de ene benthos-groep beter visvoer is dan de andere, (3) de visserij-intensiteit en (4) de mate waarin visserij een effect heeft op het benthos.



Figuur 1: Het gemodelleerd voedselweb. Twee typen benthos, waarvan de ene groep (resistent) minder last heeft van mortaliteit door visserij dan de andere groep (gevoelig). Benthos concurreert om de beschikbare ruimte en/of voedsel, en wordt gegeten door vis. Visserij wordt gemodelleerd als sterfte van zowel benthos als vis, waarbij het relatieve effect op vis en benthos kan worden gevarieerd.

4. Resultaten

Hieronder volgt een puntsgewijze opsomming van de belangrijkste resultaten, georganiseerd naar de voorwaarden waaronder ze gelden.

Voor alle onderzochte vormen van regulatie geldt dat:

- Als visserij sterfte van benthos veroorzaakt, dan leidt dit tot verschillen in de biomassa van het resistente en gevoelige benthos. Deze verandering is altijd in het voordeel van de resistente benthos groep. De verschillen zijn groter als er intensiever gevist wordt.
- Alle resultaten zijn berekend voor de situatie waarbij de energetische waarde van de twee benthosgroepen verschilt, waardoor de ene groep kwalitatief beter visvoer is dan de andere. De resultaten zijn hetzelfde wanneer de twee groepen verschillen in groeisnelheid of eetbaarheid.

→ *Wanneer het benthos dat het beste visvoer is, tevens het gevoeligst is voor visserij:*

- Een effect van visserij op het benthos leidt voor elke visserij-intensiteit tot minder visvangst en -biomassa in vergelijking tot wanneer er geen effect is van visserij op benthos. Hoe groter de sterfte van benthos als gevolg van visserij, hoe sterker de afname van vis en visvangst.

→ *Wanneer het benthos dat het beste visvoer is, tevens het minst gevoelig is voor visserij:*

- Visserij die tot sterfte van het gevoelige benthos leidt, leidt tot een verhoogde productie van eetbaar benthos. Dit is zichtbaar door meer resistent en eetbaar benthos en een verhoging van de vangst en de visstand, ten opzichte van een vistuig dat geen effect heeft op het benthos.
- Bij welke visserij-intensiteiten deze verhoogde productie van visvoer en vis voorkomt, hangt af van hoe het systeem gereguleerd is. Bij bottom-up regulatie is dit bij lage intensiteit, bij top-down regulatie juist bij hogere intensiteit. Andersom, dus bij de combinaties lage visserij-intensiteit bij top-down regulatie en hoge intensiteit bij bottom-up regulatie, is er geen verschil tussen tuigen met en zonder effecten op het benthos.
- Onder alle vormen van regulatie leidt bovenstaande ook tot een verandering van de Maximum Sustainable Yield (MSY)¹ en de visserij-intensiteit waarbij MSY optreedt. Bij alle vormen van regulatie, behalve zeer sterke *top down* regulatie, is MSY hoger wanneer visserij tevens directe sterfte van het benthos veroorzaakt. Bij zeer sterke *top-down* regulatie vinden we een lagere MSY.
- Bij hoge visserij-intensiteit sterft vis uiteindelijk uit. De visserij-intensiteit waarbij dit gebeurt is hoger naarmate het vistuig meer sterfte van het gevoelige benthos veroorzaakt.

Afhankelijk van wijze van regulatie:

→ *Wanneer het benthos dat het beste visvoer is, tevens het minst gevoelig is voor visserij:*

- Een positieve² relatie tussen visbiomassa en visserij (meer vis in zee bij meer vissen) kan voorkomen wanneer predatie door vis geen of bijna geen effect heeft op de biomassa van het bodemleven (*bottom up* of zwakke *top down* regulatie). Dit komt voor bij zeer lage visserij-intensiteit. Bij hogere intensiteit is het effect van visserij op vis sterker dan de indirecte voedseltoename. Hierdoor wordt de visbiomassa lager als de visserij-intensiteit toeneemt.
- Bij sterke of zeer sterke *top-down* regulatie kan bij lage visserij-intensiteit en/of een zeer lage invloed van visserij op benthos een positief verband ontstaan tussen visserij-intensiteit en totale benthos biomassa. Onder die omstandigheden leidt bevissing dus tot meer benthos. In alle andere gevallen leidt visserij tot een lagere totale benthos-biomassa, hoewel de biomassa van resistent benthos kan toenemen.

