



www.ilvo.vlaanderen.be

Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek

Wetenschappelijke instelling van de Vlaamse Overheid  
Landbouw en Visserij



Eindrapport

# Evaluatie van de milieu-impact van WARrelnet en boomKORvisserij op het Belgisch deel van de Noordzee

-

Voorstudie & State-of-the-Art



30 april 2008





---

# Project 'Innovatiecentrum Duurzame en Ecologische Visserij' (IDEV)

Uitbreiding met expertenconsortium (WAKO)

---

**ILVO – Instituut voor Landbouw en  
Visserij Onderzoek**



**Eenheid: Dier**

**Visserij**

Ankerstraat 1

B-8400 Oostende

**Sectie Biologische monitoring<sup>2</sup>**

**Sectie Technisch Visserijonderzoek<sup>1</sup>**

**(coördinator)**

**UGent – Universiteit Gent**



**Vakgroep Biologie**

Krijgslaan 281-S8

B-9000 Gent

**Sectie Mariene Biologie<sup>3</sup>**

**KBIN/BMM – Koninklijk Belgisch**

**Instituut voor Natuurwetenschappen**



3de en 23ste Linierregimentsplein,

B-8400 Oostende

**Afdeling BMM - Beheerseenheid van het**

**Mathematisch Model van de**

**Noordzee<sup>4</sup>**

**INBO – Instituut voor Bos- en**

**NatuurOnderzoek<sup>5</sup>**



Kliniekstraat 25

1070 Brussel

## Project 'Innovatiecentrum Duurzame en Ecologische Visserij' (IDEV)

(VIS/02/B/05/DIV)

Uitbreiding met expertenconsortium

Evaluatie van de milieu-impact van WARrelnet- en  
boomKOrvisserij op het Belgisch deel van de  
Noordzee  
(WAKO)

-

Eindrapport

De auteurs:

Depestele, J.<sup>1</sup>; Courtens, W.<sup>5</sup>; Degraer, S.<sup>3</sup>;  
Deros, S.<sup>3</sup>; Haelters, J.<sup>4</sup>; Hostens, K.<sup>2</sup>; Moulart,  
I.<sup>2</sup>; Polet, H.<sup>1</sup>; Rabaut, M.<sup>3</sup>; Stienen, E.<sup>5</sup>; Vincx,  
M.<sup>3</sup>

Gefinancierd door:

- De Europese Commissie (FIOV)  
- Het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap





Gelieve als volgt te refereren:

Depestele, J.; Courtens, W.; Degraer, S.; Derous, S.; Haelters, J.; Hostens, K.; Moulaert, I.; Polet, H.; Rabaut, M.; Stienen, E.; Vincx, M. (2008). WAKO: Evaluatie van de milieu-impact van WARrelnet- en boomKOrvisserij op het Belgisch deel van de Noordzee: Eindrapport. ILVO-Visserij: Oostende, België. 185pp. (+Annexes).



## Inhoudstafel

Executive summary .....	i
Samenvatting .....	viii
1. Inleiding .....	1-1
2. Analyse van de bijvangst van zeezoogdieren in warrelnetten .....	2-1
2.1    Inschatting van de bijvangst van bruinvissen (aantal, %) aan de hand van een analyse van strandingsgegevens van bruinvissen tussen 1995 en 2006 (in detail).....	2-1
2.2    Modellering van de herkomst van een aantal strandingen van bruinvissen waarvan de autopsie aantoonde dat ze bijgevangen waren, om de mogelijkheden van die modellering aan te tonen, en om aan te tonen dat niet alle bijvangst-dieren gevangen werden in Belgische wateren (als voorbeeld). .....	2-7
3. Beknopte analyse van de associatie tussen zeevogels en visserij .....	3-1
3.1    Inleiding .....	3-1
3.2    Materiaal & Methode .....	3-1
3.3    Resultaten & discussie .....	3-2
3.4    Conclusie en aanbevelingen.....	3-4
3.5    Referenties .....	3-4
4. Literatuuronderzoek.....	4-1
4.1    Effecten van de garnalenboomkorvisserij op benthos.....	4-1
4.2    Directe, korte-termijneffecten van platvisboomkorvisserij op benthos .....	4-2
4.3    Effecten van kieuw- en warrelnetvisserij op benthos.....	4-27
4.4    Effecten van de garnalenboomkorvisserij op zeevogels .....	4-31
4.5    Interactie tussen zeevogels en visserij.....	4-32
4.6    Effecten van de garnalenboomkorvisserij op zeezoogdieren .....	4-48
4.7    Effecten van de platvisboomkorvisserij op zeezoogdieren .....	4-49
4.8    Effecten van de kieuw- en warrelnetvisserij op zeezoogdieren .....	4-50
4.9    Milieu-effecten van de garnalen- en platvisboomkorvisserij door spookvissen .....	4-60
4.10   Milieu-effecten van kieuw- en warrelnetvisserij door spookvissen .....	4-61
5. Hiaten in kennis over de effecten van warrelnet- en boomkorvisserij op zeevogels, benthos en zeezoogdieren .....	5-1
6. Huidige en mogelijke geografische verspreiding van de visserij-inspanning.....	6-1
6.1    Mogelijkheden tot het vaststellen geografische verspreiding van de huidig toegepaste visserijmethodes.....	6-1
6.2    Vaststellen geografische verspreiding potentiële visgronden per visserijmethode.....	6-24
7. Onderzoek naar de mogelijkheid om een Biologische Waarderingskaart voor het Belgisch deel van de Noordzee te ontwikkelen met zeezoogdieren .....	7-1

7.1	Analyse beschikbare gegevens over de verspreiding van zeezoogdieren op het Belgische deel van de Noordzee & Onderzoek naar de mogelijkheid om een Biologische Waarderingskaart voor het Belgische deel van de Noordzee met zeezoogdieren te ontwikkelen.....	7-1
7.2	Mogelijke oplossing om het probleem van heterogene verspreidings-gegevens, vooral in tijd, aan te pakken door uittesten T-POD.....	7-11
8.	De strategie van BWZee aanpassen voor impactevaluatie van visserijmethodes (boomkor- en warrelnetvisserij), ten einde de milieu-impact integraal (impact op zeevogels, zeezoogdieren en benthos en door spookvissen) te kunnen evalueren.....	8-1
9.	Onderzoek naar de mogelijkheid tot evaluatie van de milieu-impact van visserijmethodes door vergelijkende studie Biologische Waarde en visserij-inspanning .....	9-1
9.1	Inleiding .....	9-1
9.2	Materiaal en methode.....	9-1
9.3	Resultaten.....	9-2
9.4	Discussie .....	9-6
9.5	Conclusie.....	9-8
9.6	Dankwoord.....	9-8
9.7	Referenties .....	9-9
10.	Conclusies en aanbevelingen.....	10-1
10.1	Evaluatie van de milieu-impact van warrelnet- en boomkorvisserij.....	10-1
10.2	Potentie in de aanpassing van de strategie van BWZee om de milieu-impact van warrelnet- en boomkorvisserij integraal met elkaar te vergelijken.....	10-5
11.	Annexen.....	11-1
11.1	Annex 1: Using models to investigate a harbour porpoise bycatch problem in the southern North Sea – eastern Channel in spring 2005 - ICES CM 2006/L:03 .....	11-1
11.2	Annex 2: Samenvatting individuele, empirische mortaliteitstudies ( <i>Kaiser et al., 2006; Løkkeborg, 2005</i> ) (In het Engels).....	11-9
11.3	Annex 3: Verklaring variabelen database mortaliteitstudies (In het Engels).....	11-17
11.4	Annex 4: References on direct, short-term effects of beam trawl disturbances on benthic invertebrates (“pre-after”- experiments) with their overlap .....	11-39
11.5	Annex 5: Samenvattingen en belangrijkste besluiten studies besproken in paragraaf 4.2.3.1	11-46
11.6	Annex 6: Onderzoek of het mogelijk is de KBIN/BMM/VLIZ duikcampagnes te gebruiken voor de inschatting van de situatie rond de wrakken m.b.t. spookvissen.....	11-60

## Lijst met tabellen

Tabel 4-1 - Samenvatting van de beschikbare biologische data in de WAKO-databank.....	4-9
Tabel 4-2 (vervolg).....	4-10
Tabel 4-3 (vervolg).....	4-11
Tabel 4-4 (vervolg).....	4-12
Tabel 4-5- Illustratie de verschillen tussen IMPACT-II en Bergman & van Santbrink (2000) en tussen de databanken van Kaiser <i>et al.</i> (2006) en WAKO.....	4-15
Tabel 4-6 - Globale effecten van warrelnet- en boomkorvisserij op de 18 belangrijkste soorten.....	4-39
Tabel 4-7 - Reikwijdte, seizoenale verdeling van de waarnemingen en de waargenomen visserij-inspanning per type net van kieuw- en warrelnetvisserijen in de Keltische Zee in de periode 1992 - 1994 (Aangepast van Tregenza <i>et al.</i> (Tregenza <i>et al.</i> , 1997)).....	4-52
Tabel 4-8 - Waargenomen hoeveelheden bijgevangen bruinvis in de kieuw- en warrelnetvisserij in de Keltische Zee in de periode 1992 - 1994 .....	4-53
Tabel 4-9 - De gemiddelde jaarlijkse aanvoer (in ton) voor de Deense Noordzee kieuw- en warrelnetvisserij (Aangepast uit Vinther and Larsen (2004)).....	4-55
Tabel 4-10 - Karakteristieken van de vistuigen die in de Noordzee zijn geobserveerd. (maaswijdtes, nethoogte en onderdompelingstijd) (Aangepast uit Vinther, 1999).....	4-56
Tabel 6-1 - Aantal waarnemingen van visserschepen per vlucht, gebaseerd op DZ-vluchtgegevens 1997-2007 .....	6-10
Tabel 6-2 - Opsomming van doelsoorten en bijvangstsoorten voor de Belgische kieuw- en warrelnetvaartuigen in de periode 2002 tot 2006.....	6-33
Tabel 6-3 Procentueel aandeel van de jaarlijkse vangst per kwartaal en per ICES-quadrant.....	6-35
Tabel 7-1 - Overzicht van de verankeringen van de T-PoD tussen 2006 en juli 2007 .....	7-16
Tabel 10-1 - Evaluatie van de milieu-impact van warrelnet- en boomkorvisserij op benthos. ....	10-2
Tabel 10-2 - Evaluatie van de milieu-impact van warrelnet- en boomkorvisserij op zeevogels. ....	10-2
Tabel 10-3- Evaluatie van de milieu-impact van warrelnet- en boomkorvisserij op zeezoogdieren. ....	10-3
Tabel 10-4 -Evaluatie van de milieu-impact van warrelnet- en boomkorvisserij door spookvissen. ....	10-4
Tabel 10-5 - Hiaten in de kennis over de effecten van warrelnet- en boomkorvisserij ter toepassing van de strategie van biologische waardering als instrument om impact integraal te evalueren. ....	10-9
Tabel 11-1 – Comparison between IMPACT-I, IMPACT-II studies and unpublished data from IMPACT-II interim reports.....	11-42
Tabel 11-2 – Samenvatting van de verschillende behandelingen die in rekening werden gebracht door Collie <i>et al.</i> (2000). (Aangepast uit Collie <i>et al.</i> (2000)) .....	11-52
Tabel 11-3 - Samenvatting van de verschillende behandelingen, zoals ze uit de database, gebruikt voor Kaiser <i>et al.</i> (2006) zijn geëxtraheerd.....	11-56

Tabel 11-4 - Een samenvatting van de impact en herstelstatistieken voor boomkorvisserij in drie types habitat. (Aangepast uit Kaiser <i>et al.</i> (2006)).....	11-58
Tabel 11-5 - Een samenvatting van de impact en herstelstatistieken voor boomkorvisserij in drie types habitat.....	11-59

## Lijst met figuren

Figuur 2-1 - Aantal gestrande bruinvissen per jaar tussen 1995 en 2006, met indicatie van de doodsoorzaak/reden van stranding. ....	2-2
Figuur 2-2 - Aantal gestrande bruinvissen per jaar tussen 1995 en 2006.....	2-3
Figuur 2-3 - Totaal aantal bruinvissen dat tussen 1995 en 2006 per maand aanspoelde, en percentage waarvan de doodsoorzaak bijvangst was (op het aantal dieren waarvan een doodsoorzaak bepaald kon worden).....	2-3
Figuur 2-4 - Deze grafiek toont het aantal bruinvissen waargenomen vanaf het strand per periode van tien dagen in Nederland (gegevens Kees Camphuysen, niet gepubliceerd). ....	2-5
Figuur 2-5 - Eén van de resultaten van de modellering van de herkomst van een aantal bruinviskadavers in mei 2005 (uit Haelters <i>et al.</i> , 2006).....	2-8
Figuur 3-1- Percentage van het aantal vogels per soort dat geassocieerd .....	3-2
Figuur 3-2 - Dichtheid van zeevogels die niet met vissersschepen zijn geassocieerd in het Belgische deel van de Noordzee. ....	3-3
Figuur 3-3 - Dichtheid van zeevogels die met vissersschepen zijn geassocieerd in het Belgische deel van de Noordzee. ....	3-3
Figuur 3-4 - Procentuele afname van de dichtheid aan zeevogels per 3x3 km-hok wanneer de visserij-gerelateerde vogels worden weggelaten. ....	3-3
Figuur 4-1- Zeekoeten, verstrikt in kieuwnet en aangespoeld op de Belgische kust (Foto: BMM) ..	4-34
Figuur 4-2 - Waargenomen visserij-inspanning en bijvangst van bruinvissen in de Keltische Zee in de periode 1992 - 1994, geaggregeerd per ICES-rechthoek (Aangepast van Tregenza <i>et al.</i> (Tregenza <i>et al.</i> , 1997)). ....	4-53
Figuur 4-3 - De staalname-activiteit voor de verschillende Deense kieuw- en warrelnetvisserijen in de Noordzee (Aangepast uit Vinther, 1999).....	4-55
Figuur 4-4 - Simulatie van het verlies van een kieuwnet (Aangepast uit (MacMullen and al, 2004))... ..	4-65
Figuur 4-5 - Resten van een wraknet op het wrak Pandora (Aangepast uit (MacMullen and al, 2004)) .....	4-65
Figuur 4-6 - Fysische degradatie van het wraknet (sketches zijn gebaseerd op fysische metingen en onderwaterfilm) (Revill and Dunlin, 2003).....	4-66
Figuur 4-7 - De viscapaciteit voor een warrelnet op “open” visgrond en voor een enkelwandig kieuwnet dat in de buurt van een wrak wordt geplaatst (Revill and Dunlin, 2003). ....	4-67
Figuur 6-1 - Het zandbanksysteem van het Belgisch deel van de Noordzee (aangepast uit Degraer et al. 2007).....	6-2
Figuur 6-2 - Overzicht van de ICES-kwadranten die de Zuidelijke Bocht van de Noordzee uitmaken. ....	6-3

Figuur 6-3 - staalname-inspanning voor de vogeltellingen door het INBO tussen 1992 en 2005 (bron INBO).....	6-6
Figuur 6-4 - Ruimtelijke spreiding en intensiteit van de sportvisserij op het BNZ op basis van INBO-gegevens.....	6-8
Figuur 6-5 - Gemiddeld aantal vluchten per maand ( $\pm$ standaarddeviatie), gebaseerd op BMM-gegevens 1997-2007.....	6-9
Figuur 6-6 - Totaal aantal vluchten per uur, gebaseerd op BMM-gegevens 1997-2007.....	6-9
Figuur 6-7 - Overzicht van alle waargenomen vissersvaartuigen tijdens de BMM-vluchten tussen 1997 en 2007 opgedeeld per vlag in het Belgisch deel van de Noordzee. ....	6-10
Figuur 6-8 - Dichtheid van de geselecteerde vissersvaartuigen gebaseerd op BMM-gegevens 1997-2007.....	6-11
Figuur 6-9 - Gemiddeld aantal trips (volle lijn) en aantal waarnemingen (gebroken lijn) per maand, gebaseerd op INBO-gegevens 1992-2005.....	6-12
Figuur 6-10 - Dichtheid van de geselecteerde vissersvaartuigen gebaseerd op INBO-gegevens 1992-2005 (klasse 0 geen waarnemingen, klasse 4 meeste waarnemingen). ....	6-12
Figuur 6-11 - Aantal registraties voor de Nederlandse grote boomkorvloot tussen 1993 en 2002 (Lindeboom 2008).....	6-14
Figuur 6-12 - Maandelijks productie in ton per aangelande vissoort (sole: tong; plie: schol; seiche: zeeekat; autres: andere) (Aangepast van Guitton <i>et al.</i> , 2003).....	6-28
Figuur 6-13 - Geografische en seizoensgebonden verspreiding van de productie (% van de jaarlijkse aanvoer) (Aangepast van Guitton <i>et al.</i> , 2003).....	6-28
Figuur 6-14 - Maandelijks productie in ton per aangelande vissoort (sole: tong; plie: schol; cabillaud: kabeljauw; autres: andere) (Aangepast van Guitton <i>et al.</i> , 2003).....	6-29
Figuur 6-15 - Geografische en seizoensgebonden verspreiding van de productie (% van de jaarlijkse aanvoer) (Aangepast van Guitton <i>et al.</i> , 2003).....	6-30
Figuur 6-16 - Jaarlijkse productie in kg per aangelande vissoort voor de Belgische kieuw- en warrelnetvaartuigen. ....	6-32
Figuur 6-17 - Maandelijks productie in kg per aangelande vissoort voor de Belgische tongvisserij, uitgemiddeld over de periode 2004 – 2006. ....	6-34
Figuur 6-18 - Geografische en seizoensgebonden verspreiding van de productie (% van de jaarlijkse aanvoer, gebaseerd op gegevens van 2004 tot en met 2006).....	6-35
Figuur 6-19 – Visgronden die door de schipper-reders van de drie Belgische warrelnetvaartuigen werden aangeduid als potentieel goed voor tongvisserij in de huidige omstandigheden van multifunctioneel gebruik van het Belgisch deel van de Noordzee .....	6-36
Figuur 6-20 - ruimtegebruik op het Belgisch deel van de Noordzee (Aangepast van <a href="http://www.kustatlas.be">www.kustatlas.be</a> ) .....	6-37



Figuur 6-21 - De relatie tussen visserij en ander ruimtelijk gebruik op het Belgische deel van de Noordzee (Aangepast van Maes <i>et al.</i> , 2005).....	6-39
Figuur 7-1 - Overzicht van alle waarnemingen van zeezoogdieren op het Belgische deel van de Noordzee tussen 1992 en 2005.....	7-2
Figuur 7-2 - Dichtheid van Bruinvis in de periode 1992-2005. ....	7-3
Figuur 7-3 - Dichtheid van Bruinvis in de periode 2003-2005. ....	7-3
Figuur 7-4 - Aantal waargenomen Bruinvissen per gevaren kilometer in het Belgische deel van de Noordzee tussen 1992 en 2005.....	7-4
Figuur 7-5 - Aantal waarnemingen van groepjes bruinvissen dat door derden gerapporteerd werd aan BMM, en dat tijdens toezichtsvluchten, uitgevoerd door BMM, waargenomen werden. ....	7-7
Figuur 7-6- Aantal waarnemingen per maand van groepjes bruinvissen dat tussen 1995 en 2007 door derden gerapporteerd werd aan BMM, en dat tijdens toezichtsvluchten uitgevoerd door BMM waargenomen werd.....	7-7
Figuur 7-7 - Groepjes bruinvissen zoals in het databestand van de BMM (exclusief de bruinvissen gerapporteerd door het INBO) tussen 1995 en 2007 (juni). ....	7-7
Figuur 7-8 - Posities van groepjes bruinvissen waargenomen vanuit het toezichtsvliegtuig van de BMM tussen 1995 en 2007 (juni).....	7-8
Figuur 7-9 - Groepjes bruinvissen zoals in het databestand van de BMM (exclusief de bruinvissen gerapporteerd door het INBO) tussen 1995 en 2007 (juni) in het voorjaar (januari–april).....	7-8
Figuur 7-10 - Groepjes bruinvissen zoals in het databestand van de BMM (exclusief de bruinvissen gerapporteerd door het INBO) tussen 1995 en 2007 (juni) in de zomermaanden (mei-augustus). ....	7-9
Figuur 7-11 - Groepjes bruinvissen zoals in het databestand van de BMM (exclusief de bruinvissen gerapporteerd door het INBO) tussen 1995 en 2007 (juni) in het najaar (september-december).....	7-9
Figuur 7-12 - Detecties van de sonar van vaartuigen tijdens een test in de haven van Nieuwpoort..	7-13
Figuur 7-13 - Tripode, met naast andere meetapparatuur, de T-PoD op de centrale as (foto Joan Backers, KBIN/BMM). ....	7-14
Figuur 7-14 - Detail van de bevestiging van de T-PoD aan de tripode (foto Joan Backers, KBIN/BMM). ....	7-15
Figuur 7-15 - T-PoD bij het bovenhalen na de laatste verankering. Het frame werd uitgewerkt door de Vlaamse Hydrografie (foto Vlaamse Hydrografie). ....	7-15
Figuur 7-16 - Posities waar metingen uitgevoerd werden met de T-PoD (zie Tabel 7-1).....	7-16
Figuur 7-17 - Aanduiding van de hoeksensor bij de verankering op 27 maart 2006 (groen omlijnd); net na het plaatsen van de tripode is die onder water gekanteld.....	7-18
Figuur 7-18 - Benaderingssequentie: een bruinvis nadert de verankerde tripode.. ....	7-20
Figuur 7-19 - Aantal vaststellingen van bruinvissen per dag; verankering 15 mei – 14 juni 2006. ...	7-23
Figuur 7-20 - Aantal vaststellingen van bruinvissen per dag; verankering 8 november 2006 – 7 februari 2007. ....	7-23