5. Discussie

Modellen zoals in deze studie ingezet, zijn een formele, wiskundige manier om een idee over hoe we denken dat een bepaald ecosysteem werkt, op te schrijven. Door dit idee wiskundig te omschrijven, kunnen we de consequenties van ons idee onderzoeken. Het model beantwoordt dan de vraag "Als ons idee juist is, wat betekent dat dan?". Zelfs als de uitkomsten van een model overeenkomen met de werkelijkheid, is dat wel een aanwijzing, maar geen bewijs dat het model juist is. Hetzelfde patroon kan mogelijk immers op meerdere manieren tot stand komen. Wanneer de modeluitkomsten zeer sterk in

¹ Maximum Sustainable Yield is de aanduiding van de maximale vangst die in een duurzaam evenwicht kan worden gerealiseerd.

² De termen positief en negatief worden in dit document gebruikt in hun wiskundige betekenis. Positief is een aanduiding voor een beweging naar een grotere of hogere, negatief voor een beweging naar een kleinere of lagere waarde. Deze termen hebben dus niet hun alledaagse betekenis van 'goed' en 'slecht' en geven dus ook geen waarde-oordeel.

tegenspraak zijn met de werkelijkheid, betekent dat meestal wel dat het onderliggende idee niet klopt, of in ieder geval onvolledig is.

Een andere manier om te toetsen of een model juist is of niet, is om de onderliggende aannames te toetsen. Sommige van die aannames hebben eigenlijk geen verder onderzoek nodig (bijvoorbeeld: als er geen benthos is, sterft vis die zich met benthos voedt, uit). Andere aannames zijn minder vanzelfsprekend. Een van de grote onzekerheden bij de hier gepresenteerde analyse was de manier waarop het benthos wordt gereguleerd in afwezigheid van visserij. De cruciale vraag is: wordt de biomassa van benthos bepaald door de hoeveelheid voedsel en/of ruimte die het ter beschikking heeft, of door de sterfte, veroorzaakt door predatoren? Op deze vraag biedt de literatuur geen eenduidig antwoord. Omdat in de analyse bleek dat dit wel sterk van invloed was op de uitkomsten, hebben we een aantal varianten onderzocht. Hieronder worden de drie meest cruciale aannames uit het model besproken.

Gevoeligheid voor visserij

Aangenomen wordt dat benthos sterk verschilt in hoeveel er dood gaat als gevolg van boomkorvisserij. Voor deze aanname is direct bewijs uit een experiment van Bergman & van Santbrink (2000). Zij vinden dat van sommige schelpdiersoorten 20 tot 30% dood gaat na een trek van een boomkor, terwijl van wormen meer dan 99,5% overleeft. Hierop is het verschil (een factor 40) tussen gevoelig en resistent benthos in het model gebaseerd. Verder is voor deze parameter een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd, waaruit blijkt dat elke factor groter dan ongeveer 5 leidt tot de gerapporteerde resultaten.

Waarde als voedsel voor vis

Een tweede aanname is dat verschillende typen benthos, per eenheid biomassa, een verschillende voedselwaarde voor vis vertegenwoordigen. De oorzaak van dit verschil in voedingswaarde kan liggen in het feit dat het ene type benthos bijvoorbeeld een hoger vetgehalte of een lager watergehalte heeft, waardoor vis per gram gegeten gewicht meer energie binnenkrijgt dan van het ander benthos-type. Het kan ook komen doordat het ene type moeilijker te eten of te verteren is vanwege bijvoorbeeld een schelp. Zo'n schelp moet wel verwerkt worden in het spijsverteringssysteem, maar levert geen energie op. In dat geval kan de energetische waarde dat het eten van zo'n dier oplevert per gram gelijk zijn, maar zijn de energetische kosten die gepaard gaan met het eten verschillend. Beide leiden tot hetzelfde netto verschil in voedingswaarde per gram als visvoer tussen de benthos-typen. Tussen de verschillende taxonomische groepen in het benthos bestaan grote verschillen in energetische waarde (Brey *et al.* 1988) en in watergehalte (Ricciardi & Bourget 1998). Voor verschillen in de energetische kosten van het eten van verschillende benthos-typen is minder bewijs, vermoedelijk omdat dat uitsluitend kan worden vastgesteld in het laboratorium.

In deze studie wordt verder aangetoond dat ook wanneer vis voor één van de benthos-typen een sterkere voorkeur heeft dan voor de ander, of wanneer één van de typen een hogere productiviteit heeft (meer biomassa produceert per tijdseenheid door groei) dan de ander, dit in het model tot dezelfde uitkomsten leidt als met een verschil in eetbaarheid. Het essentiële punt is dat de benthos-groepen zodanig asymmetrisch zijn dat een verschuiving in de relatieve aanwezigheid van de benthos-groepen kan leiden tot een absolute toename in voedsel voor vis. Dat gebeurt in ieder geval als het toenemende (resistente) benthos-type een hogere voedingswaarde heeft, geprefereerd voedsel is, of productiever is.

Draagkracht voor benthos

De derde cruciale aanname is dat al het benthos gebruik maakt van dezelfde, eindige 'draagkracht'. Deze draagkracht kan bestaan uit de beschikbare ruimte, voedsel of een combinatie van de twee – in het model is dit niet gespecificeerd. Dit is een zeer algemene aanname in de populatie- en

gemeenschapsecologie. Zonder deze aanname zouden de aantallen dieren van alle groepen (benthos en vis) in het model in principe naar oneindig kunnen toenemen.

6. Beleidsrelevantie

De resultaten uit deze analyse zijn met name relevant in relatie tot het beheer van de visserij-inspanning die door de boomkorvloot wordt uitgeoefend, en de inzet van alternatieve tuigen die naar verwachting leiden tot minder sterfte van bodemdieren.

Een belangrijk inzicht uit deze studie is dat een verandering in visserij-intensiteit zowel een positief als een negatief effect kan hebben op de hoeveelheid benthos, de hoeveelheid vis en op de vangst. Een positief effect op de hoeveelheid vis bij een verhoging van de visserij-intensiteit is theoretisch mogelijk, maar uitsluitend onder zeer beperkte condities. Over het algemeen leidt minder vissen tot meer vis. Een andere belangrijke aanname in het beleid over (het verminderen van) het gebruik van de boomkor is het idee dat minder boomkorvisserij tot minder sterfte van benthos leidt, en daardoor ook tot een toename van benthos. Hoewel het eerste klopt, laat deze studie zien dat dat niet altijd leidt tot het tweede. Er zijn twee compenserende mechanismen waardoor benthos kan toenemen met toenemende intensiteit van boomkorvisserij. Het eerste mechanisme geldt voor alle bodemleven, en speelt in *top-down* gereguleerde systemen. Hierin wordt (in de situatie zonder visserij) de hoeveelheid benthos bepaald door de hoeveelheid benthos die wordt opgegeten door de vis. Visserij vermindert in zo'n situatie de hoeveelheid vis, en daardoor wordt er door vis ook minder benthos opgegeten. Als deze verminderde consumptie groter is dan de toename in benthossterfte door de directe effecten (bodemberoering) van visserij, kan de gehele benthosgemeenschap toenemen onder toenemende visserijdruk, zelfs als de visserij ernstige benthos-sterfte veroorzaakt. Een tweede compensatiemechanisme werkt via de competitie tussen de benthosgroepen: doordat het gevoelige benthos harder wordt geraakt door visserij, heeft het resistente type een voordeel omdat de competitie om ruimte en voedsel met de het gevoelige benthos afneemt. Als dit voordeel groter is dan de sterfte door visserij, kan dit type benthos toenemen met toenemende visserij. Dit laatste is onafhankelijk van of het systeem *top-down* of *bottom-up* is gereguleerd.

Deze studie laat een risico zien dat op kan treden bij het op grote schaal overschakelen op tuigen die minder (of geen) sterfte van bodemdieren veroorzaken. Het is mogelijk dat bij gelijkblijvende visserij-inspanning, zowel het visbestand als de vangst sterk teruglopen, omdat de visserij-gerelateerde stimulatie van voedselproductie voor vis wegvalt, terwijl de visserij-sterfte van vis gelijk blijft. Hoe reëel dit risico is, hangt af van (1) of het ecosysteem *bottom-up* dan wel *top-down* gereguleerd is, en (2) of het bodemleven dat vissen graag eten relatief veel, of relatief weinig schade ondervindt van de huidige vorm van visserij. Over beide zaken is in de literatuur geen eenduidig antwoord te vinden. Op basis hiervan zouden twee onderzoeksvragen verder moeten worden bestudeerd: (1) Hoe is de regulatie van het benthische voedselweb in de Noordzee? En (2) Is het inderdaad zo dat de resistente soorten (o.a. wormen) favoriet voedsel zijn dan gevoelige soorten (bv schelpdieren). Dit tweede onderdeel wordt momenteel onderzocht door onderzoekers van IMARES, in samenwerking met CEFAS en Bangor University (van Denderen et al, *in prep*).