Figuur 7-21 - Aantal vaststellingen van bruinvissen per dag; verankering 18 april – 30 juli 2007...	7-23
Figuur 7-22 - Aantal vaststellingen van dolfinen per dag; verankering 18 april – 30 juli 2007 .....	7-24
Figuur 9-1 - Geïntegreerde mariene biologische waarderingskaart van het Belgisch deel van de Noordzee (links) en weergave van de totale gegevens-beschikbaarheid (rechts). .....	9-3
Figuur 9-2 - Dichtheid van de geselecteerde vissersvaartuigen gebaseerd op DZ-gegevens (links) en INBO-gegevens (rechts).....	9-4
Figuur 9-3 - Overlay van de totale biologische waarderingskaart (uit Derous <i>et al.</i> 2007c) met de relatieve frequentie van waargenomen actieve vissersvaartuigen (boomkor en bordenvisserij) op basis van de DZ-gegevens (links) en INBO-gegevens (rechts).....	9-5
Figuur 9-4 - Overlay van de totale biologische waarderingskaart (uit Derous <i>et al.</i> 2007c) met de relatieve frequentie van waargenomen 'stilliggende' hengelsportvaartuigen op basis van de INBO-gegevens. ....	9-6
Figuur 9-5 - Correlatie tussen biologische waarde en visserij-inspanning voor de boomkorvisserij gebaseerd op de DZ-gegevens (links) en de INBO-gegevens (rechts).....	9-6
Figuur 11-1 - Database structure, based on Cost Impact Meta Database (Kaiser <i>et al.</i> , 2006).....	11-17
Figuur 11-2 - Beam trawl with different components .....	11-23
Figuur 11-3 - diagramatic side view of the quantitative benthos dredge .....	11-28
Figuur 11-4 – De kaarten geven de totale, gemodelleerde jaarlijkse sterfte weer voor benthische gemeenschappen.....	11-51
Figuur 11-5 – De gemiddelde initiële responsen van alle organismen (X-as), geordend per type vistuig. (Aangepast uit Collie <i>et al.</i> (2000)) .....	11-53
Figuur 11-6 - De gemiddelde initiële responsen van alle organismen (X-as), geordend per type habitat. (Aangepast uit Collie <i>et al.</i> (2000)) .....	11-54
Figuur 11-7 - De gemiddelde initiële responsen van diverse taxa (X-as), geordend per type. (Aangepast uit Collie <i>et al.</i> (2000)).....	11-54
Figuur 11-8 - Op de Y-as wordt de log-getransformeerde waarde weergegeven van de responsvariabele Y, de respons van de benthische taxa op verstoring door de boomkor in verschillende habitatcategorieën. (Aangepast uit Kaiser <i>et al.</i> (2006)).....	11-57
Figuur 11-9 - Gemiddelde initiële respons (tot 7 dagen na verstoring) met 95% betrouwbaarheidsintervallen voor boomkorvisserij (BT) in verschillende habitats. ....	11-59
Figuur 11-10 - Verloren gegaan staand want op het wrak van de Birkenfels (foto A.Norro, KBIN/BMM). .....	11-63
Figuur 11-11 - De resten van een sleepnet (foto A.Norro, KBIN (BMM)).....	11-63
Figuur 11-12 - Verloren en opgerold (illegaal) warrelnet (foto BMM/KBIN).....	11-63
Figuur 11-13 - Ghost fishing: tong in staat van ontbinding in ghostnet (westelijke kustbanken, 1997; foto BMM/KBIN).....	11-63



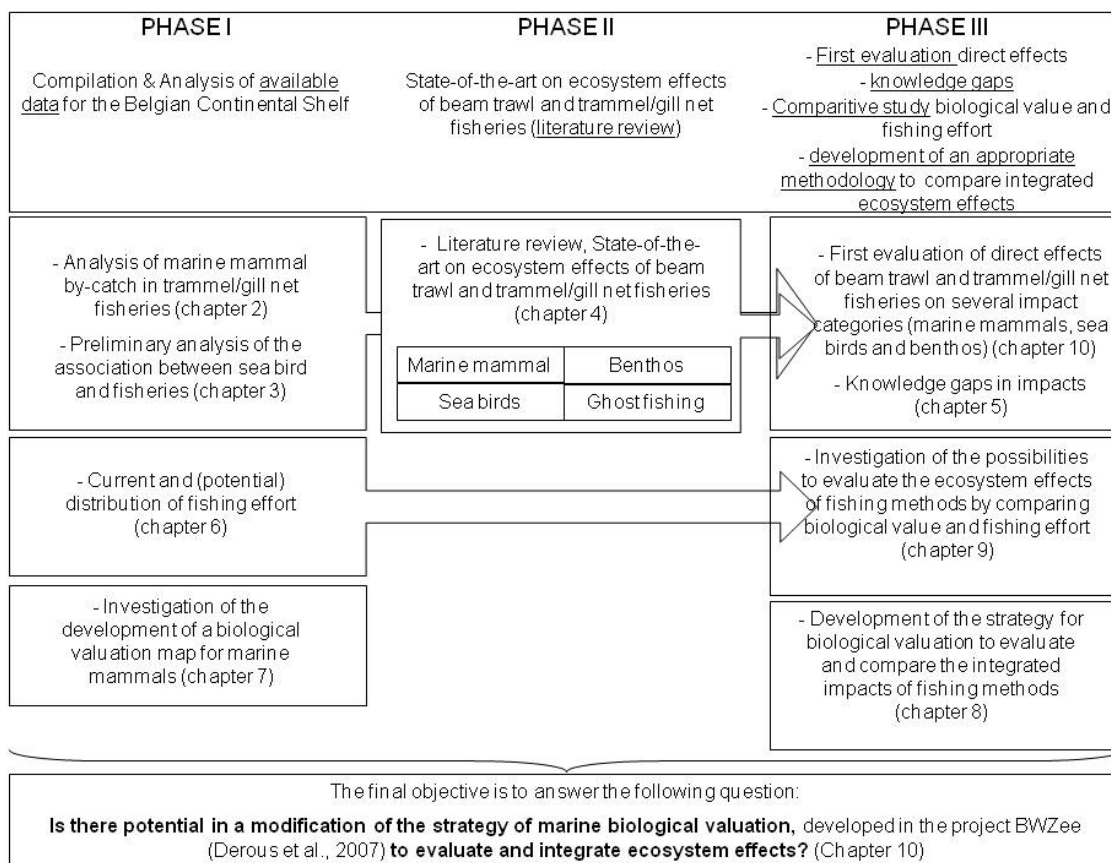
## **Executive summary**

Since the Brundtland-report (“Our common future”) in 1987, Agenda 21 (“the Earth Summit”) in 1992 and the “World summit on sustainable development” in 2002, sustainable development has become a key issue in several sectors of human activities, including fisheries. The FAO describes sustainable fisheries within the Ecosystem Approach to Fisheries as the planning, development and management of fisheries in such a way that it meets the present needs without compromising the ability of future generations to meet their own needs.

The Flemish sea fisheries need a long-term management plan that meets the needs for sustainable fisheries. Three pillars (ecological, economic and social) are essential in the process of sustainable development. The WAKO-project only focuses on the ecological one, but is imbedded in the national EFF-funded project “Innovation centre for sustainable and ecological fisheries” (IDEV), which initiated the search for environmentally friendly and profitable fishing methods for the Flemish sea fisheries. The social and economic pillar for sustainable development of the fisheries is included in IDEV and related projects. Two fishing methods, beam trawl and trammel/gill net fisheries, are socially and economically feasible in the current situation and are both viable for the main target fish species, namely sole and plaice. As their effects on the marine environment are an issue of debate and as it is up till now not scientifically indicated which one of the two fishing methods is ecologically more feasible, the need for WAKO raised.

The current project is a first attempt to map the scientific information on and the knowledge gaps of their effects. The potential to adapt the concept and strategy of marine biological valuation has been investigated to have an integrated evaluation of the ecosystem effects of different fishing gears, as a decision support tool to marine environmental management. The aims of WAKO can be summarized as follows:

1. Compilation and analysis of existing, experimental data for the Belgian part of the North Sea.
2. Current knowledge on the impact of beam trawl and trammel/gill net fisheries, based on literature review.
3. Evaluation of the direct effects of beam trawl and trammel/gill net fisheries on several impact-categories, knowledge gaps and investigation of an appropriate methodology to evaluate the integrated environmental impact.



This study focused on the ecosystem effects of both fishing gear on three ecosystem components, namely benthos, marine mammals and sea birds. The by-catch of marine mammals was analyzed through data on stranded animals and modeling of their origin. Another analysis showed the association between sea birds and fishing vessels. Extensive literature review was undertaken for other effects on all above mentioned ecosystem components. Also a database was developed for the impact of beam trawl fisheries. The effects on fish populations were outside the scope of WAKO. The results are given in Table I; ii; iii and iv.

The effects of flatfish beam trawl fisheries on benthos are clearly apparent, whereas the effects of trammel/gill net fisheries are not well studied for the Belgian part of the North Sea, but they are expected to be small. The indirect effects on sea bird populations is limited for trammel net fisheries, but might be substantial for diving species. Quantitative data on the latter are limited. Both shrimp and flatfish beam trawl fisheries have a considerable effect on sea bird populations at the Belgian part of the North Sea through discards of mainly fish species. Gulls in the coastal zone are mostly influenced by these fisheries. Beam trawl fisheries do not or hardly interact with marine mammals. The impact of trammel/gill net fisheries on the other hand can be substantial, depending of the specification of the fishing gear. Non-commercial trammel net fisheries at the beach, targeting sole are a problem in the first quarter of the year. According to a Danish study, the by-catch of marine mammals in gill net fisheries for sole is very limited in Danish waters. Estimates from the same study for the Southern North Sea indicated limited by-catch as well, although the study took place in a period with low abundance of marine mammals. Analogous

results for the by-catch of marine mammals are expected for the Flemish trammel net fisheries for sole. However, observer programmes and close collaborations with fishermen should clarify this issue. Ghost fishing is expected to have a low contribution to mortality for organisms at the Belgian part of the North Sea.

**Table i** - Evaluation of the ecosystem effects of trammel/gill net and beam trawl fisheries on benthos.

<b>Trammel/gill net fishery</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Direct effects through exposure to the gear: negligible for the Belgian fishery. In general effects can be apparent to physical structure by snagging of ghost fishing (see below).</li> <li>- by-catch and discards of benthic invertebrates: limitedly studied, but expected to be low. The main possible effects of trammel/gill net fisheries occur through ghost fishing (see below).</li> </ul>
<b>Beam trawl fishery, targeting Brown shrimp (<i>Crangon crangon</i>)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- possible effect through by-catch and discards and the selective removal of the target species</li> <li>- trawl path mortality:               <ol style="list-style-type: none"> <li>1) limitedly studied</li> <li>2) few direct impacts on sessile and mobile species.</li> </ol> </li> </ul>
<b>Beam trawl fishery, targeting flatfish species, in particular sole (<i>Solea solea</i>) and plaice (<i>Pleuronectes platessa</i>)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- direct effects include trawl path and catch mortality (only trawl path mortality was investigated in WAKO).</li> <li>- trawl path mortality:               <ol style="list-style-type: none"> <li>1) general conclusions:                   <ol style="list-style-type: none"> <li>(a) Decrease in abundance of low-productive and slowly reproducing species.</li> <li>(b) increasing dominance of high-productive opportunists and scavengers in benthic communities.</li> <li>(c) reduced diversity and species richness.</li> </ol> </li> <li>2) effects are habitat-dependent.</li> <li>3) studies mainly directed to habitats, characterized by sand or muddy sand.</li> </ol> </li> </ul>

**Table ii** - Evaluation of the ecosystem effects of trammel/gill net and beam trawl fisheries on sea birds.

<b>Trammel/gill net fishery</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Discards are relatively low in trammel net fisheries for sole. The impact on sea bird population is thought to be limited, although there are no quantitative data for the Belgian part of the North Sea.</li> <li>- By-catch of sea birds is likely for diving species, which localize and hunt their prey under water, such as Red-throated Diver, Great Crested Grebe, Cormorant, Black Scoter, Razorbill and Atlantic Murre. Scientific data for the Belgian part of the North Sea are not available.</li> </ul>
<b>Beam trawl fishery, targeting Brown shrimp (<i>Crangon crangon</i>)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- The impact of discards from shrimp beam trawl fisheries is thought to be small on a North Sea scale, but can be substantial on a local scale, especially during breeding season. Mainly gull species are dependent on discards for the Belgian part of the North Sea. The effect of fisheries is mainly seen in the coastal area.</li> <li>- By-catch of sea birds is accidental and expected to be non-problematic.</li> </ul>

---

<b>Beam trawl fishery, targeting flatfish species,</b> in particular sole ( <i>Solea solea</i> ) and plaice ( <i>Pleuronectes platessa</i> )	<p>- Discards are high and have a substantial impact on sea bird populations (both for scavengers as for non-scavenging species). Especially gutted offal and discarded round fish species are consumed. Mainly gull species are dependent on discards for the Belgian part of the North Sea. The effect of fisheries is mainly seen in the coastal area.</p> <p>- By-catch of sea birds is accidental and expected to be non-problematic.</p>
<p>- Certain sea birds are highly influenced by fisheries through the food availability, e.g. Black Scoter. Many species from the Belgian part of the North Sea feed on pelagic fish species and are only limitedly affected by the Belgian sea fisheries.</p> <p>- Disturbance is apparent for certain species, such as Black Scoter, but this impact is smaller than by-catch, discards and overfishing.</p>	

---

**Table iii** - Evaluation of the ecosystem effects of trammel/gill net and beam trawl fisheries on marine mammals.

---

<b>Trammel/gill net fishery</b>	<p>- Two types of studies evaluate the by-catch of marine mammals in gill net fisheries:</p> <p>1) through the monitoring of stranded animals: Incidental by-catch has risen lately on the Belgian part of the North Sea, especially during March-April, most likely because of recreational beach fisheries.</p> <p>2) through observer programmes:</p> <p>(a) Many variables affect the by-catch of marine mammals. Coherent conclusion could not be made.</p> <p>(b) There are considerable differences in by-catch rates between different gill net fisheries. By-catch in Danish sole fisheries has appeared to be minimal, especially in non-Danish waters. However, monitoring took place in periods of low abundance of harbor porpoises. Turbot- and cod fisheries can cause considerable by-catch problems.</p>
<b>Beam trawl fishery, targeting Brown shrimp</b> ( <i>Crangon crangon</i> )	<p>- By-catch of marine mammals in beam trawl fisheries is non-existing, except in accidental circumstances.</p>
<b>Beam trawl fishery, targeting flatfish species,</b> in particular sole ( <i>Solea solea</i> ) and plaice ( <i>Pleuronectes platessa</i> )	<p>- By-catch of marine mammals in beam trawl fisheries is non-existing, except in accidental circumstances.</p>

---

**Table iv** - Evaluation of the ecosystem effects of ghost fishing trammel/gill nets and beam trawls.

<b>Trammel/gill net fishery</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Conclusion on ghost fishing can generally be drawn from analogous fisheries, especially through evaluation of factors such as currents, fishing grounds, etc.</li> <li>- Ghost fishing nets cause a problem in deep waters (e.g. on slopes &gt;400m)</li> <li>- Ghost fishing is relatively limited for coastal fisheries. The life span of ghost fishing nets is limited and catch rates are very low in comparison with for instance discards of towed gears.</li> <li>- Ghost fishing on open grounds are not expected to cause considerable problems for the Belgian part of the North Sea, as fishing grounds are not deep (&lt; ~40m) and subject to great currents.</li> </ul>
<b>Beam trawl fishery, targeting Brown shrimp (<i>Crangon crangon</i>) and flatfish species, in particular sole (<i>Solea solea</i>) and plaice (<i>Pleuronectes platessa</i>)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Towed gears are virtually inert when lost. By consequence, only a limited amount of organisms will be caught. Loss of fishing gear is more likely to contribute to pollution as to mortality of non-target species.</li> <li>- Towed gears can provide a substrate for attachment of benthic invertebrates such as hydroids and anemones and can lead to extra habitat.</li> </ul>

The potential in modifying the strategy of the “BWZee”- project has been investigated to compare the environmental impact of trammel/gill net and beam trawl fisheries. Biological Valuation Maps for the Belgian part of the North Sea are designed in the “BWZee”-project. The objective of BWZee was the development of an objective and integrated methodology to spatially assign the biological value of an entity, on the basis of four ecosystem components (macro-, epibenthos, demersal fish species and sea birds). The project WAKO questioned the possibility to develop a biological valuation map for marine mammals. There were however insufficient data during WAKO (2006-2007) to develop such a map. This is due to an increase in abundance of marine mammals in most recent years and limited monitoring before and during the study period.

INBO and KBIN/BMM collated extra data in the mean time during the monitoring of sea birds, observer flights and anecdotic information. Hydrophones, aboard of research vessels, and stationary T-PODs will be used to have a better spatio-temporal distribution of marine mammals for the Belgian part of the North Sea. Subsequently WAKO investigated the potential to modify the strategy of biological valuation to assess the effects of fisheries. Three possibilities have been mentioned:

(1) Direct comparison of the spatial distribution of fishing effort and biological valuation. Statistical techniques are applied to establish a relationship between spatial distribution of fishing effort and biological value.

(2) Direct comparison between fishing effort and biological valuation in an isolated study area. Changes in biological value can be detected by excluding one or more fisheries in a certain study area.



This can give an indication of the severity of fisheries disturbance of different fishing gears and allow for direct comparisons. The logistics of this type of approach are not simple, due to the difficulties to close an area and the minimum sizes needed.

(3) Integration of spatial and quantitative data on the effects of fisheries in a strategy that leads to a novel biological value, that takes the effects of fisheries into account. The most appropriate approach is probably the one that uses existing biological valuation maps. A quantitative assessment of the effects of different fishing gears on different ecosystem components must allow new biological valuation maps accounting for the effects of fisheries with varying levels of fishing effort. The disadvantage is the need for an extensive, quantitative database for each type of fishing gear, which allows relating the effects of the fisheries with spatial characteristics of the fishing grounds.

The third method was chosen to be the best option. Within the project WAKO, knowledge gaps were identified, that need further research to be able to evaluate the effects of fisheries and the calculation of the biological value of the system (Table v).

**Table v** - Knowledge gaps, that need further research to enable an integrated impact assessment of trammel net and beam trawl fisheries at the Belgian part of the North Sea.

<b>Trammel net fisheries, targeting sole (<i>Solea solea</i>)</b>	<b>Beam trawl fisheries, targeting flat fish species, mainly sole (<i>Solea solea</i>) and plaice (<i>Pleuronectes platessa</i>)</b>
<ol style="list-style-type: none"> <li>1. By-catch and discards of benthic invertebrates.</li> <li>2. By-catch of diving sea birds on the Belgian part of the North Sea.</li> <li>3. Quantification of the discards of mainly fish species on the Belgian part of the North Sea, concerning the influence on sea bird populations.</li> <li>4. Sea-going observer programme to monitor the potential by-catch of marine mammals in different types of trammel and/or gill net fisheries.</li> </ol>	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. Extension of the database to study the total mortality of benthic invertebrates (including catch mortality in the database)</li> <li>2. In situ investigation of trawl path mortality in several habitats, especially gravel.</li> <li>3. In situ investigation of recovery potential of benthic invertebrates in several habitats and under several disturbance regimes.</li> <li>4. Quantification of discards at the Belgian part of the North Sea, to model its influence on sea bird populations.</li> </ol>

Within this project, the current spatial distribution of trammel net and beam trawl fisheries were mapped for the Belgian part of the North Sea. There are however insufficient data available to map the current fishing effort at the Belgian part of the North Sea. The spatial scale of the ICES-data is too wide and VMS-data are not available. Additionally there are hardly any official data for recreational fisheries. Insight is given through data from flights for inspection and sea trials, monitoring sea bird species. Shrimp beam trawl fisheries takes place in the coastal zone, mainly in the area of the “Vlakte van de Raan”, near Ostend and the “Kustbanken”. Belgian and Dutch flatfish beam trawl fisheries takes place in the wider area of the “Vlakte van de Raan”, the “Zeelandbanken” and the “Hinderbanken”. English,

---

Danish and French fishing vessels are only sporadically sighted outside the territorial waters. Otter trawl fisheries are rather limited to the Belgian part of the North Sea between the “Gootebank” and the “Thorntonbank” and South of the “Vlakte van de Raan”. Trammel and gill net fisheries mainly occur further off shore (> 12-miles) and at the French-Belgian territorial border. Angling is localized in clusters where ship wrecks are present.

Trammel net fisheries is currently limited in Belgian waters, but has potential for expanding, especially within the 12-mile limit. The potential fishing grounds for sole fisheries with trammel and/or gill nets depend mainly on other human activities, especially beam trawl fisheries and sand extraction. If no spatial limitations are set for those other activities, trammel net fisheries will remain concentrated on the sandbanks and their slopes.

Outcomes of the WAKO-project indicate that direct, short-term effects of trammel net and beam trawl fisheries are clearly directed to different ecosystem components. Similarities between analogous, scientific studies allowed a first evaluation of the effects, but quantitative data (on both biological impact data and data related to fishing effort and distribution) are so far insufficient to allow the development of a decision support tool for environmental and fisheries management.

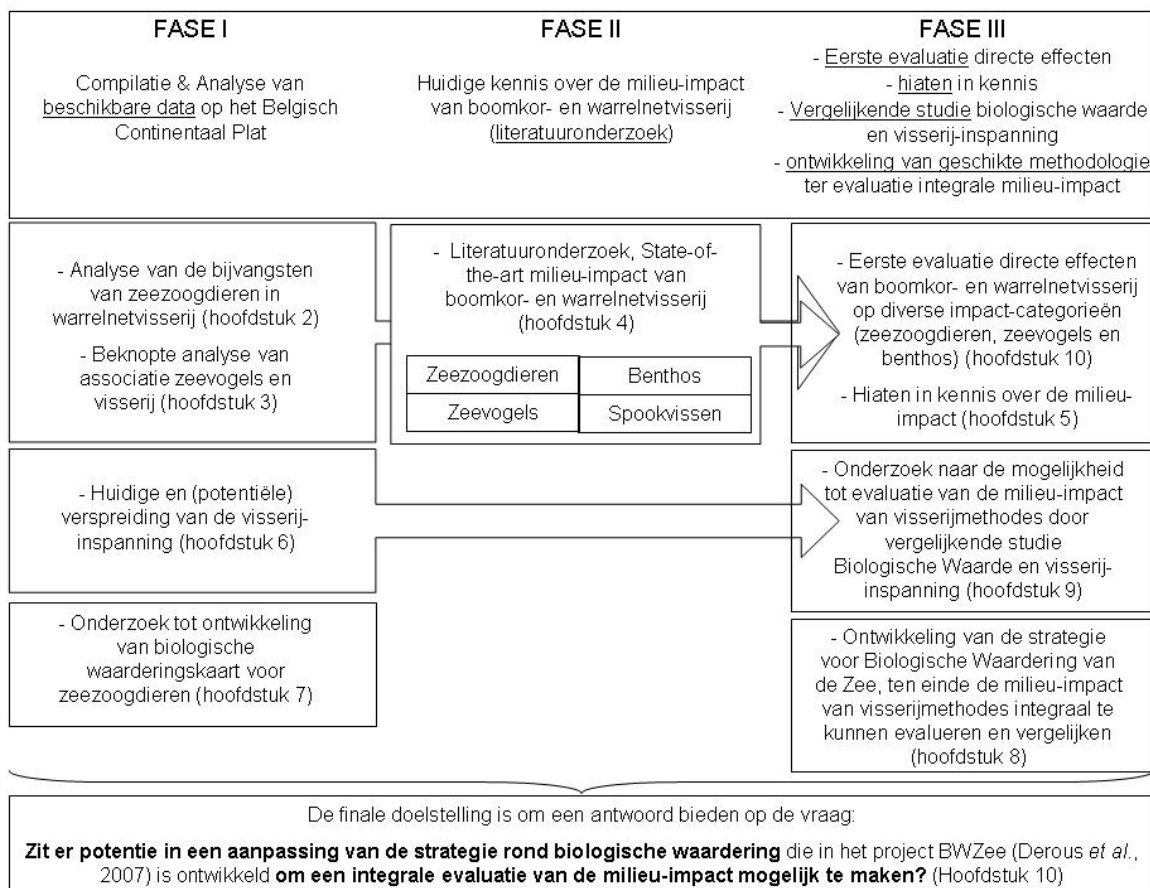
## Samenvatting

Sinds het Brundtland-rapport (“*Our common future*”) van 1987, het opstellen van Agenda 21 (VN-Conferentie over milieu en ontwikkeling) in 1992 en de “*World Summit on Sustainable Development (WSSD)*” in 2002, is duurzame ontwikkeling een kernbegrip geworden voor diverse sectoren inclusief de visserij. De *Food and Agriculture Organization* van de Verenigde Naties omschrijft duurzame visserij in haar ecosysteembenadering van de visserij als het plannen, ontwikkelen en beheren van visserijen op een zodanige manier dat ze tegemoet komt aan de veelvuldige noden en verlangens van de maatschappij, zonder hypotheek te leggen op de mogelijkheden van toekomstige generaties om te profiteren van de brede waaier aan goederen en diensten van het mariene ecosysteem.

De Vlaamse zeevisserij heeft net als andere sectoren nood aan een lange-termijn planning die inspeelt op de vereisten voor een duurzame visserij. Drie pijlers (ecologie, economie en sociaal) zijn essentieel bij dit proces van continue ontwikkeling. Het project WAKO focuste zich uitsluitend op het ecologische luik, maar is ingebed in het project “Innovatiecentrum Duurzame & Ecologische Visserij (IDEV)”, dat een aanzet geeft van een zoektocht naar milieuvriendelijke en rendabele visserijtechnieken voor de Vlaamse zeevisserij, waarbij de andere pijlers, de sociale en economische, ook aan bod komen. Twee visserijmethodes, m.n. de boomkorvisserij en de kieuw- en warrelnetvisserij, zijn een haalbare kaart in de huidige Vlaamse context. Omdat de effecten van beide methodes op het mariene ecosysteem de laatste jaren sterk ter discussie staan en er onvoldoende duidelijkheid is over hun onderlinge positionering, is de nood aan een project als WAKO ontstaan.

Het huidige project dient dan ook als voorstudie om de huidige kennis over de impact en hiaten in die wetenschappelijke kennis in kaart te brengen. Bijkomend wordt in deze studie ook de mogelijkheid onderzocht om een gedegen vergelijking tussen de visserijtechnieken toe te laten door het concept en de strategie van mariene biologische waardering te onderzoeken als een beslissingsondersteunende techniek voor marien beheer. De doelstellingen van WAKO kunnen in drie fasen worden samengevat:

1. Compilatie & analyse van beschikbare data op het Belgisch deel van de Noordzee
2. Huidige kennis over de impact van boomkor- en warrelnetvisserij
3. Evaluatie van de directe effecten van boomkor- en warrelnetvisserij op diverse impact-categorieën, hiaten in kennis en ontwikkeling van geschikte methodologie ter evaluatie integrale milieu-impact



De effecten van beide visserijtechnieken werden nagegaan voor het Belgisch deel van de Noordzee voor drie ecosysteemcomponenten, namelijk benthische invertebraten, zeezoogdieren en zeevogels. Zo werd een analyse uitgevoerd naar de bijvangst van bruinvissen in warrelnetten en naar de associatie tussen zeevogels en visserij. Vervolgens werd ook een uitgebreid literatuuronderzoek uitgevoerd naar de effecten op alle bovenvermelde ecosysteemcomponenten. Voor benthische invertebraten werd een databank samengesteld met gegevens over de impact van boomkorvisserij. Het effect op vis werd in het kader van dit project niet beschouwd. De resultaten worden weergegeven in Tabel i; ii; iii en iv. Voor de ecosysteemcomponent “benthos” kan besloten worden dat de effecten van boomkorvisserij, gericht op platvis, duidelijk aanwezig zijn, terwijl de warrelnetvisserij een verwaarloosbaar effect heeft. De invloed op zeevogelpopulaties is bij warrelnetvisserij beperkt door de lage teruggooi. De bijvangst in dergelijke netten kan voor duikende soorten wel belangrijk zijn, hoewel hier geen kwantitatieve gegevens over beschikbaar zijn. De boomkorvisserij, zowel gericht op garnaal als op platvis, beïnvloedt dan wel weer de zeevogelpopulaties door de hoge teruggooi van voornamelijk rondvissoorten en snij-afval. Voornamelijk meeuwensoorten, die zich ophouden in de kustzone, zijn hierdoor beïnvloed. Zeezoogdieren worden slechts minimaal beïnvloed door boomkorvisserij.

Bij warrelnetvisserij is de bijvangst van zeezoogdieren sterk afhankelijk van het type visserij. Recreatieve strandvisserij, gericht op tong, vormt in het voorjaar een probleem. Uit gegevens van commerciële kieuwnetten voor tong in de Deense wateren, blijkt de bijvangst heel beperkt. Ook in niet-Deense wateren, oa. de Zuidelijke Noordzee, werd slechts een kleine bijvangst van zeezoogdieren aangetroffen. Dit onderzoek gebeurde echter in een periode dat er weinig zeezoogdieren voorkwamen. Voor de Belgische warrelnetvisserij worden vergelijkbare bijvangsten verwacht, maar programma's met waarnemers zouden hier meer duidelijkheid moeten brengen. Spookvissen is zowel voor warrelnet- als voor boomkorvisserij geen substantiële bron van sterfte voor organismen op het Belgische deel van de Noordzee.

**Tabel i** - Evaluatie van de milieu-impact van warrelnet- en boomkorvisserij op benthos.

<b>Warrelnetvisserij</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Directe effecten zonder dat organismen gevangen worden: heel gering tot nihil ingeschat, zeker in het geval van de Belgische zeevisserij. Algemeen zijn effecten mogelijk in habitats met uitgesproken fysische structuren of door spookvissen (zie onder).</li> <li>- bijvangst en teruggooi van benthische invertebraten: de effecten zijn wellicht beperkt tot verwaarloosbaar, maar weinig bestudeerd. De voornaamste, mogelijke effecten van kieuw- en/of warrelnetvisserij kunnen voorkomen door spookvissen (zie onder).</li> </ul>
<b>Boomkorvisserij, gericht op grijze garnaal (<i>Crangon crangon</i>)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- mogelijke invloed door bijvangst en teruggooi en de grootte-selectieve verwijdering van de doelsoort.</li> <li>- <i>trawl path mortality</i>:</li> <li>1) slechts beperkt bestudeerd.</li> <li>2) weinig directe effecten op sessiele en mobiele soorten.</li> </ul>
<b>Boomkorvisserij, gericht op platvissoorten, vnl. tong (<i>Solea solea</i>) en schol (<i>Pleuronectes platessa</i>)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- rechtstreekse sterfte op te splitsen in <i>trawl path mortality</i> en bijvangst en teruggooi (niet bestudeerd in WAKO).</li> <li>- <i>trawl path mortality</i>:</li> <li>1) veralgemenende conclusies: <ul style="list-style-type: none"> <li>(a) Afname in abundantie van minder laag-productieve en traag reproducerende soorten.</li> <li>(b) stijgende dominantie van hoog-productieve opportunisten en aaseters in benthische gemeenschappen.</li> <li>(c) verminderde diversiteit en soortenrijkdom.</li> </ul> </li> <li>2) effecten zijn habitat-afhankelijk.</li> <li>3) studies zijn vooral gericht op habitat gekarakteriseerd door zand en modderig zand.</li> </ul>

**Tabel ii** - Evaluatie van de milieu-impact van warrelnet- en boomkorvisserij op zeevogels.

<b>Warrelnetvisserij</b>	<p>- De teruggooi is relatief laag voor warrelnetvisserij, gericht op tong. De invloed op zeevogelpopulaties wordt beperkt ingeschat, hoewel er geen kwantitatieve gegevens beschikbaar zijn voor het Belgisch deel van de Noordzee.</p> <p>- Bijvangst van zeevogels kan voorkomen bij duikende soorten die hun prooien op het zicht onder water lokaliseren en achtervolgen, zoals Roodkeelduiker, Fuut, Aalscholver, Zwarte Zee-eend, Alk en Zeekoet. Wetenschappelijke data voor het Belgisch deel van de Noordzee zijn niet beschikbaar.</p>
<b>Boomkorvisserij, gericht op grijze garnaal</b> ( <i>Crangon crangon</i> )	<p>- De impact van de garnalenboomkor-visserij door teruggooi op Noordzee-schaal is klein, maar kan substantieel zijn op lokaal vlak, voornamelijk tijdens het broedseizoen. Op het Belgische deel van de Noordzee zijn het vooral meeuwensoorten die in sterke mate afhankelijk zijn van boomkorvisserij. Vooral in de kustzone is er een merkbaar effect van visserijactiviteiten op zeevogels.</p> <p>- Bijvangst van zeevogels is accidenteel en er wordt vermoed dat deze niet problematisch is</p>
<b>Boomkorvisserij, gericht op platvissoorten</b> , vnl. tong ( <i>Solea solea</i> ) en schol ( <i>Pleuronectes platessa</i> )	<p>- Teruggooi is hoog en heeft een substantiële invloed op zeevogel-populaties (zowel aaseters als niet-aaseters). Voornamelijk het snij-afval en de teruggegooide rondvis wordt geconsumeerd. Op het Belgische deel van de Noordzee zijn het vooral meeuwensoorten die in sterke mate afhankelijk zijn van boomkorvisserij. Vooral in de kustzone is er een merkbaar effect van visserijactiviteiten op zeevogels.</p> <p>- Bijvangst van zeevogels is accidenteel en er wordt vermoed dat deze niet problematisch is</p>
<p>- Bepaalde zeevogels worden sterk beïnvloed door visserij via de voedselbeschikbaarheid, zoals de zwarte zee-eend. Veel soorten op het Belgische deel van de Noordzee voeden zich echter met pelagische vis en worden slechts beperkt beïnvloed door de Belgische zeevisserij.</p> <p>- Verstoring komt voor bij bepaalde soorten zoals de zwarte zee-eend, maar heeft een geringere impact dan bijvangst, teruggooi en overbevissing.</p>	

**Tabel iii** - Evaluatie van de milieu-impact van warrelnet- en boomkorvisserij op zeezoogdieren.

<b>Warrelnetvisserij</b>	<p>- twee types studies evalueren de bijvangst van zeezoogdieren in kieuw- en/of warrelnetvisserij:</p> <p>1) adhv. strandingen: incidentele bijvangst is de laatste jaren gestegen op het Belgische deel van de Noordzee, voornamelijk in maart-april, wellicht vooral te wijten aan recreatieve strandvisserij.</p> <p>2) adhv. waarnemers aan boord:</p> <p>(a) diverse variabelen spelen een rol bij de bijvangst van zeezoogdieren. Eénduidigheid kon niet worden achterhaald.</p> <p>(b) er zijn grote verschillen in bijvangst tussen verschillende types nettensvisserij. Bijvangst in tongvisserij is in de Deense visserij minimaal gebleken, vooral in niet-Deense wateren. Metingen vonden echter plaats in een periode van lage abundantie van bruinvissen. Tarbot- en kabeljauwvisserij echter veroorzaken wel bijvangsten.</p>
--------------------------	---

---

<b>Boomkorvisserij, gericht op grijze garnaal</b> ( <i>Crangon crangon</i> )	- Bijvangst van zeezoogdieren in boomkorvisserij is onbestaande, tenzij in heel uitzonderlijke, toevallige omstandigheden.
--	--

---

<b>Boomkorvisserij, gericht op platvissoorten</b> , vnl. tong ( <i>Solea solea</i> ) en schol ( <i>Pleuronectes platessa</i> )	- Bijvangst van zeezoogdieren in boomkorvisserij is onbestaande, tenzij in heel uitzonderlijke, toevallige omstandigheden.
--	--

---

**Tabel iv** - Evaluatie van de milieu-impact van warrelnet- en boomkorvisserij door spookvissen.

---

<b>Warrelnetvisserij</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Veelal kunnen conclusies over spookvissen genomen worden uit analogieën met andere visserijen, vooral door een evaluatie van de invloedsfactoren als stroming, visgrond, etc.</li> <li>- Verloren visnetten in diep water (oa. helling &gt;400m) vormen een probleem.</li> <li>- Spookvissen is bij kustvisserij relatief beperkt. De levensduur van de verloren netten is beperkt en de vangsthoeveelheden zijn heel laag in vergelijking met bijvoorbeeld teruggooi door sleepnetten.</li> <li>- Er wordt verwacht dat spookvissen voor warrelnetvisserij op open visgronden op het Belgische deel van de Noordzee relatief weinig problemen veroorzaakt doordat ondiep gevist wordt en er grote stromingen zijn.</li> </ul>
<b>Boomkorvisserij, gericht op grijze garnaal</b> ( <i>Crangon crangon</i> ) en op <b>platvissoorten</b> , vnl. tong ( <i>Solea solea</i> ) en schol ( <i>Pleuronectes platessa</i> )	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Sleepnetten worden virtueel inert na verlies. Daardoor worden er wellicht slechts verwaarloosbare aantallen organismen gevangen. Het verlies van vistuig veroorzaakt veeleer pollutie, dan sterfte van niet-doelsoorten.</li> <li>- Sleepnetten kunnen aanhechtings-substraat vormen voor benthische invertebraten zoals hydroïden en zee-anemonen en extra habitat veroorzaken.</li> </ul>

---

De mogelijkheid om de strategie van “BWZee” aan te passen om de milieu-impact van warrelnet- en boomkorvisserij integraal met elkaar te vergelijken werd onderzocht. Mariene biologische waarderingskaarten werden opgesteld voor het Belgische deel van de Noordzee binnen het project BWZee. Het doel van BWZee was om op basis van vier ecosysteemcomponenten, namelijk macrobenthos, zeevogels, epibenthos en demersale vis, een objectieve en geïntegreerde methode te ontwikkelen die ruimtelijk de biologische waarde aanduidt van een bepaalde entiteit. Binnen het project WAKO werd vooreerst nagegaan of er een mogelijkheid bestaat om een biologische waarderingskaart te ontwikkelen voor zeezoogdieren. Tijdens de uitvoering van WAKO (2006-2007) zijn er echter onvoldoende data beschikbaar gebleken. Dit is te wijten aan een sterke toename van het aantal dolfijnachtigen in de laatste jaren en de beperkte monitoring voor en tijdens de studieperiode.

Er zijn echter ondertussen extra gegevens verzameld door het INBO tijdens zeevogeltellingen en door KBIN/BMM tijdens observatievluchten en aan de hand van anekdotische informatie van derden. Er zullen eveneens hydrofoons ingezet worden aan boord van onderzoekingsvaartuigen en met behulp van T-PODs om de verspreiding van zeezoogdieren beter op te volgen en een beter spatio-temporeel beeld te vormen van het voorkomen van bruinvissen in Belgische wateren.

Vervolgens werd de mogelijkheid onderzocht voor een aanpassing van de strategie van biologische waardering om de effecten van visserij te evalueren. Er werden drie mogelijkheden aangehaald:

(1) Rechtstreekse vergelijking tussen de ruimtelijke verspreiding van de visserij-inspanning en Biologische waardering. Aan de hand van statistische technieken werd gezocht of er een verband bestaat tussen de ruimtelijke verspreiding van visserij-inspanning en biologische waardering.

(2) Rechtstreekse vergelijking tussen visserij-inspanning en biologische waardering in een geïsoleerd studiegebied, i.e. een gevallenstudie. Door het uitsluiten van een of meerdere visserijmethodes in een bepaald studiegebied kunnen de veranderingen in biologische waardering worden vastgesteld. Dit kan een indicatie zijn van de graad van verstoring van verschillende visserijmethodes en laat een rechtstreekse vergelijking toe. Logistiek is een dergelijke aanpak niet evident, wegens de moeilijkheid om een bepaald gebied af te sluiten en de noodzakelijke minimumgrootte die hiervoor nodig is.

(3) Integratie van ruimtelijk geïntegreerde, kwantitatieve gegevens over de effecten van visserij in een strategie die leidt tot een vernieuwde biologische waarde, na verrekening van de effecten van visserij. De beste optie is wellicht deze waarbij er vertrokken wordt van de bestaande biologische waarderingskaarten. Een kwantitatieve doorrekening van de effecten van verschillende visserijmethodes op de verschillende ecosysteemcomponenten kan nieuwe biologische waarderingskaarten produceren die de effecten van visserij bij verschillende intensiteiten van verstoring kan weergegeven. Het nadeel van deze aanpak is dat er een uitgebreide databank nodig is waarbij de effecten van een bepaalde visserijmethode worden gekwantificeerd en in verband worden gebracht met ruimtelijke karakteristieken van de visgronden.

Er werd geopteerd voor de derde optie. Binnen het project WAKO werden de hiaten geïdentificeerd die verder onderzoek vereisen om de effecten van visserij geïntegreerd te kunnen evalueren en door te rekenen naar een biologische waardering (Tabel v).



**Tabel v** - Hiaten in de kennis over de effecten van warrelnet- en boomkorvisserij ter toepassing van de strategie van biologische waardering als instrument om de impact integraal te evalueren.

<b>Warrelnetvisserij, gericht op tong (<i>Solea solea</i>)</b>	<b>Boomkorvisserij, gericht op platvissoorten, voornamelijk tong (<i>Solea solea</i>) en schol (<i>Pleuronectes platessa</i>)</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Bijvangst en teruggooi van benthische invertebraten.</li> <li>- Bijvangst van duikende zeevogels op Belgische deel van de Noordzee.</li> <li>- Kwantificeren van de teruggooi van vnl. vissoorten op het Belgische deel van de Noordzee, om de invloed op zeevogelpopulaties van bepaalde soorten te kunnen schatten.</li> <li>- Zeegaande waarnemers om de potentiële bijvangst van zeezoogdieren vast te stellen in verschillende types kieuw- en/of warrelnetvisserijen. De bijvangst in tongvisserij is in Denemarken geen probleem gebleken, maar strandingen lijken te wijzen dat er toch een potentieel probleem is. Het type kieuw- en warrelnetvisserij kan hier echter moeilijk worden achterhaald. Verder onderzoek moet hier duidelijkheid brengen.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Verdere studie van de sterfte van benthische invertebraten in de vangst (catch mortality)</li> <li>- In situ-onderzoek naar trawl path mortality in meerdere habitats, vnl. grint.</li> <li>- In situ-onderzoek naar het herstel (resilience) van benthische invertebraten in verschillende habitats, eventueel door onderzoek naar de kwetsbaarheid van invertebraten voor andere types van verstoring in verschillende habitats.</li> <li>- Kwantificeren van de teruggooi op het Belgische deel van de Noordzee, teneinde de invloed op zeevogelpopulaties van bepaalde soorten te kunnen inschatten.</li> </ul>

De huidige ruimtelijke verspreiding van warrelnet- en boomkorvisserij werd nagegaan voor het Belgisch deel van de Noordzee. Er zijn momenteel echter onvoldoende gegevens voorhanden om de werkelijke visserij-inspanning op het Belgisch deel van de Noordzee te bepalen. ICES-gegevens hebben een onvoldoende resolutie, VMS-gegevens worden niet vrijgegeven. Over sportvisserij bestaan er officieel bijna geen gegevens. Op basis van BMM-controlevluchten en INBO-gegevens kan toch een afdoend inzicht worden verkregen. De garnalenvisserij wordt door Vlaamse vissersvaartuigen uitgevoerd nabij de kustzone rond de Vlakte van de Raan, Oostende en de Kustbanken. Boomkorvisserij (zowel Vlaamse als Nederlandse) is actief in de ruime omgeving van de Vlakte van de Raan, de Zeelandbanken en de Hinderbanken. Engelse, Deense en Franse vissersvaartuigen worden slechts af en toe buiten de Belgische territoriale wateren waargenomen. De bordenvisserij is eerder beperkt op het Belgisch deel van de Noordzee tussen de Gootebank en Thorntonbank en ten zuiden van de Vlakte van de Raan.

De warrel- en vooral de kieuwnetvisserij is vooral een Franse aangelegenheid en beperkt zich offshore van de 12-mijlszone op het Belgisch deel van de Noordzee zelf en tot de rand van de Frans-Belgische territoriale grens. De hengelsportvisserij is gelokaliseerd rond de clusters van grotere wrakken die verspreid liggen over het Belgisch deel van de Noordzee.

De verspreiding van warrelnetvisserij is tot op heden beperkt in de Belgische wateren. Er is potentie om tongvisserij met schakels uit te breiden, vooral binnen de 12-mijlszone. De mogelijke gebieden zijn afhankelijk van andere menselijke activiteiten, voornamelijk boomkorvisserij en zandwinning. Zonder beperking van die gebruiken zijn de belangrijkste mogelijke gebieden geconcentreerd op de zandbanken.

WAKO geeft aan dat de directe, korte-termijneffecten van warrelnet- en boomkorvisserij duidelijk gericht zijn op verschillende ecosysteemcomponenten. Parallellen met analoge wetenschappelijke studies laten een eerste evaluatie van de effecten toe, maar er is voorlopig echter een aanzienlijk tekort aan kwantitatieve gegevens (zowel impactgerelateerde gegevens als data van de visserijinspanning en -verspreiding) om gerichte, beleidsondersteunende conclusies te trekken voor marien beheer.



## 1. Inleiding

Sinds het Brundtland-rapport (“*Our common future*”) van 1987, het opstellen van Agenda 21 (VN-Conferentie over milieu en ontwikkeling) in 1992 en de “*World Summit on Sustainable Development (WSSD)*” in 2002, is duurzame ontwikkeling een kernbegrip geworden voor diverse sectoren inclusief de visserij. De *Food and Agriculture Organization* van de Verenigd Naties omschrijft duurzame visserij in haar ecosysteembenadering van de visserij als het plannen, ontwikkelen en beheren van visserijen op een zodanige manier dat ze tegemoet komt aan de veelvuldige noden en verlangens van de maatschappij, zonder hypotheek te leggen op de mogelijkheden van toekomstige generaties om te profiteren van de brede waaier aan goederen en diensten van het mariene ecosysteem.

De Vlaamse zeevisserij heeft net als andere sectoren nood aan een lange-termijn planning die inspeelt op de meest waarschijnlijke toekomstige vereisten voor een duurzame visserij. Drie pijlers zijn essentieel bij dit proces van continue ontwikkeling. WAKO focusteert zich uitsluitend op de ecologische pilaar, maar is ingebed in het project “Innovatiecentrum Duurzame & Ecologische Visserij (IDEV)”. Het IDEV-project is de start van een zoektocht naar milieuvriendelijke en rendabele visserijtechnieken voor de Vlaamse zeevisserij, waarbij de andere pijlers, namelijk de sociale en economische ook aan bod komen. Twee visserijmethodes, m.n. de boomkorvisserij en de kieuw- en warrelnetvisserij, zijn een haalbare kaart in de huidige Vlaamse context. Hun socio-economische haalbaarheid valt buiten het kader van WAKO, maar omdat hun effecten op het mariene ecosysteem sterk worden besproken en omdat er onvoldoende duidelijkheid is over hun onderlinge positionering, is de nood aan WAKO ontstaan.