Bij het bovenstaande risico is het belangrijk om te beseffen dat 'visserij-intensiteit' in het model gelijk is aan visserij-sterfte. Dat betekent dat we uitgaan van een 1-op-1 vertaling van visserij-inspanning naar visserij-sterfte. Er zijn echter aanwijzingen dat nieuw ontwikkelde tuigen, zoals de pulskor, niet alleen verschillen in de mate waarin ze leiden tot sterfte van benthos, maar ook in hun efficiëntie (Quirijns *et al.* 2013). In dat geval leiden ze mogelijk tot dezelfde visserij-sterfte bij een lagere inspanning. Bij het vergelijken van de impact op het ecosysteem, met dit model, voor tuigen met verschillende efficiëntie, moet hiermee rekening worden gehouden.

Een ander resultaat dat van belang is in relatie tot beheer is dat zowel de waarde van MSY als de visserij-intensiteit waarbij MSY optreedt, verandert als de effecten van vistuig op het benthos veranderen. Dit betekent dat een omschakeling naar een ander vistuig niet alleen van belang is voor het bepalen van de jaarlijks toelaatbare visserij-intensiteit en vangst, maar dat ook de lange-termijn managementdoelen (het behalen van MSY, onder het Gemeenschappelijk Visserij Beleid van de EU).

De in het artikel beschreven analyse is gedaan met een model van een volledig gesloten populatie. Immigratie en emigratie worden buiten beschouwing gelaten, en de groei van benthos- en vispopulaties wordt volledig bepaald door het voorkomen van die populaties. Dat betekent dat de conclusies gelden voor grote gebieden (bijvoorbeeld: de Noordzee), die de gehele vispopulatie omvatten. Voor het bestuderen van de effecten van het sluiten van kleine gebieden, zoals dat gebeurt in de Noordzeekustzone en de Vlakte van de Raan in het kader van het VIBEG akkoord, en in de toekomst mogelijk in de Waddenzee in het kader van het VISWAD proces, is het model in zijn huidige vorm niet geschikt. In zulke gebieden is namelijk juist sprake van een grote uitwisseling met de omgeving (vanwege mobiele vis en pelagische larvale stadia van benthos). In het VIBEG onderzoek in 2014 wordt het model uitgebreid om de uitwisseling tussen open en gesloten gebieden te kunnen bestuderen.

7. Kwaliteitsborging

IMARES beschikt over een ISO 9001:2008 gecertificeerd kwaliteitsmanagementsysteem (certificaatnummer: 124296-2012-AQ-NLD-RvA). Dit certificaat is geldig tot 15 december 2015. De organisatie is gecertificeerd sinds 27 februari 2001. De certificering is uitgevoerd door DNV Certification B.V.

8. Referenties

- Bergman, M. J. N. & J. W. van Santbrink. 2000. Mortality in megafaunal benthic populations caused by trawl fisheries on the Dutch continental shelf in the North Sea in 1994. *Ices Journal of Marine Science* **57**: 1321-1331.
- Brey, T., H. Rumohr & S. Ankar. 1988. Energy content of macrobenthic invertebrates - general conversion factors from weight to energy. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **117**: 271-278.
- Duineveld, G. C. A., M. J. N. Bergman & M. S. S. Lavaleye. 2007. Effects of an area closed to fisheries on the composition of the benthic fauna in the southern North Sea. *Ices Journal of Marine Science* **64**: 899-908.
- Duplisea, D. E., S. Jennings, K. J. Warr & T. A. Dinmore. 2002. A size-based model of the impacts of bottom trawling on benthic community structure. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **59**: 1785-1795.
- Engel, J. and R. Kvitek. 1998. Effects of otter trawling on a benthic community in monterey bay national marine sanctuary. *Conservation Biology* **12**: 1204-1214.
- Hiddink, J. G., A. F. Johnson, R. Kingham & H. Hinz. 2011. Could our fisheries be more productive? Indirect negative effects of bottom trawl fisheries on fish condition. *Journal of Applied Ecology* **48**: 1441-1449.
- Hiddink, J. G., A. D. Rijnsdorp & G. Piet. 2008. Can bottom trawling disturbance increase food production for a commercial fish species? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **65**: 1393-1401.
- Hinz, H., V. Prieto & M. J. Kaiser. 2009. Trawl disturbance on benthic communities: chronic effects and experimental predictions. *Ecological Applications* **19**: 761-773.
- Jennings, S., T. A. Dinmore, D. E. Duplisea, K. J. Warr & J. E. Lancaster. 2001. Trawling disturbance can modify benthic production processes. *Journal of Animal Ecology* **70**: 459-475.
- Jennings, S., M. D. Nicholson, T. A. Dinmore & J. E. Lancaster. 2002. Effects of chronic trawling disturbance on the production of infaunal communities. *Marine Ecology Progress Series* **243**: 251-260.