Een expertenconsortium werd samen geroepen om een *state-of-the-art* op te stellen over de milieu-effecten van beide visserijmethodes. WAKO is een voorstudie om de huidige kennis over de impact en hiaten in die wetenschappelijke kennis in kaart te brengen. Tot slot wordt in deze voorstudie ook de mogelijkheid onderzocht om een gedegen vergelijking tussen de visserijtechnieken toe te laten door het concept en de strategie van mariene biologische waardering te onderzoeken als een beslissingsondersteunende techniek voor marien beheer. De impact op drie ecosysteemcomponenten, namelijk benthos, zeezoogdieren en zeevogels werd onderzocht. Deze keuze werd gebaseerd op de kennis van het expertenconsortium en op het feit dat deze effecten het meest besproken zijn voor de twee geselecteerde visserijtechnieken. De doelstellingen van WAKO kunnen in drie fasen worden samengevat:

1. *Compilatie & analyse van beschikbare data op het Belgisch deel van de Noordzee (hoofdstuk 2, 3, 6 en 7)*

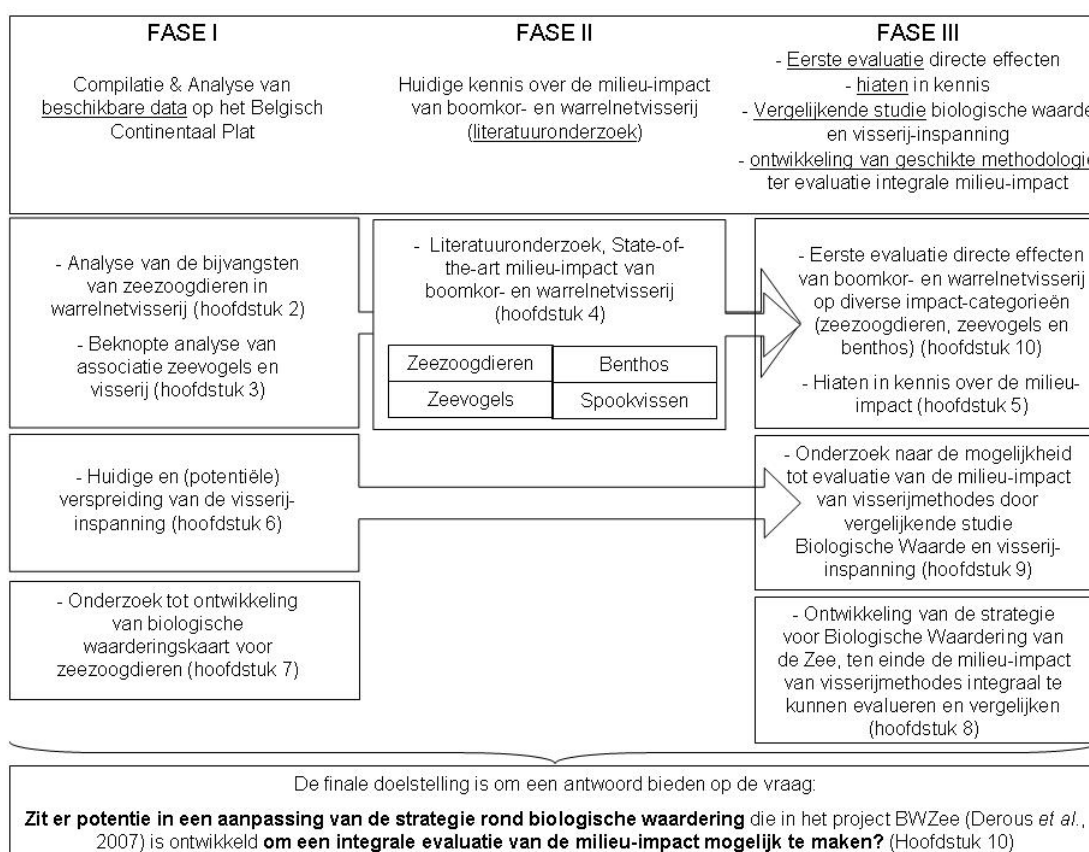
De bestaande experimentele gegevens over de effecten van visserij op het Belgische deel van de Noordzee worden verzameld en geanalyseerd. Anderzijds wordt onderzocht wat de mogelijkheden zijn om gegevens te verzamelen die een rechtstreekse vergelijking tussen biologische waarde en visserij-inspanning mogelijk moeten maken.

2. *Huidige kennis over de impact van boomkor- en warrelnetvisserij (hoofdstuk 2, 3 en 4)*

Literatuuronderzoek naar de effecten van beide visserijtechnieken op de drie ecosysteemcomponenten moet toelaten hun voornaamste effecten te identificeren.

3. *Evaluatie van de directe effecten van boomkor- en warrelnetvisserij op diverse impact-categorieën, hiaten in kennis en ontwikkeling van geschikte methodologie ter evaluatie integrale milieu-impact (hoofdstuk 5, 8, 9 en 10)*

De directe effecten van boomkor- en warrelnetvisserij worden geëvalueerd op basis van de resultaten van fase I en II. De hiaten in deze kennis worden geïdentificeerd. De mogelijkheid om een methodologie te ontwikkelen voor een integrale impactevaluatie van warrelnet- en boomkorvisserij wordt tevens onderzocht. Via deze methodologie moet het mogelijk zijn om de directe effecten van visserijmethodes op de biologische waarde te evalueren en om de milieu-impact van visserijmethodes te vergelijken.



## **2. Analyse van de bijvangst van zeezoogdieren in warrelnetten**

*Auteurs: Haelters, J.*

### **2.1 Inschatting van de bijvangst van bruinvissen (aantal, %) aan de hand van een analyse van strandinggegevens van bruinvissen tussen 1995 en 2006 (in detail)**

#### **2.1.1 Inleiding**

Een inschatting van de impact van de mens op de bruinvis *Phocoena phocoena* is een verplichting van de lidstaten van de Europese Unie cfr. de Habitatrichtlijn. Deze richtlijn geeft echter geen aanwijzingen over de te volgen methodes voor het bepalen van bijvoorbeeld bijvangsten. Het is duidelijk dat de meeste bijvangsten voorkomen op zee, bij professionele visserij, en dat een juiste inschatting bijgevolg enkel zou kunnen gebeuren via een uitgebreid en onafhankelijk observatieprogramma van de beroepsvisserij. Dergelijk programma zou echter zeer uitgebreid zijn voor wat betreft waarnemersinspanning, en de meeste lidstaten hebben dit tot voor kort enkel uitgevoerd in enkele gerichte en beperkte onderzoeksprojecten bij visserijen waarvan men problemen vermoedde of kende. In 2004 werd een observatieprogramma verplicht bij een aantal visserijen en in een aantal gebieden, door de Europese Verordening 812/2004. De bepalingen m.b.t. het observatieprogramma zijn niet ingesteld voor de zuidelijke Noordzee (ICES gebied IVc), waaronder de Belgische mariene gebieden. In afwezigheid van gerichte studies, kan het onderzoek van gestrande dieren echter een beeld geven van het voorkomen van de incidentele vangst van bruinvissen in onze zeegebieden.

#### **2.1.2 Materiaal & Methodes**

Het onderzoek van gestrande zeezoogdieren wordt reeds meer dan 10 jaar gecoördineerd door de BMM. De BMM houdt een databestand bij van waarnemingen en strandingen, en rapporteert op regelmatige wijze aan ASCOBANS (het Verdrag ter bescherming van kleine walvisachtigen in de Baltische zee en de Noordzee) en aan de Europese Commissie. Het databestand is (beperkt) online consulteerbaar: <http://www.mumm.ac.be>. Daarnaast verzekert de BMM de uitvoering van een wetenschappelijk onderzoek van de kadavers. Aan de hand van dat onderzoek kan in vele gevallen de doodsoorzaak bepaald worden.

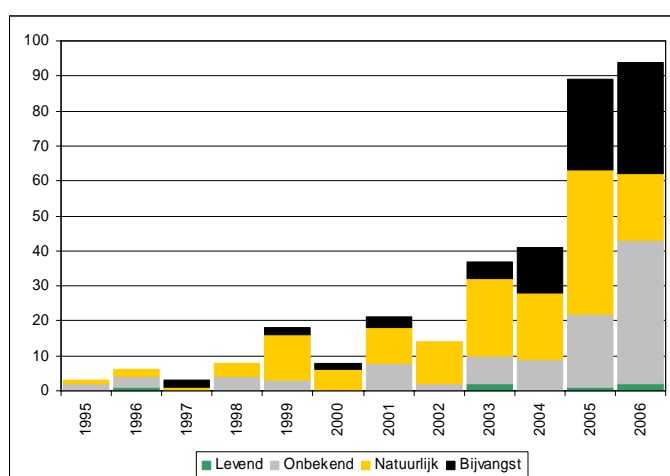
Voor het WAKO project werden de strandinggegevens tussen 1995 en 2006 geanalyseerd. Bij het totale aantal gestrande dieren werden een zeer klein aantal (enkele) kadavers meegeteld die op zee, dicht bij de kust aangetroffen werden, en binnengebracht werden voor wetenschappelijke onderzoeksdoeleinden, evenals de dieren die door professionele vissers gevangen werden en afgestaan werden voor wetenschappelijk onderzoek. Ook enkele levend gestrande dieren werden in het totale aantal meegerekend.

Alle verzamelde kadavers werden onderzocht door een ervaren dierenarts, die indien mogelijk de doodsoorzaak bepaalde. De dieren die levend aanspoelden, en naar Harderwijk overgebracht werden (door BMM), leefden daar nog enkele uren tot enkele weken (ze worden bij 'natuurlijke doodsoorzaak' gerekend bij de analyse van de gegevens). Te Harderwijk worden de bruinvissen die levend stranden tussen Noord-Frankrijk en Denemarken verzorgd, om uiteindelijk terug in zee gezet te worden. Tijdens de revalidatie wordt onderzoek verricht, onder meer m.b.t. bijvangst en bijvangstbeperkende systemen.

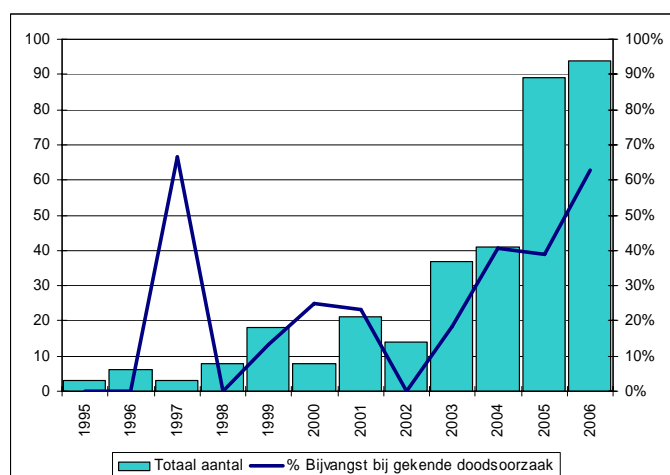
### 2.1.3 Resultaten

In onderstaande grafieken wordt een overzicht gegeven van de aantallen gestrande bruinvissen aan de Belgische kust tussen 1995 en 2006, en van de doodsoorzaken. Het is duidelijk dat niet alle dieren die aanspoelden en waarvan aangetoond werd dat ze verdrongen waren in visnetten, omkwamen bij beroepsvisserij. De laatste jaren was een relatief hoog aantal dieren aangespoeld na bijvangst bij strandvisserij (Haelters *et al.*, 2004; Haelters & Kerckhof, 2006).

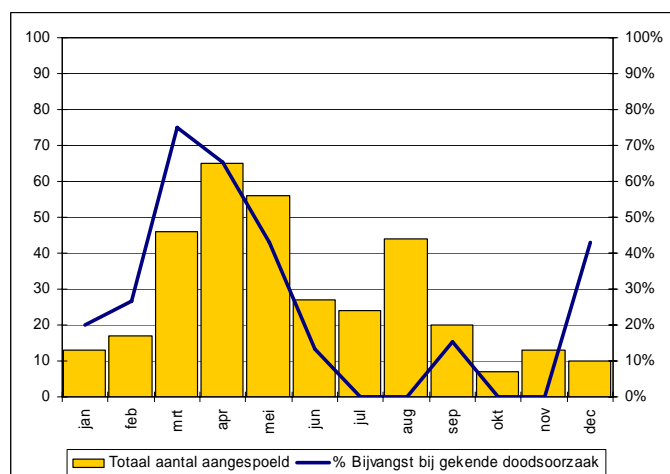
Het totale aantal dieren dat tussen 1995 en 2006 door verdrinking in visnetten gestorven is, bedraagt minstens 85, waarvan 71 tussen 2004 en 2006; het aantal dieren waarvan de doodsoorzaak als 'natuurlijk' bepaald werd, bedraagt 150. Van een aantal van de bijgevangen dieren kon duidelijk aangetoond worden dat ze bij strandvisserij dan wel bij professionele visserij om het leven kwamen, maar bij vele andere was dat niet mogelijk. In 2006 en ook in het voorjaar van de jaren daarvoor, bleek uit het onderzoek en uit getuigenissen dat een relatief groot aantal van de gestrande dieren zeker bij strandvisserij om het leven gekomen was. Mogelijk een groot aantal van de kadavers in staat van ontbinding die aanspoelden in mei 2005, en waarvan aangetoond werd dat ze bijgevangen waren, is afkomstig van professionele of recreatieve visserij op zee, grotendeels buiten de Belgische zeegebieden (onder meer het oostelijk deel van het Kanaal).



**Figuur 2-1** - Aantal gestrande bruinvissen per jaar tussen 1995 en 2006, met indicatie van de doodsoorzaak/reden van stranding.



**Figuur 2-2** - Aantal gestrande bruinvissen per jaar tussen 1995 en 2006, met indicatie van het percentage dieren dat bijgevangen werd tegenover het totaal aantal dieren waarvan een doodsoorzaak bepaald kon worden.



**Figuur 2-3** - Totaal aantal bruinvissen dat tussen 1995 en 2006 per maand aanspoelde, en percentage waarvan de doodsoorzaak bijvangst was (op het aantal dieren waarvan een doodsoorzaak bepaald kon worden).

#### 2.1.4 Discussie

Er is een sterke stijging van het totale aantal bruinvissen dat aanspoelt (Figuur 2-1). Dit is een bevestiging van het algemener worden van de bruinvis in de hele zuidelijke Noordzee, wat vastgesteld werd tijdens onderzoekscampagnes op zee in onze wateren en in de wateren van de buurlanden. De oorzaken van het hogere aantal bruinvissen in de zuidelijke Noordzee is niet geheel duidelijk. De meest waarschijnlijke verklaringen zijn voedselproblemen in meer noordelijke wateren, meer voedsel aanwezig in zuidelijke wateren, en een combinatie van deze verklaringen. In 2005-2006 werd, net zoals in 1994, een uitgebreide onderzoekscampagne uitgevoerd met tot doel de aantallen bruinvissen en gewone dolfijnen te bepalen in de Noordzee en aanpalende Atlantische Oceaan. Terwijl men statistisch niet kon aantonen dat er meer of minder bruinvissen in de Noordzee aanwezig waren, werd wel zeer duidelijk vastgesteld dat bruinvissen zich tegenwoordig in de zomer veel meer in het zuiden van de Noordzee bevinden. In de zomer van 1994 vond men de hoogste dichtheden rond de Shetlands, de Doggersbank en de oostkust van Schotland. In de zomer van 2005-2006 werden de hoogste dichtheden onder meer vastgesteld in de zuidelijke Noordzee. Daarbij dienen we te



bemerken dat de hoogste dichtheden in Belgische en Nederlandse wateren niet tijdens de zomermaanden, maar wel in de winter en vroege lente voorkomen, en dat in het verleden (tot mogelijk het begin van de jaren 1950) de bruinvis algemeen voorkwam in onze kustwateren.

De verhoogde bijvangst is in de eerste plaats het gevolg van een hoger aantal bruinvissen dat plaatselijk voorkomt. Terwijl het bijvangstprobleem in de jaren 1980 en begin van de jaren 1990 in Belgische wateren vrijwel onbestaande was omdat bruinvissen er zeldzaam waren, is het gestegen samen met de terugkeer van dit zeezoogdier. Tevens is de visserij met warrelnetten in onze wateren de laatste decennia toegenomen. Niet alleen zijn enkele beroepsvissers gestart met de warrelnetvisserij, ook de strandvissers hebben dit type net relatief recent 'ontdekt'. Hoewel strandvissers soms beweren dat dit een 'historische' activiteit is, worden warrelnetten niet teruggevonden in de publicaties over strandvisserij van de jaren 1960. Naast twee Belgische beroepsvissers zijn sinds 2005 (onregelmatig) ook 1 of 2 Nederlandse vissers actief in de territoriale wateren. De twee Belgische beroepsvissers waren echter niet voortdurend aanwezig in Belgische wateren, en één van de twee vist geregeld op zeebaars met hengels. Een derde Belgische beroeps-warrelnetvisser is, samen met een aantal buitenlandse (vooral Franse, maar ook Britse en Deense) geregeld actief in de Belgische EEZ. Warrelnetten ingezet door strandvissers vindt men vooral aan de Westkust, en vooral in het voorjaar voor de visserij op tong. Het voorjaar is net ook de periode waarin de bruinvis algemeen voorkomt in de kustwateren, tot in zeer ondiep water waar de strandnetten opgesteld zijn. In deze periode kunnen gemakkelijk bruinvissen waargenomen worden vanaf het strand en vanaf pieren en staketsels.

Het percentage aangespoelde dieren dat door verdrinking omkwam, ligt de laatste jaren op ongeveer 40-60% (van de dieren waarvoor een doodsoorzaak kon vastgesteld worden). Het totale aantal gestrande bruinvissen per maand tussen 1995 en 2006 toont aan dat strandingen het hele jaar door voorkomen, met een piek in het voorjaar (maart tot mei) en een piek in de zomermaanden. Onderzoek toonde aan dat bruinvissen de laatste jaren vooral tussen december en april algemeen voorkwamen in onze wateren. Dit valt gedeeltelijk af te leiden uit de strandinggegevens. De piek in strandingen in maart en april wordt veroorzaakt door een relatief hoog aantal dieren dat door bijvangst om het leven komt in deze periode van het jaar: tot drie kwart van de dieren zijn door verdrinking omgekomen, en dit is dus duidelijk de belangrijkste doodsoorzaak in dit deel van het jaar. De visserij op tong is in deze periode meer intensief, onder meer vanaf begin maart op het strand bij recreatieve visserij. Dat de piek voortduurt in mei wordt veroorzaakt door de vele kadavers in staat van ontbinding die aanspoelen: ook vele van die dieren kwamen om door verdrinking, maar dreven vermoedelijk al enkele weken op zee (dus mogelijk reeds vanaf april) voor ze aanspoelden. De piek in augustus betreft vooral jonge dieren die meestal op een natuurlijke manier gestorven waren, en die vaak in staat



helemaal niet duidelijk in Osinga *et al.* (2007) hoe de selectie van de kadavers gebeurde. Opvallend is dat men voor deze studie tussen 2002 en 2004 slechts een heel beperkt aantal dieren autopsieerde (in totaal 18 dieren, waarbij geen enkele bijvangst vastgesteld werd!), terwijl in 2006 op 50 dieren onderzoek uitgevoerd werd. Tussen 1999 en 2004 werd voor geen enkele aangespoelde en onderzochte bruinvis (in totaal ongeveer 51) bijvangst als doodsoorzaak genoteerd in deze studie! De database die men analyseert is niet toegankelijk, buiten de datum en vindplaats, en er werden blijkbaar reeds in de jaren 1980 methodes toegepast die slechts in de jaren 1990 beschreven werden.

### **2.1.5 Conclusies en aanbevelingen**

De conclusies van de analyse zijn dat de bruinvis gedurende de laatste jaren opnieuw een gewone verschijning was in onze wateren. Incidentele vangst was een probleem in het voorjaar, vooral in maart en april, en was dan de belangrijkste doodsoorzaak. Veel van de bijvangst-dieren die in mei aanspoelden waren reeds in april incidenteel verdronken. In de zomermaanden waren de doodsoorzaken van de gestrande dieren overwegend natuurlijk. De verhoogde bijvangst in het voorjaar houdt verband met de intensiteit van strandvisserij en mogelijk ook beroepsvisserij in deze periode, samen met het hoge aantal bruinvissen in onze wateren. Bruinvissen zoeken in deze periode vaak zeer ondiep water op, dit mogelijk in verband met het zoeken naar voedsel, of het exploreren (door jonge dieren) van zeer ondiep water.

Het verdient aanbeveling om het wetenschappelijk onderzoek van gestrande dieren uit te breiden met een monitoring van beroepsvisserij op zee, vooral in maart en april. Gezien bijvangsten slechts in uiterst zeldzame gevallen gerapporteerd worden, is het nuttig vissers aan te zetten dit meer systematisch te doen. Verder zou het nuttig zijn om een methodologie uit te werken om ook de strandvisserij waarbij gebruik gemaakt wordt van warrelnetten beter te controleren op bijvangsten. De combinatie van het onderzoek van de migraties van bruinvissen naar en binnen onze wateren (waaronder van dieper water naar de kustwateren) en de monitoring van de bijvangst kan het mogelijk maken bijvangst bij strandvisserij en bijvangst bij beroepsvisserij beter te onderscheiden, en kan toelaten dat eventuele maatregelen fijner afgeregeld worden.

Een analyse van de maaginhouden van gestrande dieren zou kunnen toelaten de redenen voor de migraties naar en binnen Belgische wateren aan te tonen.

## **2.2 Modelling van de herkomst van een aantal strandingen van bruinvissen waarvan de autopsie aantoonde dat ze bijgevangen waren, om de mogelijkheden van die modellering aan te tonen, en om aan te tonen dat niet alle bijvangst-dieren gevangen werden in Belgische wateren (als voorbeeld).**

### **2.2.1 Inleiding**

Voor het beter verwerven van inzicht in oceanografische fenomenen ontwerpt de BMM modellen. In deze modellen wordt gebruik gemaakt van gegevens over stromingen, waterhoogte, golven, en meteorologische waarnemingen en voorspellingen. De modellen kunnen voorspellingen maken, maar ook een fenomeen verklaren achteraf (voor meer informatie: <http://www.mumm.ac.be>). Enkele van die modellen betreffen de voorspelling van de verdrifting en verspreiding van drijvende partikels, of partikels in de waterkolom.

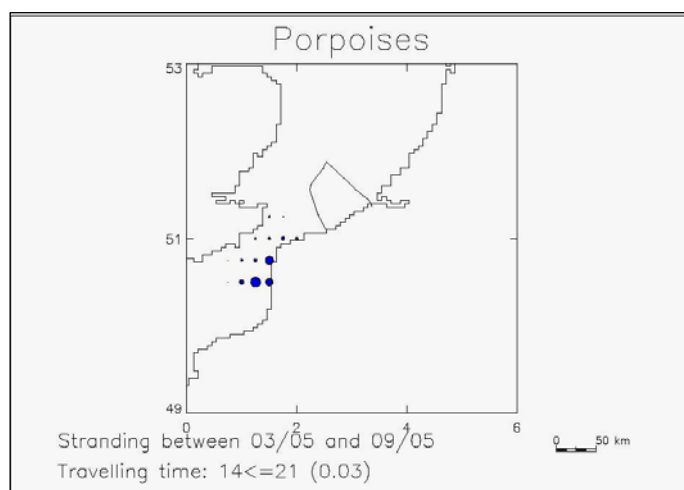
### **2.2.2 Materiaal en methoden**

Het verdriftingsmodel (gemodificeerd) werd toegepast voor het ‘backtracken’ van een aantal bruinvissen waarvan bleek dat ze enkele weken eerder door incidentele vangst omgekomen waren. Aan de hand van de uitkomsten van het model werd een plaats bepaald waar mogelijk/waarschijnlijk de dieren omgekomen waren.

Voor deze modellering werd een periode gekozen waarin een relatief groot aantal bruinvissen dood aanspoelde (mei 2005). Deze bruinvissen verkeerden alle in een staat van ontbinding die liet vermoeden dat de dieren reeds enkele weken dood waren, en de autopsie kon voor de meeste dieren aantonen dat ze verdronken waren.

### **2.2.3 Resultaten**

Het bleek dat de ontbonden kadavers van de bruinvissen die aanspoelden in mei 2005 hoogstwaarschijnlijk afkomstig waren uit de zuidelijke Noordzee – oostelijk Kanaal (ter hoogte van Boulogne). Gegevens over bijvangsten van bruinvissen uit dit gebied zijn vrijwel onbestaande. De resultaten van deze modellering werden gepresenteerd op de ICES Annual Science Conference (ASC; Maastricht, 20 september 2006). Ze werden gepubliceerd als achtergronddocument bij de ICES ASC, met vermelding van het WAKO project. Deze publicatie (Haelters *et al.*, 2006) werd in Annex 1 toegevoegd.



**Figuur 2-5** - Eén van de resultaten van de modellering van de herkomst van een aantal bruinviskadavers in mei 2005 (uit Haelters *et al*, 2006). Er werden nog andere simulaties gemaakt, met andere winddrift-factoren en een andere tijd van ontbinding.

#### 2.2.4 Discussie

Hoewel weinig gegevens bestaan over bijvangsten van bruinvissen in Franse wateren, blijkt wel dat het dier daar, net zoals in Belgische en Nederlandse wateren, de laatste jaren veel algemener geworden is. Warrelnetvisserij is in het noorden van Frankrijk de meest beoefende vorm van beroepsvisserij, met zeer veel vaartuigen in o.a. de havens van Duinkerke en Boulogne. De aantallen warrelnetvaartuigen in het zuiden van Engeland werd niet nagegaan in deze studie. Dat bijvangsten in het oostelijke Kanaal voorkomen, wordt aangetoond door de uiterlijke kenmerken bij gestrande dieren, de resultaten van de autopsieën, en getuigenissen van vissers (Sylvain Pézéril, Thierry Jauniaux, persoonlijke mededelingen), maar dit wordt slechts zelden in de literatuur teruggevonden, noch van Franse noch van Britse bronnen.

#### 2.2.5 Aanbevelingen

Het verdient aanbeveling om dergelijke modellering te verfijnen (met indien mogelijk een meer accurate inschatting van het gedrag van bruinviskadavers in de waterkolom en de ontbindingssnelheid) en op een meer systematische manier uit te voeren. Op internationaal vlak zou het nuttig zijn om na te gaan waar warrelnetten uitgezet worden (vb. met behulp van VMS data, km net uur per eenheid van oppervlakte en per type van net). Dergelijke informatie wordt ook nuttig geacht door het adviescomité van ASCOBANS (2007) en de EMPAS werkgroep van ICES (voor Duitse wateren; ICES, 2007). Door de superpositie van de plaatsen waar meest intensief met warrelnetten gevist wordt, en de verspreidingsgegevens van de bruinvis, kunnen mogelijk meer gerichte maatregelen genomen worden om bijvangsten te voorkomen.

### 2.2.6 Referenties

- Haelters, J., Jauniaux, T., Kerckhof, F., Ozer, J. & Scory, S., 2006. Using models to investigate a harbour porpoise bycatch problem in the southern North Sea–eastern Channel in spring 2005. ICES CM 2006/L:03. 8p.
- Haelters, J. & Kerckhof, F., 2006. Strandings van bruinvissen tussen 1995 en 2006 (31 mei): doodsoorzaken. Nota KBIN (BMM), sectie 15, 9 juni 2006, 5p.
- Haelters, J., Kerckhof, F. & Jauniaux, T., 2004. Bijvangst van bruinvissen *Phocoena phocoena* vastgesteld bij recreatieve (strand)visserij in het voorjaar van 2004. Nota van het KBIN (BMM). 13 p.
- ICES, 2007. Environmentally Sound Fisheries Management in Protected Areas. ICES/BfN-project, interim report 2006. 107p.
- Leopold, M.F. & Camphuysen, C.J., 2006. Bruinvisstrandings in Nederland in 2006. Rapport C083/06, IMARES/NIOZ in opdracht van het Ministerie LNV. 89p.
- Osinga, N., Berends, D.J., 't Hart, P. & Morick, D., 2007. Bruinvissen in Nederland: populatie, pathologie en visserij. Zeehondencrêche Lenie 't Hart & Nederlandse Vissersbond, Pieterburen en Emmeloord. 71p.

### **3. Beknopte analyse van de associatie tussen zeevogels en visserij**

*Auteurs: Courtens, W., Stienen, E.*

#### **3.1 Inleiding**

Het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek voert sinds 1992 gestandaardiseerde scheepstellingen uit van zeevogels- en zoogdieren op het Belgische gedeelte van de Noordzee. Dit resulteerde in een uitgebreide dataset die een goed beeld geeft van de verspreiding en dichtheden van de verschillende soorten zeevogels- en zoogdieren. In deze dataset zijn ook de waarnemingen van vissersschepen (en eventueel ermee geassocieerde zeevogels) opgenomen. Aan de hand van deze gegevensset is het mogelijk na te gaan welke soorten in welke mate geassocieerd zijn met een bepaald type vissersvaartuig. Dat geeft een beeld van de mate waarin bepaalde zeevogels afhankelijk zijn van de visserij en dus van de richting waarin de aantallen van een soort zullen wijzigen bij een verandering van visserijmethode.

#### **3.2 Materiaal & Methode**

Voor de analyse die in het kader van deze taak werd uitgevoerd, is gebruik gemaakt van de gegevens die door het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek werden verzameld tijdens scheepstellingen tussen januari 1992 en december 2005. Volgens gestandaardiseerde methodes worden tijdens deze tellingen vliegende vogels en vogels zittend op het wateroppervlak geteld. Zittende vogels worden geteld aan de hand van een zogenaamde transect-methode (Tasker *et al.*, 1984). Hierbij worden gedurende opeenvolgende periodes van 10 minuten alle zwemmende vogels geteld, die zich binnen een afstand van 300 m van het schip en in een hoek van 90° vanaf de voorkant van het schip bevinden. Voor het gestandaardiseerd tellen van vliegende vogels is de snapshot-methode gehanteerd (Komdeur *et al.*, 1992). Hierbij worden iedere minuut alle vliegende vogels geteld die zich binnen een afstand van 300 m en een hoek van 90° aan de voorkant van het schip bevinden. De resultaten van deze tellingen worden herleid tot het ruimtelijke middelpunt van het in de beschouwde 10-minutenperiode afgelegde traject, de zogenaamde position keys of 'poskeys'. De positie van elk punt wordt weergegeven in graden noorderbreedte en oosterlengte en geeft de plaatselijke aantallen en dichtheden (aantal per km<sup>2</sup>) voor elke soort weer.

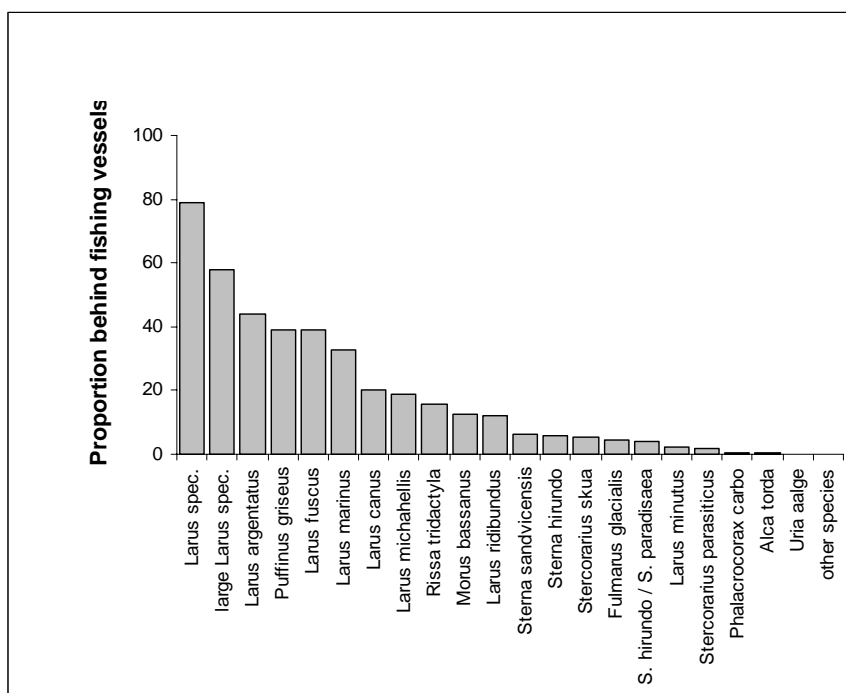
In deze dataset zijn ook de gegevens van alle waargenomen vissersschepen opgenomen (type, positie en activiteit) en de zeevogels die ermee geassocieerd zijn (aantallen en soorten). Aan de hand van deze gegevens werd voor de verschillende soorten zeevogels berekend welk percentage met visserij-activiteiten geassocieerd was. Aan de hand van deze gegevens werden twee globale kaarten voor het Belgische deel van de Noordzee gemaakt. Enerzijds werd een kaart opgesteld die de gemiddelde dichtheid aan vogels weergeeft op 3x3 km-hok niveau. Anderzijds werd een kaart opgesteld waar alle

visserij-gerelateerde vogels uit werden weggelaten. Vervolgens werd per hok berekend welk percentage van de aldaar aanwezige vogels met vissersschepen was geassocieerd.

### 3.3 Resultaten & discussie

#### 3.3.1 Associatie met vissersboten

Figuur 3-1 geeft weer welk percentage van een bepaalde vogelsoort geassocieerd was met een vissersschip. Het betreft hier een directe associatie met het schip, dus duidelijk rond/achter het schip vliegend of in de nabije omgeving ervan vertoevend.



**Figuur 3-1-** Percentage van het aantal vogels per soort dat geassocieerd was met visserij-activiteit.

Uit deze Figuur 3-1 blijkt dat vooral meeuwen vaak achter vissersschepen worden gezien. Van Zilvermeeuw *Larus argentatus*, Kleine Mantelmeeuw *L. fuscus* en Grote Mantelmeeuw *L. marinus* werd minstens 35% van alle getelde exemplaren achter een vissersboot gezien. Van de kleinere meeuwensoorten zoals Stormmeeuw *L. canus* en Drieteenmeeuw *L. tridactyla* ligt het percentage lager, maar nog altijd boven de 10%. Soorten die hun prooien onder water opsporen en achtervolgen (zoals alkachtigen) werden nagenoeg nooit achter vissersboten gezien. Ook was er een groot deel ‘ongedetermineerde meeuwen’ en ‘grote meeuwen’ met vissersschepen geassocieerd. Hier betrof het meestal grote wolken meeuwen die op enige afstand achter vissersschepen hingen en moeilijk op soortniveau waren te brengen. Globaal gezien ligt het aantal meeuwen geassocieerd met visserij dus een stuk hoger dan de cijfers voor de afzonderlijke soorten doen vermoeden. Ook is het zo dat de waarnemers vaak vermoedden dat bepaalde groepen meeuwen enige tijd voordien met schepen geassocieerd waren (bijvoorbeeld omdat ze in een lijn op het water zaten of omdat enkele individuen

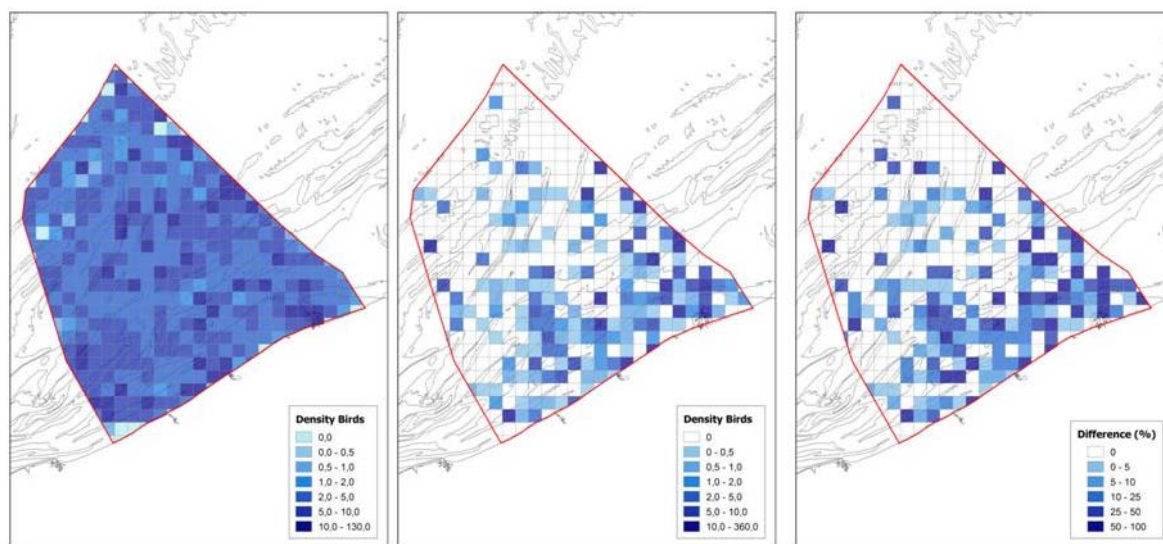


nog een vis in hun bek hadden). Omdat er op het moment van de waarneming geen directe associatie meer duidelijk was, werden zij niet genoteerd als ‘geassocieerd met vissersboot’. Met andere woorden: men mag aannemen dat voor bepaalde soorten zeevogels de mate van associatie met visserijvaartuigen in werkelijkheid wat hoger zal liggen dan Figuur 3-1 doet vermoeden.

De soortensamenstelling achter vissersschepen komt in grote mate overeen met andere studies in de zuidelijke Noordzee (zie Hoofdstuk 4).

### 3.3.2 Impact van visserij

Wanneer een kaart wordt gemaakt van de partiële verspreiding van alle zeevogels die op het moment van waarnemen niet met vissersschepen waren geassocieerd (Figuur 3-2), valt op dat de vogels redelijk homogeen verdeeld zijn over het Belgische zeegebied. Gebieden met de hoogste dichtheid aan niet met schepen geassocieerde zeevogels zijn gesitueerd rond de havens van Nieuwpoort, Oostende en Zeebrugge, de westelijke kustbanken, de Vlaamse Banken en ook wel rond de meeste diepere zandbaken (bijvoorbeeld Thorntonbank, Blijhbank, Oosthinder- en Westhinderbank). De verspreiding van zeevogels achter vissersschepen is geheel anders (Figuur 3-3). Deze zijn vooral kustgebonden, terwijl in de diepere wateren veel minder vogels afhankelijk zijn van visserijactiviteiten. Figuur 3-4 laat zien welk percentage van de aanwezige zeevogels met vissersschepen is geassocieerd. Gezien de redelijk homogene verspreiding van niet-visserijgerelateerde zeevogels, vertoont deze Figuur 3-2 veel overeenkomsten met Figuur 3-3. Hieruit mag men concluderen dat in de kustnabije zone heel wat zeevogels afhankelijk zijn van de visserij. In de diepere wateren is dat veel minder het geval, en zijn het eerder lokale verschijnselen.



**Figuur 3-2** - Dichtheid van zeevogels die niet met vissersschepen zijn geassocieerd in het Belgische deel van de Noordzee.

**Figuur 3-3** - Dichtheid van zeevogels die met vissersschepen zijn geassocieerd in het Belgische deel van de Noordzee.

**Figuur 3-4** - Procentuele afname van de dichtheid aan zeevogels per 3x3 km-hok wanneer de visserijgerelateerde vogels worden weggelaten.

### 3.4 Conclusie en aanbevelingen

Er blijkt een sterke en kwantificeerbare bias te bestaan op het voorkomen van een aantal soorten zeevogels in het Belgische deel van de Noordzee. Er zijn twee belangrijke conclusies te trekken uit bovenstaande analyse:

*Het zijn vooral de meeuwensoorten die in sterke mate afhankelijk zijn van boomkorvisserij  
Vooral in de kustzone is er een merkbaar effect van visserijactiviteiten op zeevogels.*

Uiteraard betreft het hier een initiële en zeer grove analyse van de effecten van visserij op zeevogels. Voor een beter en betrouwbaarder beeld van die effecten zouden tevens de temporele verschillen in rekening moeten worden gebracht. Ook zou een meer populatiedynamische benadering moeten worden gebruikt om de effecten verfijnder in kaart te kunnen brengen. Vervolgens kan aan de hand van de methodiek opgesteld in het kader van het BWZee-project zelfs de biologische waarde van de visserij worden gekwantificeerd. Het is aldus mogelijk om een biologische waarderingskaart van zeevogels te maken waarbij de effecten van boomkorvisserij worden uitgesloten. Een aanbeveling voor een vervolgstudie zou zijn om een meer uitgebreide analyse uit te voeren om *een beeld te krijgen van de spatio-temporele effecten van visserij op zeevogels en om die effecten uit te drukken in een intrinsieke biologische waarde.*

### 3.5 Referenties

- Komdeur, J., J. Bertelsen & G. Cracknell, 1992. Manual for aeroplane and ship surveys of waterfowl and seabirds. International Waterfowl and Wetland Research Bureau Special Publication 19. IWRB, Slimbridge.
- Tasker, M., P. H. Jones, T. J. Dixon & B. F. Blake, 1984. Counting seabirds at sea from ships: a review of methods employed and a suggestion for a standardised approach. *Auk* 101: 567-577.

## 4. Literatuuronderzoek

### 4.1 Effecten van de garnalenboomkorvisserij op benthos

Auteur: Depestele, J.

Voor de effecten van de garnalenboomkorvisserij op benthos wordt verwezen naar het overzicht dat is opgesteld door de ICES-werkgroepen “*Ecosystem effects of fishing*” (WGECO), “*Fishing Technology and Fish Behaviour*” (WGFTFB) en “*Crangon Fisheries and Life History*” (WGCRAN) in 2007 (ICES, 2007a; ICES, 2007b; ICES, 2007c).

Er zijn slechts enkele studies over de effecten van de garnalenboomkorvisserij op benthische invertebraten (Berghahn and Vorberg, 1997; Buhs and Reise, 1997; Riesen and Reise, 1982; Rumohr et al., 1994; Vorberg, 2000) en de meeste hiervan zijn gerelateerd aan de effecten op *Sabellaria* riffen (zie Sectie 6.2.4.2 *Sabellaria* reefs in het rapport van WGECO (ICES, 2007b)). De meest omvattende studie, beschikbaar op de ICES-Werkgroepvergadering van WGECO (ICES, 2007b), gebruikt duikers- en onderwaterbeelden als bewijsmateriaal. Deze studie toont aan dat garnalenboomkorvisserij weinig impact heeft op het sessiele benthos, zoals *Actinia equine* of *Mytilus edulis* of op mobiele soorten zoals *Asterias rubens* en *Buccinum undatum* (Berghahn and Vorberg, 1997). Als er over riffen van *Lanice conchilega* wordt geslept, worden de kokers die in rechtstreeks contact staan met het vistuig afgevlakt, maar de organismen worden niet dood of beschadigd beschouwd door deze activiteit (Rabaut et al., in prep.). Er zijn echter wel bewijzen dat deze riffen ‘verarmen’ omdat geassocieerde soorten wel uit het systeem verdwijnen (Rabaut et al., 2008). Deze bevindingen werden vervolgens ook ondersteund door de bevindingen van (Rumohr et al., 1994). Deze observaties hebben ertoe geleid dat de auteurs besluiten dat visserij met de garnalenboomkor langs de Duitse zijde van de Noordzee geen essentieel vernietigende effecten heeft op benthos (Stock et al., 1996 in (Vorberg, 2000)). Het is onduidelijk of er lange-termijneffecten bestaan op gevoelige gemeenschappen zoals *Ostrea* of *Sabellaria*-riffen (zie oa. ICES, 2007a). Het is eveneens onduidelijk of de bovenstaande studies uitgevoerd zijn op al verstoorde gemeenschappen of gemeenschappen waar de oorspronkelijke fauna nog aanwezig was. Benthische invertebraten kunnen echter wel door de bijvangst en teruggooi van de garnalenboomkor worden beïnvloed (Cabral et al., 2002). Het benthos kan indirect beïnvloed worden door het grootte-selectief verwijderen van *Crangon crangon*, maar dit is eigen aan de visserij-activiteit.

## 4.2 Directe, korte-termijneffecten van platvisboomkorvisserij op benthos

Auteurs: Depestele, J., Derous, S., Moulaert, I., Rabaut, M., Degraer, S., Vincx, M.

### 4.2.1 Inleiding

Duurzaam gebruik van natuurlijke hulpbronnen was tot op heden voornamelijk gericht op het beheer van de doelsoorten, i.e. de vispopulaties waarop wordt gevist. De laatste decennia werd de aandacht meer en meer gericht op het ecosysteem in haar geheel (Kaiser *et al.*, 2006; Løkkeborg, 2005; Pitkitch *et al.*, 2004). Het zijn voornamelijk de effecten van het vistuig dat over de zeebodem sleept op de geassocieerde gemeenschappen die binnen de ecosysteembenadering veel aandacht krijgen (Kaiser *et al.*, 2006; Rose *et al.*, 2000). De oorzaak hiervan is dat de vangstefficiëntie van deze vistuigen en in het bijzonder van de boomkor wordt bepaald door het direct contact met de zeebodem. Door hun ontwerp zijn boomkorren in vergelijking met andere types vistuig bijzonder efficiënt voor het vangen van op de bodem levende species. Zware versies met kietelaars en/of kettingmat zijn ontworpen voor platvis- en demersale vissoorten, terwijl de lichtere versies voor de gewone garnaal (*Crangon crangon*) worden gebruikt (Nédélec, 1996). Metingen hebben aangetoond dat de platvisboomkor door haar druk op de zeebodem 1 tot 8cm diep penetreert en de morfologie wijzigt (Paschen *et al.*, 1999). Naast de verstoring van de complexiteit van de zeebodem, leidt het vissen tot het verwijderen, beschadigen en doden van niet-doelsoorten en wijzigingen in de benthische productie (Kaiser *et al.*, 2006). De zeebodem en benthische habitats zijn complex, dienen als schuilplaats voor juveniele vissen en vormen tevens een belangrijke voedingsbron voor demersale vissoorten (Auster *et al.*, 1996; Løkkeborg, 2005). De hierboven aangehaalde argumenten benadrukken het belang van een evaluatie van het milieu impact van de platvisboomkorvisserij.

Er wordt gesuggereerd dat er al intens onderzoek is uitgevoerd naar de impact van de boomkorvisserij op het demersale ecosysteem (de Groot and Lindeboom, 1994; Lindeboom and de Groot, 1998). Diverse overzichtspublicaties (Kaiser *et al.*, 2006; Løkkeborg, 2005; Rose *et al.*, 2000), workshops en symposia hebben echter geen afdoende conclusies opgeleverd om beheersbeslissingen te kunnen nemen voor de Belgische zeevisserij. De oorzaak hiervoor is dat er slechts enkele algemene conclusies zijn genomen uit de soms inconsistente bevindingen van de diverse empirische studies. Dit is te wijten aan de complexiteit van deze studies waarvoor Løkkeborg (Anon., 1990; 2005) drie oorzaken onderscheidt:

1. De structuur van de benthische gemeenschappen is complex en heeft een grote temporele (seizoenaal en jaarlijks) en ruimtelijke variatie. Anthropogene verstoringen kunnen aldus moeilijk worden aangetoond doordat ook meerdere natuurlijke factoren een oorzaak zijn van deze variatie, zoals onder meer vermeld in Ehrich & Stransky (1999), Kaiser (1998) en Lindeboom (2005).

2. Er is een grote variabiliteit in de studies door diverse factoren, zoals het gebruikte vistuig, het proefopzet, het regime en de intensiteit van verstoring, het bodemtype, het niveau van natuurlijke verstoring en de bestudeerde benthische gemeenschappen.
3. De variatie in gebruikte methodologie en de wetenschappelijke benadering van de studie is groot.