- Kaiser, M. J., K. R. Clarke, H. Hinz, M. C. V. Austen, P. J. Somerfield & I. Karakassis. 2006. Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. *Marine Ecology Progress Series* **311**: 1-14.
- Kaiser, M. J., J. S. Collie, S. J. Hall, S. Jennings & I. R. Poiner. 2002. Modification of marine habitats by trawling activities: prognosis and solutions. *Fish and Fisheries* **3**: 114-136.
- Kaiser, M. J., D. B. Edwards, P. J. Armstrong, K. Radford, N. E. L. Lough, R. P. Flatt & H. D. Jones. 1998. Changes in megafaunal benthic communities in different habitats after trawling disturbance. *Ices Journal of Marine Science* **55**: 353-361.
- Kaiser, M. J., K. Ramsay, C. A. Richardson, F. E. Spence & A. R. Brand. 2000. Chronic fishing disturbance has changed shelf sea benthic community structure. *Journal of Animal Ecology* **69**: 494-503.
- Kaiser, M. J. and B. E. Spencer. 1996. The effects of beam-trawl disturbance on infaunal communities in different habitats. *Journal of Animal Ecology* **65**: 348-358.
- Lengkeek, W. and S. Bouma. 2010. Impacts of beam trawl fisheries in the North Sea. 10-048, Bureau Waardenburg B.V. .
- Millner, R. S. and C. L. Whiting. 1996. Long-term changes in growth and population abundance of sole in the North Sea from 1940 to the present. *Ices Journal of Marine Science* **53**: 1185-1195.
- Pace, M. L., J. J. Cole, S. R. Carpenter & J. F. Kitchell. 1999. Trophic cascades revealed in diverse ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution* **14**: 483-488.
- Quirijns, F., W. J. Strietman, B. van Marlen & M. Rasenberg. 2013. Platvis pulsvisserij, resultaten en kennisleemtes.
- Ricciardi, A. and E. Bourget. 1998. Weight-to-weight conversion factors for marine benthic macroinvertebrates. *Marine Ecology-Progress Series* **163**: 245-251.
- Rijnsdorp, A. D. and P. I. vanLeeuwen. 1996. Changes in growth of North Sea plaice since 1950 in relation to density, eutrophication, beam-trawl effort & temperature. *Ices Journal of Marine Science* **53**: 1199-1213.
- Scheffer, M., S. Carpenter, J. A. Foley, C. Folke & B. Walker. 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* **413**: 591-596.
- Shephard, S., D. Brophy & D. G. Reid. 2010. Can bottom trawling indirectly diminish carrying capacity in a marine ecosystem? *Marine Biology* **157**: 2375-2381.
- Valdemarsen, J. W., T. Jorgensen & A. Engas. 2007. Options to mitigate bottom habitat impacts of dragged gear. *FAO Fisheries*, Rome, Italy.
- Van Denderen, P. D., A.D. Rijnsdorp, N. Hintzen, P. Ruardij & T. van Kooten. 2013. *In prep.*
- Wilson, W. H. 1990. Competition and Predation in Marine Soft-Sediment Communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* **21**: 221-241.

Verantwoording

Rapport C127/14

Projectnummer: 4302503102

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: Dr. I.Y.M. Tulp
Senior Onderzoeker



Handtekening:

Datum: 25 september 2014

Akkoord: Drs. J.H.M. Schobben
Hoofd afdeling vis

B/a Dr. ir. N.A. Steins



Handtekening:

Datum: 25 september 2014