Bovenop deze complexiteit zijn veel van de overzichtspublicaties, workshops en symposia gericht op het “mobiel vistuig”. Ze vatten de beschikbare gegevens samen en leveren intuïtieve inzichten in de ecologische respons van het vissen met gesleept vistuig. Er zijn slechts twee overzichtspublicaties die een kwantitatieve analyse geven van de algemene respons van benthische fauna op visserijverstoring, i.e. Collie *et al.* (2000) en Kaiser *et al.* (2006). Het gevolg is dat de beschikbare literatuur open is voor interpretatie door de verschillende gebruikers (vissers, wetenschappers, niet-gouvernementele organisaties). Hun praktische bruikbaarheid voor het visserijbeheer is bijgevolg beperkt. Voor de Belgische zeevisserij is het bovendien noodzakelijk dat de aandacht specifiek op de boomkor wordt gericht, wat niet het geval is bij de twee bovenvernoemde publicaties.

Deze taak heeft tot doel om:

- Een goed inzicht te krijgen in de beschikbare informatie over de effecten van de boomkorvisserij op benthische fauna.
- Na te gaan of globale effecten kunnen gekoppeld worden aan de situatie van het Belgisch deel van de Noordzee.
- Een database aan te leggen die aangeeft waar er hiaten zijn in de beschikbare kennis en voor welke situaties conclusies kunnen genomen worden. De database zal aldus de basis vormen voor een latere evaluatie van mogelijke beheersmaatregelen zoals technische aanpassingen en gesloten gebieden.

## 4.2.2 Materiaal & Methodes

### 4.2.2.1 Overzicht van studies over effecten van de platvisboomkorvisserij op benthos

Op basis van een uitgebreid literatuuronderzoek werd nagegaan welke publicaties specifieke informatie geven over de effecten van de boomkorvisserij op benthische gemeenschappen. Er zijn verschillende types studies die nuttige informatie geven, maar het literatuuronderzoek werd beperkt tot die studies die aan volgende criteria voldeden:

- Studies die de directe, korte-termijneffecten van boomkorvisserij bestuderen. Dit zijn studies die sterfte bestuderen veroorzaakt door verstoring met een boomkor. De meeste studies, als

niet alle, hebben de benthische gemeenschap van een visgrond vergeleken van vóór en na het experimenteel slepen van een boomkor. Voor bordenvisserij zijn de meeste studies beschikbaar die het effect van sleepnetvisserij vergeleken hebben tussen niet-beviste controlegebieden en experimenteel beviste gebieden. Dergelijke studies zijn schaars voor de boomkor door het ontbreken van geschikte controlegebieden.

- Studies die het effect bestuderen op benthische invertebraten en gemeenschappen en op niet-commerciële vissoorten. De bestudeerde biota worden bepaald door de staalnametechniek.
- Studies van de periode 1990 - 2006, die zijn gepubliceerd in wetenschappelijke tijdschriften met leescomité, in projectrapporten (grijze literatuur). Niet-gepubliceerde data worden ook opgenomen.

Voor de individuele, empirische studies over de boomkorvisserij wordt verwezen naar 4.2.2.2. Indirecte effecten van boomkorvisserij op benthische gemeenschappen werden niet geëvalueerd. Ook de volgende types van studies werden niet onderzocht:

- Studies die lange-termijneffecten van de boomkorvisserij onderzoeken, (Frid et al., 2000; Greenstreet et al., 1999; Philippart, 1998; Rumohr and Kujawski, 2000). In deze studies worden lange-termijneffecten onderzocht door tijdsreeksen van benthische invertebraten te koppelen aan de visserij-inspanning.
- Studies, gelijkaardig aan de voorgaande, die op basis van verschillende intensiteiten van visserij-inspanning, hun micro-distributie, sluitingen en de koppeling aan benthische gemeenschappen, de effecten van voornamelijk chronische verstoring onderzoeken. Deze studies zijn vergelijkend van aard en richten de aandacht vooral op variabelen als trofische structuur, benthische biomassa en productie en op soortenrijkdom. Deze studies omvatten meestal een kortere tijdsperiode dan de hierboven vernoemde. Voorbeelden zijn (Bergman et al., 2005; Craeymeersch et al., 2004; Craeymeersch et al., 2000; Dinmore et al., 2003; Grift et al., 2004; Hiddink et al., 2006a; Hiddink et al., 2006b; Jennings et al., 2001c; Kaiser et al., 2000a; Kaiser et al., 2000b; Piet et al., 2000; Queirós et al., 2006; Rijnsdorp et al., 1998). Het alternatief proefopzet gebruikt in deze studies is aanvullend op de studies die in WAKO worden bestudeerd.

De focus van deze taak ligt duidelijk op de directe, korte-termijneffecten. Ter illustratie worden enkele conclusies van het MAFCONS-project (Anon, (2007) en het rapport van WGEKO (ICES, (2007b) meegegeven. Deze conclusie zijn gerelateerd aan de literatuurstudie in WAKO en laten toe om de WAKO-vaststellingen in een beter kader te plaatsen. De formalisering van de ecologische theorie die in het MAFCONS-project is ontwikkeld (Anon, 2007), wordt niet toegelicht, omdat deze

een stap verder gaat dan de doelstellingen van WAKO. In MAFCONS wordt m.n. getracht om het verband te leggen tussen verschillende intensiteiten van visserij-inspanning, gerelateerd aan ruimtelijke spreiding en de tools om visserij te beheren met een minimale ecologische verstoring voor de diversiteit van benthische gemeenschappen en invertebraten. Dit project levert een goede illustratie van het rechtstreekse belang van mortaliteitstudies.

#### 4.2.2.2 *Ontwikkeling database mortaliteitstudies (korte-termijneffecten)*

Waar het eerste deel van deze taak de algemene conclusies van de effecten van de boomkorvisserij op het benthisch ecosysteem evalueert, worden in dit deel de eigenlijke, empirische studies onderzocht door middel van de ontwikkeling van een database. De database van Kaiser *et al.* (2006) vormt hiertoe de basis. Alle studies over boomkorvisserij die opgenomen zijn in Collie *et al.* (2000) en Kaiser *et al.* (2006) werden opgenomen in de databank. Op basis van eigen literatuuronderzoek bleek dat nog één studie ontbrak, m.n. het REDUCE-project ((Anon., 2002a)). De database van Kaiser *et al.* (2006) houdt rekening met de gecompileerde gegevens van IMPACT-II (Lindeboom and de Groot, 1998), alsook gepubliceerd in (Bergman and van Santbrink, 2000), terwijl in de database die binnen WAKO werd ontwikkeld alle individuele studies, behalve één (data zijn niet traceerbaar), werden opgenomen. Deze ruwe gegevens werden opgezocht in de Groot en Lindeboom (1994) en de niet-gepubliceerde interim-rapporten van IMPACT-II. Er werd getracht om alle studies en aldus zo veel mogelijk informatie te verzamelen en te incorporeren in de databank. Samenvattingen van de individuele studies die werden opgenomen in de databank zijn als bijlage (Annex 2) bij dit rapport gevoegd. (gebaseerd op Lokkeborg, 2005; Kaiser *et al.*, 2006; Johnson, 2002). Er kunnen nog studies zijn die we ongewild hebben gemist.

De studies werden onderscheiden op basis van verschillende variabelen die de graad van effect kunnen beïnvloeden. Deze variabelen zijn gerelateerd aan de technische karakteristieken van de boomkor, het verstoringregime en de intensiteit van verstoring, het habitat, de waterdiepte, de schaal van de verstoring en de biologische responsparameters. De variabelen worden in detail beschreven in bijlage (Annex 3). De variabelen die in de WAKO database werden opgenomen, zijn gelijkaardig aan deze van Kaiser *et al.* (2006), maar de database werd nog uitgebreid met andere variabelen, bepaald na een screening van de diverse publicaties. Het is vooral informatie over de technische karakteristieken van de boomkorvisserij die werden toegevoegd. Er werd tevens aandacht besteed aan het mogelijke verband met het Belgisch deel van de Noordzee door zoveel mogelijk beschrijvende, kwalitatieve informatie over de fysische en biologische karakteristieken van het studiegebied op te nemen.

Samenvattend kunnen we dus stellen dat de WAKO-databank met mortaliteitstudies een verdere uitbreiding en aanpassing is van de databank van Kaiser *et al.* (2006), gelimiteerd tot de boomkorvisserij. Het doel was voornamelijk de bepaling van de directe sterfte door de passage van de boomkor. In vergelijking met de databank van Kaiser *et al.* (2006) zijn de volgende wijzigingen doorgevoerd:

- Opname van één extra publicatie, namelijk het REDUCE-project (Anon. 2002).
- Opname van de gecompileerde gegevens van IMPACT-II en Bergman & van Santbrink (2000).
- Uitsplitsing<sup>1</sup> van de finale resultaten van Bergman & van Santbrink (2000) in verschillende studies, namelijk in de
  - o Studies van IMPACT-I
  - o Individuele studies van IMPACT-II, die zijn getraceerd via de tussentijdse projectresultaten.
- Toevoeging van extra variabelen.

### 4.2.3 Resultaten

#### 4.2.3.1 *Overzicht van studies over effecten van platvisboomkorvisserij op benthos*

Meerdere overzichtspublicaties geven kwalitatieve informatie over de effecten van mobiel vistuig op benthos en habitats (Auster and Langton, 1999; Auster *et al.*, 1996; Depestele *et al.*, 2005; Gilkinson *et al.*, 2006; Gilkinson *et al.*, 2005; Gordon *et al.*, 2006; Hall, 1999; Jennings and Kaiser, 1998; Jennings *et al.*, 2001b; Kaiser *et al.*, 2002; Kaiser and de Groot, 2000; Pearce, 1999; Rice, 2006; Rose *et al.*, 2000; Thrush and Dayton, 2002; Thrush *et al.*, 1995; Thrush *et al.*, 1998; Watling, 2005). Deze publicaties zijn nuttig om het algemeen effect van gesleept vistuig op de zeebodem beter te begrijpen, maar ze geven geen overzicht van studies die specifiek de effecten van de boomkorvisserij op benthos onderzoeken. Na consultatie van de literatuur bleek dat deze effecten enkel onderzocht worden in Collie *et al.* (2000), ICES (2006), Johnson (2002), Kaiser *et al.* (2006), Linnane *et al.* (2000) en Løkkeborg (2005).

Johnson (2002) en Løkkeborg (2005) geven beide een samenvatting van de verschillende studies, voornamelijk diegene die in wetenschappelijke tijdschriften zijn gerapporteerd. Hun samenvattingen geven de methodes, resultaten en conclusies van de individuele studies weer zoals ze door de auteurs zijn vermeld. Er werd geen poging ondernomen om de wetenschappelijke benadering te valideren, hoewel de studies op zichzelf wel meestal *peer-reviewed* zijn. Voor een samenvatting van die

---

<sup>1</sup> Details over het verband tussen de studies in Bergman & van Santbrink (2000), IMPACT-I, IMPACT-II en de *concept data reports* (i.e. de tussentijdse rapporten van IMPACT-II) zijn weergegeven in 4.2.7.2 Verklaring variabelen database mortaliteitstudies (In het Engels).



individuele studies wordt verwezen naar annex 4.2.7.1. Løkkeborg (2005) besloot dat de gebruikte methodologie van het experiment in rekening moet worden gebracht om de impact van visserijverstoring te begrijpen en dat de meeste impact-studies werden uitgevoerd op zandige bodems in relatief ondiep water, terwijl weinig informatie beschikbaar is over onder meer modderige bodems. Løkkeborg (2005) geeft naast een samenvatting van de individuele studies en enkele algemene conclusies ook een gedetailleerd overzicht over de mogelijkheden om de impact te bestuderen, inclusief de redenen waarom impactstudies inconsistente resultaten kunnen geven

Linnane *et al.* (2000) geeft eveneens een samenvatting van een amalgaam aan studies, inclusief enkele mortaliteitstudies. Het belang van dit overzicht is vooral het verband dat gelegd wordt met de technische karakteristieken van het vistuig. Mogelijkheden om de milieu-impact te reduceren door technisch visserij-onderzoek worden ook besproken, maar vallen buiten het kader van WAKO. Linnane *et al.* (2000) beschrijven zowel de fysische impact als de impact op niet-commerciële vissoorten en bentische invertebraten op basis van enkele studies. De studies beschrijven enerzijds de fysische impact van en habitatverstoring door boomkorvisserij en anderzijds het effect van technische componenten van de boomkor en aanpassingen hieraan. Ook enkele, oudere studies die buiten het kader van deze taak vallen werden door Linnane *et al.* (2000) onderzocht. Algemeen blijkt echter dat de studies van voor 1990 nuttige bevindingen geven, maar dat door de ontwikkelingen van methodologie en eventueel het vistuig, hun bruikbaarheid herleid is tot kwaliteitscontrole.

ICES (2006) geeft een overzicht van de effecten van de boomkorvisserij op benthos. Hiervoor zijn onder meer mortaliteitsgegevens gebruikt, die verwerkt zijn in het model dat in het kader van het EU-project “MAFCONS” (Anon, 2007) is getest. Anon. (2007) is vooral gericht op de mogelijke beheersimplicaties en -opties die kunnen voortvloeien uit de bestaande kennis over de effecten van visserij op diversiteit van gemeenschappen van bentische invertebraten en vissen, onder meer in verband gebracht met de trends in visserij-inspanning en ruimtelijke verspreiding. De informatie is vistuigspecifiek en kan aanvullend zijn voor dit overzicht, maar is niet louter gericht op sterfte van bentische invertebraten.

Collie *et al.* (2000) en Kaiser *et al.* (2006) zijn de enige, teruggevonden publicaties die de individuele mortaliteitstudies hebben samengebracht en kwantitatief geanalyseerd. (Collie *et al.*, 2000) hebben de eerste synthese gegeven over de globale trends van de respons van bentische biota en habitats op visserijverstoring. Een verzameling van impactstudies werd onderzocht om patronen in de respons van biota op visserijverstoring te ontdekken en hoe deze kunnen variëren met habitat, diepte, verstoringstype en over verschillende taxa heen (Kaiser *et al.*, 2006). (Kaiser *et al.*, 2006) konden door het toegenomen aantal studies over visserij-impact het aantal gegevens in de database bijna

verdubbelen. Zij hebben 2474 datapunten. Enkel die studies werden bekeken waar specifieke taxa of veralgemenende statistieken (zoals totaal aantal soorten of individuen) gerelateerd zijn aan gecontroleerde omstandigheden (experimentele studies). De interacties tussen verschillende factoren als vistuig en habitat werden onderzocht, omdat het beheer zich voornamelijk wil baseren op het verschillende effect van visserij-activiteiten in verschillende habitats. (Kaiser et al., 2006) trachtten ook een antwoord te bieden aan de mogelijke tijdschalen die herstel toelaten na een verstoring. Beide overzichtspublicaties hebben zich gericht op schelpendreggen (*scallop dredges*), bordentrawls en boomkorren. In bijlage worden de voornaamste bevindingen van de verschillende overzichtsstudies nog verder toegelicht (Annex 4).

#### 4.2.3.2 *Ontwikkeling database mortaliteitstudies (korte-termijneffecten)*

Er werden uiteindelijk 22 studies opgenomen in de databank uitgevoerd in een zanderige habitat, terwijl slechts 10 studies werden opgenomen die werden uitgevoerd in modderig habitat. Volgens de definities die in de WAKO-databank werden gehanteerd is er geen studie uitgevoerd in grint-habitats. Slechts één studie werd toegevoegd die de impact van boomkorvisserij op biogene habitats bestudeerd (Kaiser *et al.*, 1999).

In de databank werden uiteindelijk 8 studies opgenomen die werden uitgevoerd op de boomkor met kettingmat, 18 die werden uitgevoerd over de boomkor met wekkers. Over het algemeen werd in al deze studies zowel macro- als megafauna bestudeerd, behalve in Schratzberger *et al.* (2002) waar de aandacht is gericht op meiofauna.

De variabelen die in de WAKO database werden opgenomen, zijn gelijkaardig aan deze van Kaiser *et al.* (2006), maar de database werd nog uitgebreid met andere variabelen, bepaald na een screening van de diverse publicaties. Het is vooral informatie over de technische karakteristieken van de boomkorvisserij die werden toegevoegd. Er werd tevens aandacht besteed aan het mogelijke verband met het Belgisch deel van de Noordzee door zoveel mogelijk beschrijvende, kwalitatieve informatie over de fysische en biologische karakteristieken van het studiegebied op te nemen. (zie annex 3 voor een overzicht en uitleg van de verschillende variabelen).

Het resultaat van de WAKO-databank wordt samengevat in Tabel 4-1, Tabel 4-2, Tabel 4-3 en Tabel 4-4.

**Tabel 4-1** - Samenvatting van de beschikbare biologische data in de WAKO-databank, opgesplitst per publicatie, vistuig (waarbij TBB staat voor een boomkor met wekkers en TBBm met een kettingmat; de lengte van de korrestok wordt ervoor aangegeven), habitatype, de frequentie van slepen en de staalname-methode als aanduiding van het type fauna.

Referentie	Habitat	Vistuig	Frequentie van slepen	Staalname-methode (indicatie van type fauna)	Type & aantal biologische data
Bergman & Hup (1992)	Zand	12m TBB	3	<i>Reineck Boxcorer</i>	Densiteit voor-na 20
	Zand	12m TBB	1	<i>Reineck Boxcorer</i>	Densiteit voor-na 2
Bergman <i>et al.</i> (1994)	Zand	12m TBB	1	<i>Benthos Triple-D dredge</i>	Densiteit voor-na 44
	Zand	4m TBB	1	<i>Benthos Triple-D dredge</i>	Densiteit voor-na 44
	Zand	12m TBB	1	<i>Benthos Triple-D dredge</i>	Densiteit voor-na 31
				<i>3m boomkor</i>	Densiteit voor-na 11
	Zand	4m TBB	1	<i>Benthos Triple-D dredge</i>	Densiteit voor-na 31
	Zand	4m TBBm	1	<i>Benthos Triple-D dredge</i>	Densiteit voor-na 31
	Zand	12m TBB	1	<i>Benthos Triple-D dredge</i>	Densiteit voor-na 42
				<i>Van Veen grab</i>	Densiteit voor-na 2
	Zand	4m TBB	1	<i>Benthos Triple-D dredge</i>	Densiteit voor-na 42
				<i>Van Veen grijper</i>	Densiteit voor-na 2
Modderig zand	12m TBB	1	<i>Benthos Triple-D dredge</i>	Densiteit voor-na 50	
Modderig zand	4m TBB	1	<i>Benthos Triple-D dredge</i>	Densiteit voor-na 50	
Bergman <i>et al.</i> (1995)	Modderig zand	12m TBB	2	<i>Benthos Triple-D dredge</i>	Densiteit voor-na 41
	Modderig zand	4m TBB	2	<i>Benthos Triple-D dredge</i>	Densiteit voor-na 41
	Modderig zand	12m TBB	3	<i>Benthos Triple-D dredge</i>	Densiteit voor-na 41

Tabel 4-2 (vervolg)

Referentie	Habitat	Vistuig	Frequentie van slepen	Staalname-methode (indicatie van type fauna)	Type & aantal biologische data	
Anon. (2002)	Modderig zand	7m TBB	2	<i>Benthos Triple-D dredge</i>	Directe sterfte	19
					Densiteit voor-na	6
					Bray-Curtis index	1
					Mediaan van de directe sterfte	1
	Modderig zand	8m TBB	2	<i>Benthos Triple-D dredge</i>	Directe sterfte	9
					Bray-Curtis index	1
					Mediaan van de directe sterfte	1
	Modderig zand	8m TBB	2	<i>Benthos Triple-D dredge</i>	Directe sterfte	9
					Bray-Curtis index	1
Mediaan van de directe sterfte					1	
Kaiser <i>et al.</i> (1999)	Zand	4m TBBm	10 (als 1x beschouwd)	<i>Epibenthic dredge</i>	Densiteit voor-na	4
Kaiser & Spencer (1996)	Zand	4m TBBm	10 (als 1x beschouwd)	<i>Day grab</i>	Densiteit voor-na	40
					Simpson's reciprocal	2
					Soortenrijkdom	2
					Aantal individuen	2
					Shannon-Wiener index	2
Kaiser <i>et al.</i> (1998)	Zand	4m TBBm	10 (als 1x beschouwd)	<i>Epibenthic dredge</i>	Densiteit voor-na	40
					Simpson's reciprocal	2
					Soortenrijkdom	2
					Aantal individuen	2
					Shannon-Wiener index	2

Tabel 4-3 (vervolg)

Referentie	Habitat	Vistuig	Frequentie van slepen	Staalname-methode (indicatie van type fauna)	Type & aantal biologische data	
Kaiser <i>et al.</i> (1996)	Zand	4m TBBm	10 (als 1x beschouwd)	<i>Beam trawl</i>	Densiteit voor-na	13
Kaiser & Spencer (1994)	Zand	4m TBBm(?)	10? (als 1x beschouwd)	<i>2m Beam trawl</i>	Densiteit voor-na	8
					Biomassa voor-na	10
van Santbrink & Bergman (1994)	Zand	12m TBB	2	<i>Reineck boxcorer</i>	Densiteit voor-na	65
				<i>Benthos dredge</i>	Densiteit voor-na	27
				<i>3m Beam trawl</i>	Densiteit voor-na	34
	Zand	12m TBB	2	<i>Van Veen grab</i>	Densiteit voor-na	26
				<i>Benthos Triple-D dredge</i>	Densiteit voor-na	37
				<i>3m Beam trawl</i>	Densiteit voor-na	178
Craeymeersch (1994)	Modderig zand	4m TBBm	5	<i>Van Veen grab</i>	Densiteit voor-na	77
Bergman & van Santbrink (1994)	Zand	4m TBB	2	<i>Reineck boxcorer</i>	Densiteit voor-na	34
				<i>Benthos dredge</i>	Densiteit voor-na	15
				<i>3m Beam trawl</i>	Densiteit voor-na	50
	Zand	4m TBB	2	<i>Benthos Triple-D dredge</i>	Densiteit voor-na	23
	Zand	4m TBB	2	<i>Benthos Triple-D dredge</i>	Densiteit voor-na	39
				<i>3m Beam trawl</i>	Densiteit voor-na	33
	Zand	4m TBB	3	<i>Benthos Triple-D dredge</i>	Densiteit voor-na	2
Zand	4m TBB	8	<i>Benthos Triple-D dredge</i>	Densiteit voor-na	2	

**Tabel 4-4 (vervolg)**

Referentie	Habitat	Vistuig	Frequentie van slepen	Staalname-methode (indicatie van type fauna)	Type & aantal biologische data	
Schratzberger <i>et al.</i> (2002)	Zand	4m TBBm	1	<i>NIOZ-corer</i>	Densiteit voor-na	12
					Biomassa voor-na	4
	Modderig zand	4m TBBm	1	<i>NIOZ-corer</i>	Densiteit voor-na	4
					Biomassa voor-na	2

#### 4.2.4 Discussie

De effecten van boomkorvisserij op benthische invertebraten werden reeds in verscheidene studies onderzocht. Hoger is vermeld dat de aandacht uitsluitend gericht is op directe, korte-termijn-effecten. Indirecte effecten via het voedselweb, eventuele wijzigingen in de productiviteit van een systeem, via impact op de zeebodem, etc. werden tot op zekere hoogte ook onderzocht (zie 4.2.2.1). Om beleidsrelevante conclusies te nemen, moeten deze elementen ook in rekening worden gebracht.

Anderzijds zijn studies over de directe, korte-termijn effecten van de boomkorvisserij belangrijk om een eerste indicatie te geven van de verschillende factoren die een rol spelen bij de mortaliteit door de boomkorvisserij. Zoals hoger gebleken, zijn deze studies niet eenvoudig en geven ze aanleiding tot een hoge variabiliteit. De WAKO-databank beschrijft meerdere variabelen in vergelijking met de databank van Kaiser *et al.* (2006). In Annex 3 wordt een uitgebreide beschrijving gegeven van de verschillende variabelen die in de WAKO-databank zijn opgenomen.

Een ander belangrijk verschil met de databank van Kaiser *et al.* (2006) is de invoer van de gegevens uit het project “IMPACT-II”, die in Bergman & van Santbrink (2000) gepubliceerd zijn. De noodzaak tot uitsplitsing van hun resultaten ligt in het feit dat het aantal datapunten kan worden opgedreven en minder onzekerheid omvat. De resultaten van Bergman & van Santbrink (2000) geven enkel de densiteiten voor het slepen en de directe mortaliteit weer, net zoals de resultaten van IMPACT-II. Deze resultaten zijn licht verschillend, omdat frequentie van het slepen (“*trawling intensity*”) in IMPACT-II is berekend als 1 tot 1.5, terwijl in Bergman & van Santbrink (2000) consistent de densiteiten zijn omgerekend naar een frequentie van 1.5. De precieze omrekeningsmethode kon niet worden achterhaald uit de literatuur. De “*intensity*” of dus de frequentie van het slepen voor de WAKO-databank is voor beide publicaties gelijkgesteld aan één. Kaiser *et al.* (2006) gebruikt voor Bergman & van Santbrink (2000) echter een frequentie van 1.5. De resultaten die in hun studie zijn gepubliceerd, werken nochtans enkel met de resultaten van IMPACT-II. Deze benadering is eigen aan de moeilijkheid van “voor-na”-studies, waarbij steeds naar een compromis wordt gezocht tussen de frequentie van slepen en het homogeen slepen over een gebied zonder niet-gesleepte plaatsjes over te laten<sup>2</sup>. Tabel 4-5 illustreert de verschillen tussen de databank van Kaiser *et al.* (2006) en WAKO aan de hand van een voorbeeld met *Fabulina fabula*. In Kaiser *et al.* (2006) zijn de densiteiten voor het slepen en directe mortaliteit uit het IMPACT-II-rapport gedestilleerd. De densiteiten na het slepen zijn berekend via de formule:

$$D(t1) = D(t0) - D(t0) * Mdir$$

---

<sup>2</sup> Een gedetailleerde beschrijving over de frequentie van het slepen is gegevens in 4.2.7.2 Verklaring variabelen database mortaliteitstudies (In het Engels) bij de variabele “*intensity*”.

- Met  $D(t_1)$  = Densiteit na het slepen ( $n/m^2$ )  
 $D(t_0)$  = Densiteit voor het slepen ( $n/m^2$ )  
 $M_{dir}$  = Directe mortaliteit (%)

In de WAKO-databank zijn de resultaten eveneens berekend, waarbij de formule correct toegepast is (voor een voorbeeld van de verschillende resultaten bij Kaiser *et al.* (2006) en WAKO wordt verwezen naar Tabel 4-1). Hierbij wordt er echter van uitgegaan dat de directe mortaliteit het verschil is tussen de densiteiten voor en na het slepen wat echter niet het geval is, zoals blijkt uit de formule van directe mortaliteit (Bergman & van Santbrink, 2000):

$$M_{dir} (\%) = 100 \left( \frac{D_{t_0} - [D_{t_1} + C \times (1 - 0.01 \times M_{dis})]}{D_{t_0}} \right)$$

- Met  $C$  = Vangstefficiëntie of het aantal organismen dat tijdens het slepen is gevangen ( $n/m^2$  gesleepte oppervlakte)  
 $M_{dis}$  = Sterfte van organismen die tijdens het slepen gevangen werden (% van de vangst)  
 $D(t_1)$  = Densiteit na het slepen ( $n/m^2$ )  
 $D(t_0)$  = Densiteit voor het slepen ( $n/m^2$ )  
 $M_{dir}$  = Directe mortaliteit (%)

De formule toont aan dat het verschil tussen densiteiten voor en na het slepen best wordt opnieuw berekend, rekening houdend met sterfte in de vangst en/of teruggooi. Deze gegevens zijn niet in de WAKO-databank opgenomen, zodat er gekozen is om de aanpak van Kaiser *et al.* (2006) te volgen en de berekende densiteiten na het slepen als benadering te beschouwen. In de WAKO-databank zijn echter ook de gekende densiteiten voor en na het slepen opgenomen, zoals deze in de tussentijdse rapporten van het IMPACT-II project zijn teruggevonden. Deze gegevens kunnen niet rechtstreeks worden vergeleken met diegene die in IMPACT-II-rapport en Bergman & van Santbrink (2000) zijn gepubliceerd, daar het bij die laatste om gecompileerd gegevens gaat. Door het beschouwen van tussentijdse rapporten zijn eveneens meerdere biologische variabelen opgenomen in de databank wat leidde tot een uitbreiding van het aantal datapunten.

In het totaal zijn er in de databank van Kaiser *et al.* (2006) 185 datapunten waarbij het verschil in densiteit voor en na het slepen wordt geëvalueerd. De WAKO-databank heeft door uitsplitsing en toevoegen van één extra publicatie 1353 bruikbare datapunten die de densiteiten voor en na het slepen hebben bepaald.



**Tabel 4-5-** Deze illustratie van de densiteiten voor het slepen (D(t0)), na het slepen (D(t1)) en directe mortaliteit (Mdir) voor *Fabulina fabula* voor een 12m boomkor met wekkers in een zanderig habitat illustreert de verschillen tussen IMPACT-II en Bergman & van Santbrink (2000) en tussen de databanken van Kaiser *et al.* (2006) en WAKO. De grijs opgevulde cellen zijn niet opgenomen in de databank. De data in het vet zijn berekend op basis van Mdir, wat een foute inschatting is, aangezien de sterfte in de eventuele vangst en teruggooi niet in rekening is gebracht.

	Databank Kaiser <i>et al.</i> (2006)		WAKO-databank		
	<i>IMPACT-II</i>	<i>Bergman &amp; van Santbrink (2000)</i>	<i>IMPACT-II</i>	<i>Bergman &amp; van Santbrink (2000)</i>	<i>Interim-rapporten</i>
<b>D(t0)</b> (n/m <sup>2</sup> )	93.23	93.23	93.23	93.23	Kan niet worden vergeleken*
<b>Mdir</b> (%)	78	64	78	64	(Nog) niet ingegeven in WAKO-databank
<b>D(t1)</b> (n/m <sup>2</sup> )	<b>72.71**</b>	<b>Niet berekend</b>	<b>20.51</b>	<b>33.56</b>	Kan niet worden vergeleken*

\* De resultaten van IMPACT-II en Bergman & van Santbrink (2000) zijn gebaseerd op verschillende studies die in de interim-rapporten apart zijn gepubliceerd.

\*\* De databank van Kaiser *et al.* (2006) als D(t1) 72.71, terwijl de mortaliteit 78% is. Wellicht is hier een fout in de databank geslopen.

Het resultaat van de WAKO-databank wordt samengevat in Tabel 4-1, Tabel 4-2, Tabel 4-3 en Tabel 4-4. Het tijdsbestek van deze voorstudie heeft echter niet toegelaten om een eerste data-exploratie en -analyse uit te voeren. Kaiser *et al.* (2006) maakte geen onderscheid tussen verschillende types fauna, zoals meio-, macro- en megafauna. Nochtans stelde Schratzberger *et al.* (2002) bijvoorbeeld vast dat de impact van boomkorvisserij op meiofauna in modderige habitats beperkt is. Onderscheid tussen verschillende types fauna kan ook gemaakt worden op basis van mobiliteit. Dit is belangrijk in het kader van dit type studies, aangezien uit het IMPACT-II-project bijvoorbeeld gebleken is dat bepaalde soorten na het slepen in hogere aantallen voorkomen. Dit duidt op verplaatsing van organismen van buiten naar binnen het gesleept pad. Daarom is het noodzakelijk dit vraagstuk meer in detail te bekijken.

De herstelperiode van organismen is niet opgenomen in de WAKO-databank, omdat er geen verschillen zijn ten opzichte van de databank van Kaiser *et al.* (2006). Conclusies over het herstel van benthische organismen over de tijd heen zijn dus moeilijk te nemen voor de boomkorvisserij. Er wordt tot slot ook nog opgemerkt dat het aantal biologische opnames die in de laatste kolom worden weergegeven niet altijd te relateren zijn aan één enkel organisme per studie, maar in enkele gevallen ook aan meerdere levensstadia van eenzelfde soort.

De databanken (in dit WAKO-rapport en in Kaiser *et al.*, 2006) hebben zich voornamelijk op het verschil in densiteit en in enkele gevallen ook in biomassa gericht als responsvariabele. De sterfte van benthos door de boomkorvisserij is wellicht het grootst door de passage van de boomkor. Er moet echter vermeld worden dat er ook een sterfte is door beschadiging van wat er wordt gevangen en teruggegooid. Studies die zich hierop richten, zouden een nuttige aanvulling vormen voor de databank. De methodologie om tot een totale directe sterfte te komen is beschreven in IMPACT-II (Lindeboom & de Groot, 1998). Deze informatie is gedeeltelijk al in de WAKO-databank opgenomen.

De WAKO-databank geeft enkel informatie over habitats, omschreven als modderig zand en zand. Grinthaten of de zogenaamde “vuile” visgronden worden door de Belgische vissers ook gefrequentieerd. Hierover werden echter geen directe, korte-termijnstudies teruggevonden. De ruime omschrijving van “habitats” op basis van sedimentkarakteristieken kan een verband vormen met het Belgisch deel van de Noordzee, hoewel dit verband vrij ruw zal zijn. De impact van de boomkorvisserij is slechts onderzocht op enkele taxa. De impact van een wijziging in densiteit door sterfte als gevolg van passage van een boomkor is niet bekeken op populatie-niveau. Dit is nochtans belangrijk om het verband te leggen met de impact van boomkorvisserij op het Belgisch deel van de Noordzee bijvoorbeeld. Opdat deze studies relevant zouden zijn voor het beleid en omdat beleidsbeslissingen op basis van deze studies zouden genomen kunnen worden, moet dit verband onder meer gelegd worden. Een verdere uitwerking en verband tussen het BWZee-project en deze WAKO-databank kan enig soelaas brengen. Een tweede, wetenschappelijk aanvaarde methodologie om het verband te leggen tussen boomkorvisserij en haar ruimtelijke impact wordt beschreven door Piet *et al.* (2007) en Tulp *et al.* (2005).

#### **4.2.5 Conclusies en aanbevelingen**

De effecten van bodemsleepnetten op benthische invertebraten zijn in verschillende, recente publicaties geëvalueerd. De conclusies van deze studies kunnen echter niet of moeilijk omgezet worden in toepasbare beleidsbeslissingen. De oorzaak hiervoor is de vaagheid van de meeste analyses. Het verband met de toegepaste visserijmethode en de ruimtelijke entiteit is niet steeds rechtlijnig. Daarom is deze literatuurstudie specifiek gericht op de kennis over één visserijmethode, namelijk de boomkorvisserij, met haar specifieke, visserij- en beleidsrelevante karakteristieken zoals motorvermogen, type boomkorvisserij (gericht op platvissoorten met wekkers en/of kettingmat, type visgrond, etc.). Er zijn verschillende manieren om de impact van de boomkorvisserij te evalueren, namelijk via haar invloed op de productiviteit van het ecosysteem, op de verschillende levensstadia, aan de hand van lange-termijnstudies, etc. Deze literatuurstudie heeft zich op één aspect toegelegd, namelijk de korte-termijneffecten van boomkorvisserij. Deze effecten worden geëvalueerd door te

bepalen hoe groot de sterfte van benthische organismen is na passage van een boomkor. Dit is de eerste, noodzakelijke stap om te begrijpen welke veranderingen de boomkor in de benthische gemeenschappen kan veroorzaken. Enerzijds is de literatuur onderzocht die kwantitatieve gegevens over de sterfte in een duidelijk overzicht bevat. Anderzijds zijn de individuele studies onderzocht met een dubbel doel:

- 1) hiaten opsporen in de overzichtsliteratuur, i.e. studies die niet in de overzichtsliteratuur zijn opgenomen;
- 2) beter begrijpen welke veralgemeningen in de overzichtsliteratuur zijn doorgevoerd.

Er zijn 7 publicaties die een overzicht bieden van de sterfte die door boomkorvisserij wordt veroorzaakt. Lokkeborg (2005) en Johnson (2002) vatten de individuele studies samen zonder een meta-analyse uit te voeren. Linnane et al. (2000) geven tevens een samenvatting van enkele individuele studies en koppelen deze effecten aan mogelijke technische aanpassingen om de effecten te reduceren. ICES (2006) en Anon. (2007) gebruiken de bestaande studies en illustreren hoe de gegevens gebruikt kunnen worden in het visserijbeheer om de effecten te minimaliseren. Tot slot geven enkel Collie et al. (2000) en Kaiser et al. (2006) een meta-analyse van de korte-termijneffecten van boomkorvisserij op sterfte van benthische invertebraten.

- Lokkeborg (2005) legt vooral de nadruk op de nog steeds beperkte kennis over de directe sterfte van benthische invertebraten. De auteur plaatst dit thema daarenboven in het perspectief door duidelijk te maken dat de toegepaste methodologie in de verschillende studies niet steeds uniform is en aanleiding geeft tot extra variabiliteit in de besluitvorming. De resultaten van de individuele studies leiden tot de volgende, veralgemenende conclusie: "er is een negatieve impact op langlevende benthische soorten en een positief effect op kleine, opportunistische species".
- Johnson (2002) besluit op basis van Schratzberger et al. (2002) dat er geen significante effecten zijn van boomkorvisserij op meiofauna in modderige habitats. De effecten op macrobenthische invertebraten is complexer en minder eenduidig. De effecten zijn afhankelijk van het type habitat en haar energieniveau. Volgens één studie daalt de totale abundantie in stabiele sedimenten, terwijl er in mobiele sedimenten geen effecten zijn. Andere studies die in Johnson (2002) worden geëvalueerd concluderen algemeen dat de abundantie daalt. Tot slot vermeldt Johnson (2002) dat de soortensamenstelling van predatoren wijzigt bij chronische boomkorverstoring.
- Linnane et al. (2000) geven vooral studies van voor de jaren '90. Er zijn nuttige bevindingen en conclusies genomen als algemene, kwalitatieve informatie. Door de ontwikkeling van de methodologie en de beperkte beschrijvingen van de experimentele omstandigheden echter

- zijn deze studies onvoldoende bruikbaar voor beleidsdoeleinden, noch in de ontwikkeling van beleidsondersteunende tools. Voor deze tools zijn kwantitatieve gegevens onontbeerlijk.
- De veralgemeende conclusie van Lokkeborg (2005) wordt door ICES (2006) en Anon. (2007) eveneens getrokken. Soorten die gevoelig zijn aan visserij-verstoring nemen af in abundantie. Dit betekent dat gemeenschappen minder laag-productieve en traag reproducerende soorten omvatten en dat in toenemende mate worden gedomineerd door hoog-productieve opportunisten. Een verschillende kwetsbaarheid van benthische organismen leidt tot wijzigingen in populatie-abundanties. De verhoogde beschikbaarheid van voedsel leidt voor aaseters tot extra mogelijkheden om hun abundantie-aantallen te doen stijgen. De veranderingen in populaties leiden uiteindelijk tot een verminderde diversiteit en soortenrijkdom. Tot slot wordt er ook gewezen op andere belangrijke invloedsfactoren, zoals de fysische impact van boomkorvisserij. Wijzigingen in de structurele complexiteit van een habitat doet de diversiteit van benthische gemeenschappen dalen. Anon. (2007) vergelijken de sterfte van 12 phyla door boomkorvisserij met die door borden- en zegenvisserij. De boomkorvisserij is veroorzaakt de grootste sterfte in de Noordzee.
  - Collie et al. (2000) heeft het effect op het aantal individuen en de soortenrijkdom bekeken, maar door onvoldoende beschikbare gegevens voor boomkorvisserij zijn hier geen statistisch significante resultaten beschikbaar. Het effect op verschillende taxa is vooral afhankelijk van het type vistuig en het habitat. Eénduidige conclusies voor de boomkor zijn niet naar voor gekomen. Herstel na verstoring door boomkorvisserij is nog onvoldoende onderzocht.
  - Kaiser et al. (2006) bouwt de databank van Collie et al. (2000) verder uit met 2 publicaties, althans voor de boomkorvisserij. Er is een opsplitsing gemaakt in 5 habitat-types, waarbij enkel voor zanderige habitats en modderig zand voldoende conclusies over de verminderde abundantie kan worden genomen. Die vermindering is het grootst in zanderige milieus. Het effect op het aantal individuen en de soortenrijkdom kon niet worden onderzocht door onvoldoende data. Uit de analyse over het herstel van de benthische soorten als groep beschouwd of individueel per taxa, blijkt dat er voor de meeste habitats onvoldoende data beschikbaar zijn. Het herstel in modderig habitat is wel samengevat, maar bevat vooral data van meiofauna. De conclusie over herstel na boomkorvisserij zijn te preliminair door onvoldoende data.

De literatuurstudie en databank ontwikkeling van WAKO heeft zich toegelegd op de veranderingen in densiteit voor bepaalde taxa. De invloed op populaties is nog niet onderzocht. De WAKO-databank bevat meer individuele opnames dan deze van Kaiser et al. (2006). Dit is vooral dankzij de beschikbaarheid van ruwe data. Slechts één nieuwe studie kon worden toegevoegd. Er kon echter geen uitbreiding gemaakt worden van de verschillende types habitat. Wel werden meerdere variabelen opgenomen in de WAKO-databank die de mogelijkheid moeten bieden om

beleidsrelevante vragen op te lossen, zoals het verschil tussen het effect van densiteitswijzigingen door boomkorvisserij met wekkers ten opzichte van deze met kettingmat, etc.

Het finaal besluit van deze literatuurstudie is dat de kennis over de korte-termijneffecten van de boomkorvisserij op de sterfte van benthische invertebraten voornamelijk bestudeerd is in modderig zand en zanderige habitats. De Belgische zeevisserij bevist in hoofdzaak de zogenaamde "vuile" visgronden (eerder grint-habitats). Studies over deze habitats zijn beperkt. Over het herstel na verstoring door de boomkorvisserij zijn er tevens onvoldoende publicaties om algemene conclusies te nemen. Tot slot wordt opgemerkt dat de meeste studies gericht zijn op wijzigingen in densiteiten voor en na passage van mobiel vistuig. Dit geeft een onvolledig beeld, aangezien geen rekening gehouden wordt met de sterfte en overleving in de vangst en teruggooi.

Er wordt dus in eerste instantie aanbevolen om verdere analyses uit te voeren op de aangelegde databank:

- 1) sterfte volledig in beeld brengen door het toevoegen van andere vormen van sterfte (catch mortality, discard mortality...),
- 2) een analyse van de totale sterfte uit te voeren in functie van de verschillende variabelen,
- 3) de sterfte van benthische organismen in verband brengen met hun effect op populaties van benthische invertebraten,
- 4) Het herstel (*resilience* en *recovery rate*) van die populaties voor de boomkorvisserij bepalen (in functie van de frequentie van slepen).

## Dankwoord

We bedanken graag Prof. Dr. M. Kaiser en Prof. Dr. M. Bergman voor hun nuttige en kritische opmerkingen op de WAKO-databank en Prof. Dr. M. Kaiser voor het ter beschikking stellen van de databank van Kaiser *et al.* (2006).

## Referenties

- Anon, 2007. Managing Fisheries to Conserve Groundfish and Benthic Invertebrate Species Diversity (MAFCONS). p. 838.
- Anon, 1990. Effects of beam trawl fishery on the bottom of the North Sea., p. 57.
- Anon, 2002. Reduction of Adverse Environmental Impact of Demersal Trawls (REDUCE). . In: National University of Ireland, G., Ireland.s (Ed.), p. 257.
- Auster, P.J., Langton, R.W., 1999. The effects of fishing on fish habitat. p. 150-187. Fish habitat: essential fish habitat and rehabilitation. American Fisheries Society, Symposium 22.
- Auster, P.J., Malatesta, R.J., Langton, R.W., Watling, L., Valentine, P.C., Donaldson, C.L.S., Langton, E.W., Shepard, A.N., Babb, I.G., 1996. The impacts of mobile fishing gear on seafloor habitats in the Gulf of Maine (Northwest Atlantic): Implications for conservation of fish population. . Reviews in Fisheries Science 4, 185-202.
- Berghahn, R., Vorberg, R., 1997. Shrimp fisheries and nature conservation in the national park 'Wadden Sea of Schleswig-Holstein' – impact, possible conflicts of interests and their prevention. p. 197.
- Bergman, M.J.N., Duineveld, G.C.A., Lavaleye, M.S.S., 2005. Long term closure of an area to fisheries at the Frisian Front in the (SE North Sea ): effects on the bottom fauna. NIOZ, Den Burg, Texel (The Netherlands), p. 18.
- Bergman, M.J.N., Hup, M., 1992. Direct effects of beamtrawling on macrofauna in a sandy sediment in the southern North Sea. ICES J. Mar. Sci. 49, 5-11.
- Bergman, M.J.N., van Santbrink, J.W., 2000. Mortality in megafaunal benthic populations caused by trawl fisheries on the Dutch continental shelf in the North Sea in 1994. ICES J. Mar. Sci., 1321–1331.
- Blyth, R.E., Kaiser, M.J., Edwards-Jones, G., Hart, P.J.B., 2004. Implications of a zoned fishery management system for marine benthic communities. Journal of Applied Ecology 41, 951-961.
- Buhs, F., Reise, K., 1997. Epibenthic fauna dredged from tidal channels in the Wadden Sea of Schleswig-Holstein: spatial patterns and a long-term decline. Helgolander Meeresuntersuchungen 51, 343-359.
- Cabral, H.N., Teixeira, C.M., Gamito, R., Costa, M.J., 2002. Importance of discards of a beam trawl fishery as input of organic matter into nursery areas within the Tagus estuary. Hydrobiologia 475/476, 449–455.
- Callaway, R., Alsvag, J., de Boois, I., Cotter, J., Ford, A., Hinz, H., Jennings, S., Kroncke, I., Lancaster, J., Piet, G., Prince, P., Ehrich, S., 2002. Diversity and community structure of epibenthic invertebrates and fish in the North Sea. ICES J. Mar. Sci. 59, 1199-1214.
- Collie, J.S., Hall, S.J., Kaiser, M.J., Poiner, I.R., 2000. A quantitative analysis of fishing impacts on shelf-sea benthos. Journal of Animal Ecology 69, 785-798.

- Craeymeersch, J.A., Piet, G.J., Rijnsdorp, A.D., 2004. Community structure and production of the macrobenthic infauna in relation to the microdistribution of trawling effort. . p. 10.
- Craeymeersch, J.A., Piet, G.J., Rijnsdorp, A.D., Buijs, J., 2000. Distribution of macrofauna in relation to the micro-distribution of trawling effort. In: Kaiser, M.J., de Groot, S.J.s (Eds.), The effects of fishing on non-target species and habitats: biological, conservation and socio-economic issues. Fishing News Books, pp. 187-197.
- Creutzberg, F., Duineveld, G.C.A., van Noort, G.J., 1987. The effect of different numbers of tickler chains on beam trawl catches. *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer* 43, 159-168.
- de Groot, S.J., 1984. The impact of bottom trawling on benthic fauna of the North Sea. *Ocean Management* 9, 177-190.
- de Groot, S.J., Apeldoorn, J., 1971. Some experiments on the influence of the beam trawl on the bottomfauna.
- de Groot, S.J., Lindeboom, H.J., 1994. Environmental impact of bottom gears on benthic fauna in relation to natural resources management and protection of the North Sea. . Netherlands Institute for Sea Research. .
- Depestele, J., Van Craeynest, N., Fonteyne, R., Polet, H., 2005. Inventarisatie Actief Vistuig. Project 'Innovatiecentrum Duurzame en Ecologisch Visserij' (IDEV). CLO-DVZ, p. 152.
- Dinmore, T.A., Duplisea, D.E., Rackham, B.D., Maxwell, D.L., Jennings, S., 2003. Impact of a large-scale area closure on patterns of fishing disturbance and the consequences for benthic communities. *ICES J. Mar. Sci.* 60, 371-380.
- Duplisea, D.E.J., S.; Warr, K.J.; Dinmore, T.A. , 2002. A size-based model of the impacts of bottom trawling on benthic community structure. *Can. J. Fish. Aquat. Sci./J. Can. Sci. Halieut. Aquat.* 55, 1785-1795.
- Ehrich, S., Stransky, C., 1999. Fishing effects in northeast Atlantic shelf seas: patterns in fishing effort, diversity and community structure. VI. Gale effects on vertical distribution and structure of a fish assemblage in the North Sea. *Fisheries Research* 40, 185-193.
- Frid, C.L.J., Hall, S.J., 2001. Ecological quality objectives for benthic communities: if we protect the habitat do we need to do more? , *Proceedings ICES ASC ICES*, Copenhagen, Denmark., Oslo, Norway, p. 15.
- Frid, C.L.J., Harwood, K.G., Hall, S.J., Hall, J.A., 2000. Long-term changes in the benthic communities on North Sea fishing grounds. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 1303-1309.
- Gilkinson, K., Dawe, E., Forward, B., Hickey, B., Kulka, D., Walsh, S., 2006. A Review of Newfoundland and Labrador Region Research on the Effects of Mobile Fishing Gear on Benthic Habitat and Communities. In: Secretariat, C.S.A.s (Ed.), *Research Document 2006/055*. Department of Fisheries and Oceans, Science Branch and Fisheries and Aquaculture Management Branch, St-John, Canada, p. 26.

- Gilkinson, K.D., Gordon, D.C., Jr., MacIsaac, K.G., McKeown, D.L., Kenchington, E.L.R., Bourbonnais, C., Vass, W.P., 2005. Immediate impacts and recovery trajectories of macrofaunal communities following hydraulic clam dredging on Banquereau, eastern Canada. *ICES J. Mar. Sci.* 62, 925-947.
- Gordon, D.C.J., Kenchington, E.L.R., Gilkinson, K.D., 2006. A review of Maritimes Region research on the effects of mobile fishing gear on benthic habitat and communities. In: Secretariat, C.S.A.s (Ed.), Research Document 2006/056, p. 45.
- Graham, M., 1955. Effect of trawling on animals of the sea bed. *Papers in Marine Biology and Oceanography*. pp. 1-6.
- 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.
- Gray, J.S., Dayton, P., Thrush, S., Kaiser, M.J., 2007a. Fishing for facts on the environmental effects of trawling and dredge fisheries: Reply to Løkkeborg. *Marine Pollution Bulletin* 54, 497–500.
- Gray, J.S., Dayton, P., Thrush, S., Kaiser, M.J., 2007b. From policy to practice in developing ecologically sustainable fisheries: Reply to Valdimarsson? *Marine Pollution Bulletin* 54, 491–493.
- Greenstreet, S.P.R., Spence, F.E., McMillan, J.A., 1999. Fishing effects in northeast Atlantic shelf seas: patterns in fishing effort, diversity and community structure. V. Changes in structure of the North Sea groundfish species assemblage between 1925 and 1996. *Fisheries Research* 40, 153-183.
- Grift, R., E., Tulp, I., Clarke, L., Damm, U., McLay, A., Reeves, S., Vigneau, J., Weber, W., 2004. Assessment of the ecological effects of the Plaice Box. Report of the European Commission Expert Working Group to evaluate the Shetland and Plaice boxes. , p. 121 p.
- Groenewold, S., Fonds, M., 2000. Effects on benthic scavengers of discards and damaged benthos produced by the beam-trawl fishery in the southern North Sea. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 1395-1406.
- Hall, J.A., 1999. *The Effects of Fishing on Marine Ecosystems and Communities*. Blackwell Science, Oxford.
- Hiddink, J.G., Hutton, T., Jennings, S., Kaiser, M.J., 2006a. Predicting the effects of area closures and fishing effort restrictions on the production, biomass, and species richness of benthic invertebrate communities. *ICES J. Mar. Sci.* 63, 822-830.
- Hiddink, J.G., Jennings, S., Kaiser, M.J., Queir, s, A.M., Duplisea, D.E., Piet, G.J., 2006b. Cumulative impacts of seabed trawl disturbance on benthic biomass, production, and species richness in different habitats. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63, 721-736.
- Hinz, H., Kroncke, I., Ehrich, S., 2004. Seasonal and annual variability in an epifaunal community in the German Bight. *Marine Biology* 144, 735-745.



- ICES, 2000. Report of the Working Group on Ecosystem Effects of Fishing Activities., Copenhagen (Denmark), p. 93.
- ICES, 2002. Report of the Working Group on the Ecosystem Effects of Fishing Activities., Copenhagen (Denmark), p. 193.
- ICES, 2003. Report of the Working Group on the Ecosystem Effects of Fishing Activities., Copenhagen (Denmark), p. 193.
- ICES, 2006. Report of the Working Group on Ecosystem Effects of Fishing Activities (WGECO). Copenhagen (Denmark).
- ICES, 2007a. Report of the ICES-FAO Working Group on Fish Technology and Fish Behaviour (WGFTFB). Dublin, Ireland, p. 197.
- ICES, 2007b. Report of the Working Group on Ecosystem Effects of Fishing Activities (WGECO). Copenhagen (Denmark).
- ICES. 2007c. Report of the Working Group on Crangon Fisheries and Life History (WGCRAN), 22–24 May 2007, Helgoland, Germany. ICES CM 2007/LRC:08. 40 pp.
- Jennings, S., Dinmore, T.A., Duplisea, D.E., Warr, K.J., Lancaster, J.E., 2001a. Trawling disturbance can modify benthic production processes. *Journal of Animal Ecology* 70, 459-475.
- Jennings, S., Kaiser, M.J., 1998. The effects of fishing on marine ecosystems. *Adv. Mar. Biol.* 34, 201-352.
- Jennings, S., Kaiser, M.J., Reynolds, J.D., 2001b. *Marine fishery ecology*. Blackwell Science, Oxford (UK).
- Jennings, S., Tracy, A., Dinmore, D., Duplisea, E., Karema, J., Warr, J., Lancaster, E., 2001c. Trawling Disturbance Can Modify Benthic Production Processes. *The Journal of Animal Ecology* 70, 459-475.
- Johnson, K.A., 2002. A review of national and international literature on the effects of fishing on benthic habitats. . NOAA Technical Memorandum NMFS-F/SPO-57, p. 72.
- Kaiser, M.J., 1998. Significance of Bottom-Fishing Disturbance. *Conservation Biology* 12, 1230-1235.
- Kaiser, M.J., Clarke, K.R., Hinz, H., Austen, M.C.V.S., Somerfield, P.J., Karakakkis, I., 2006. Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. . *Mar. Ecol. Progr. Ser.* , 1-14.
- Kaiser, M.J., Collie, J.S., Hall, S.J., Jennings, S., Poiner, I.R., 2002. Modification of marine habitats by trawling activities: prognosis and solutions. *Fish and Fisheries* 3, 114-136.
- Kaiser, M.J., de Groot, S.J., 2000. The effects of fishing on non-target species and habitats: biological, conservation and socio-economic issues. *Fishing News Books*.
- Kaiser, M.J., Edwards, D.B., Armstrong, P.J., Radford, K., Lough, N.E.L., Flatt, R.P., Jones, H.D., 1998. Changes in megafaunal benthic communities in different habitats after trawling disturbance. *ICES J. Mar. Sci.*, 353–361.

- Kaiser, M.J., Ramsay, K., Richardson, C.A., Spence, F.E., Brand, A.R., 2000a. Chronic fishing disturbance has changed shelf sea benthic community structure. *Journal of Animal Ecology* 69, 494-503.
- Kaiser, M.J., Spence, F.E., Hart, P.J.B., 2000b. Fishing-Gear Restrictions and Conservation of Benthic Habitat Complexity. *Conservation Biology* 14, 1512-1525.
- Kaiser, M.J., Spencer, B.E., 1996. The effects of beam-trawl disturbance on infaunal communities in different habitats. *Journal of Animal Ecology* 65, 348-358.
- Lindeboom, H.J., 2005. Comparison of Effects of Fishing with Effects of Natural Events and Non-Fishing Anthropogenic Impacts on Benthic Habitats. In: *Benthic Habitats and the Effects of Fishing* (Eds. P.W. Barnes & J.P. Thomas) American Fisheries Society Symposium.
- Lindeboom, H.J., de Groot, S.J., 1998. The effects of different types of fisheries on the North Sea and Irish Sea benthic ecosystems. .
- Linnane, A., Ball, B., Munday, B., van Marlen, B., Bergman, M., Fonteyne, R., 2000. A review of potential techniques to reduce the environmental impact of demersal trawls. Dublin, p. 43.
- Løkkeborg, S., 2005. Impacts of trawling and scallop dredging on benthic habitats and communities. FAO, Rome, p. 58.
- Løkkeborg, S., 2007. Insufficient understanding of benthic impacts of trawling is due to methodological deficiencies – A reply to Gray *et al.* (2006). *Marine Pollution Bulletin* 54, 494-496.
- Nédélec, C., 1996. Fishing gear in the European Community. Luxembourg.
- Paschen, M., Richter, U., Köpnick, W., 1999. Trawl Penetration in the Seabed (TRAPESE). .
- Pearce, J.B., 1999. Fish Habitat: Essential Fish Habitat and Rehabilitation L. Benaka (ed.) 1999. American Fisheries Society, Bethesda, MD, USA. 480 pp.
- Philippart, C.J.M., 1998. Long-term impact of bottom fisheries on several by-catch species of demersal fish and benthic invertebrates in the south-eastern North Sea. *ICES J. Mar. Sci.* 55, 342-352.
- Piet, G. J., Quirijns, F. J., Robinson, L., and Greenstreet, S. P. R. 2007. Potential pressure indicators for fishing, and their data requirements. – *ICES J. Mar. Sci.* 64.
- Piet, G.J., Rijnsdorp, A.D., Bergman, M.J.N., van Santbrink, J.W., Craeymeersch, J., Buijs, J., 2000. A quantitative evaluation of the impact of beam trawling on benthic fauna in the southern North Sea. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 1332-1339.
- Pitkitch, E.K., Santora, C., Babcock, E.A., Bakun, A., others, a., 2004. Ecosystem-based fishery management. *Science* 305, 346–347.
- Queirós, 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. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 335, 91-103.

- Rabaut, M.; Braeckman, U.; Hendrickx, F.; Vincx, M.; Degraer, S. (2008). Experimental beam-trawling in *Lanice conchilega* reefs: Impact on the associated fauna. *Fish. Res.* 90(1-3): 209-216.
- Rabaut M., M. Vincx, S. Degraer (in prep.). The Resilience of *Lanice conchilega* to Beam Trawling: A Controlled Experiment Approach. Unpubl.
- Rice, J., 2006. Impacts of Mobile Bottom Gears on Seafloor Habitats, Species, and Communities: A Review and Synthesis of Selected International Reviews. In: Secretariat, C.S.A.s (Ed.), Research Document 2006/057. Canadian Science Advisory Secretariat, Science Branch, Ottawa, Canada, p. 39.
- Riesen, W., Reise, K., 1982. Macrobenthos of the subtidal Wadden Sea: revisited after 55 years. *Helgolander Meeresuntersuchungen* 35, 409-423.
- Rijnsdorp, A.D., Buys, A.M., Storbeck, F., Visser, E.G., 1998. Micro-scale distribution of beam trawl effort in the southern North Sea between 1993 and 1996 in relation to the trawling frequency of the sea bed and the impact on benthic organisms. *ICES J. Mar. Sci.* 55, 403-419.
- Rijnsdorp, A.D., van Leeuwen, P.I., 1996. Changes in growth of North Sea plaice since 1950 in relation to density, eutrophication, beam-trawl effort, and temperature. *ICES J. Mar. Sci.* 53, 1199-1213.
- Rose, C., Carr, A., Ferro, D., Fonteyne, R., MacMullen, P., 2000. Using gear technology to understand and reduce unintended effects of fishing on the seabed and associated communities: background and potential directions. pp. 106-122.
- Rumohr, H., Kujawski, T., 2000. The impact of trawl fishery on the epifauna of the southern North Sea. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 1389-1394.
- Rumohr, H., Schomann, H., Kujawski, T., 1994. Environmental impact of bottom gears on benthic fauna in the German Bight. Pages 75–86 in de Groot, S.J. and Lindeboom, H.J. (eds.), Environmental impact of bottom gear on benthic fauna in relation to natural resources management and protection of the North Sea. NIOZ Rapport 1994–11, Texel, The Netherlands.
- Schratzberger, M., Dinmore, T.A., Jennings, S., 2002. Impacts of trawling on the diversity, biomass and structure of meiofauna assemblages. *Mar. Biol.*, 83-93.
- Thrush, S.F., Dayton, P.K., 2002. Disturbance to marine benthic habitats by trawling and dredging: implications for marine biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 33, 449-473.
- Thrush, S.F., Hewitt, J.E., Cummings, V.J., Dayton, P.K., 1995. The impact of habitat disturbance by scallop dredging on marine benthic communities: what can be predicted from the results of experiments? *Marine Ecology Progress Series* 129, 141-150.
- Thrush, S.F., Hewitt, J.E., Cummings, V.J., Dayton, P.K., Cryer, M., Turner, S.J., Funnell, G.A., Budd, R.G., Milburn, C.J., Wilkinson, M.R., 1998. DISTURBANCE OF THE MARINE BENTHIC HABITAT BY COMMERCIAL FISHING: IMPACTS AT THE SCALE OF THE FISHERY. *Ecological Applications* 8, 866-879.

- 
- Tulp, I.Y.M., Piet, G.J., Quirijns, F.J., Rijnsdorp, A.D. & Lindeboom, H.J. (2005). A method to quantify the trawl fisheries induced mortality of benthos and fish. Report / RIVO (Ext. rep. C087/05). IJmuiden: RIVO. (WUR)
- Valdimarrson, G., 2007. Trawling the sea bed (Sheppard, 2006). *Marine Pollution Bulletin* 54, 489–490.
- Vorberg, R., 2000. Effects of shrimp fisheries on reefs of *Sabellaria spinulosa* (Polychaeta). *ICES J. Mar. Sci.* 57, 1416-1420.
- Watling, L., 2005. The global destruction of bottom habitats by mobile fishing gear. In: Norse, E.A., Crowder, L.B.s (Eds.), *Marine conservation biology: the science of maintaining the sea's biodiversity.*, pp. 198-210.

### **4.3 Effecten van kieuw- en warrelnetvisserij op benthos**

*Auteur: Depestele, J.*

#### **4.3.1 Inleiding**

Het zijn voornamelijk de effecten van gesleept vistuig op de zeebodem en de geassocieerde gemeenschappen die binnen de ecosysteembenadering veel aandacht krijgen. Het is nochtans belangrijk om de mogelijke effecten van kieuw- en warrelnetvisserij op benthische gemeenschappen te evalueren. In dit hoofdstuk wordt nagegaan welke studies er uitgevoerd zijn om de effecten van kieuw- en warrelnetvisserij te onderzoeken.

#### **4.3.2 Materiaal & methoden**

Op basis van uitgebreid literatuuronderzoek wordt nagegaan welke overzichtspublicaties specifieke informatie geven over de effecten van de kieuw- en/of warrelnetvisserij op benthische gemeenschappen. Er zijn geen studies teruggevonden die zich specifiek richten op de warrelnetvisserij op tong in de Zuidelijke Noordzee. De resultaten geven daarom een overzicht van de beschikbare literatuur over de wereldwijde effecten van om het even welke kieuw- en/of warrelnetvisserij.

#### **4.3.3 Resultaten & discussie**

De effecten van kieuw- en warrelnetvisserij op benthische gemeenschappen worden geëvalueerd aan de hand van de verschillende situaties waarin er een impact kan zijn:

- *Impact via spookvissen*

Het onderzoek naar de milieu-impact van kieuwnetten is vooral gericht op het effect op populaties als gevolg van spookvissen door verloren vistuig (Johnson, 2002). Dit is logisch, daar (Jennings et al., 2001b) stellen dat de impact van kieuw- en/of warrelnetvisserijen relatief weinig effect hebben op het bodemleven. De auteurs verwijzen echter eveneens naar de mogelijke effecten van spookvissen, die toch niet onbelangrijk kunnen zijn. Voor meer details over de effecten van spookvissen onder meer op benthos wordt verwezen naar het hoofdstuk “Milieu-effecten van kieuw- en warrelnetvisserij door spookvissen”.

- *Impact bij het binnenhalen en uitzetten*

Bij het binnenhalen kunnen kieuw- en/of warrelnetvisserijen bodemstructuren of emergent, sedentair benthos beschadigen (Chuenpagdee et al., 2003; Valdemarsen and Suuronen, 2002). Als gevolg hiervan kunnen de netten scheuren of breken (Breen, 1990; Erzini et al., 1997; Kaiser et al., 1996). De bodemstructuren kunnen ook door de ankersystemen worden verstoord wanneer deze langs de bodem worden gesleept vooraleer ze worden binnengehaald (Rose et al., 2000). De gewichten en ankers die in kieuwnetvisserijen worden gebruikt zijn veel lichter dan de druk die

sleepnetten veroorzaken. De effecten zijn hierdoor lager tot verwaarloosbaar vergeleken met die van sleepnetten (Jennings et al., 2001b), vooral boomkorvisserij.

▪ *Directe effecten op benthische invertebraten door bijvangst en teruggooi*

Kieuw- en warrelnetten hebben minimale effecten op benthische invertebraten tijdens het vissen, behalve eventueel op crustaceae die in het net kunnen verstrikt raken. De bijvangst van krabben is afhankelijk van de aanwezigheid en van de abundantie van deze soort. Op het Belgisch deel van de Noordzee wordt de Noordzeekrab (*Cancer pagurus*) in beperkte mate bijgevangen (niet-gepubliceerde observaties). In de Noorse kustwateren is wetenschappelijk aangetoond dat de bijvangst van krabben een probleem kan vormen (Sundet, 1999). De bijvangst heeft naast de biologische effecten eveneens commerciële gevolgen, zoals het verlies van vangst door beschadiging van de krabben, de vernieling van vistuig en een toename van de werktijd (Kuzmin and Sundet, 2000). Als conclusie kan gesteld worden dat de bijvangst en teruggooi van benthos vooral afhankelijk is van het gebied, maar over het algemeen beperkt is tot enkele soorten waaronder vooral krabben. De bijvangst van krabben kan groot zijn, maar is meestal heel beperkt (Chuenpagdee et al., 2003).

▪ *Indirecte effecten op benthische invertebraten door beschadiging van fysisch habitat tijdens het vissen*

De effecten van kieuw- en/of warrelnetvisserij op fysische habitats is minimaal (Anon., 2002b; Jennings et al., 2001b). Op basis van een expertenoordeel is gesteld dat de impact op zanderige bodems en grintbodems te verwaarlozen is. De loodlijnen en ankers kunnen effecten hebben die enkele dagen tot maanden zichtbaar blijven op fysische bodemstructuren (Anon., 2002b). Over het algemeen wordt dit type vistuig habitatvriendelijk beschouwd ten opzichte van gesleept vistuig (Jennings and Kaiser, 1998; Rogers et al., 1998). Bovendien is de beviste oppervlakte van passief vistuig kleiner dan deze van actieve visserijmethodes (Jennings et al., 2001b). De effecten van kieuw- en warrelnetvisserijen op benthos door indirecte effecten aan fysisch habitat zijn dus verwaarloosbaar.

#### **4.3.4 Conclusie**

Er zijn heel weinig studies teruggevonden die de effecten van kieuw- en/of warrelnetvisserij op benthische gemeenschappen bestuderen. De effecten door het binnenhalen en het uitzetten van het vistuig en de indirecte effecten door schade aan het fysisch habitat worden verwaarloosd, behalve op visgronden waar fysische structuren als koraalriffen voorkomen. Op het Belgisch deel van de Noordzee en ruimer in de Zuidelijke Noordzee worden geen significante effecten verwacht. De bijvangst en teruggooi van kieuw- en/of warrelnetvisserij kan belangrijk zijn, zoals in de kabeljauwvisserij met kieuwnetten in de Noorse wateren. Voor de kieuw- en/of warrelnetvisserij die

door de Belgische visserijsector worden of in de toekomst zouden kunnen worden toegepast zijn geen specifieke studies teruggevonden. Bijvangst en teruggooi van benthische invertebraten krijgen wellicht weinig wetenschappelijke aandacht doordat de effecten beperkt tot verwaarloosbaar zijn. De voornaamste, mogelijke effecten van kieuw- en/of warrelnetvisserij kunnen voorkomen door spookvissen en bijvangsten van mariene vertebraten.

#### 4.3.5 Referenties

- Anon., 2002. Workshop on the Effects of Fishing Gear on Marine Habitats off the Northeastern United States. Boston, Massachusetts, USA, p. 86.
- Breen, P.A., 1990. A review of ghost fishing by traps and gillnets. In: Shomura, R.S., Goldfrey, M.L.s (Eds.), Proceedings of the Second International Conference on Marine Debris NOAA Technical Memorandum NOAA-TM-NMFS-SWFSC 154., Honolulu, Hawaii, pp. 571-599.
- Chuenpagdee, R., Morgan, L.E., Maxwell, S.M., Norse, E.A., Pauly, D., 2003. Shifting gears: assessing collateral impacts of fishing methods in the U.S. waters. *Frontiers in Ecology and the environment* 10, 517-524.
- Erzini, K., Monteiro, C.C., Ribeiro, J., Santos, M.N., Gaspar, M.B., Monteiro, P., Borges, R., 1997. An experimental study of gill net and trammel net 'ghost fishing' off the Algarve (southern Portugal). *Marine Ecology Progress Series* 158, 257-265.
- Jennings, S., Kaiser, M.J., 1998. The effects of fishing on marine ecosystems. *Adv. Mar. Biol.* 34, 201-352.
- Jennings, S., Kaiser, M.J., Reynolds, J.D., 2001. *Marine fishery ecology*. Blackwell Science, Oxford (UK).
- Johnson, K.A., 2002. A review of national and international literature on the effects of fishing on benthic habitats. . NOAA Technical Memorandum NMFS-F/SPO-57, p. 72.
- Kaiser, M.J., Bullimore, B., Newman, P., Lock, K., Gilbert, S., 1996. Catches in 'ghost fishing' set nets. *Marine ecology progress series* 145, 11-16.
- Kuzmin, S., Sundet, J.H., 2000. Joint report for 2000 on the red king crab (*Paralithodes camtschaticus*) investigations in the Barents Sea. Basic requirements for management of the stock. Report to the 29th Session of the Mixed Russian-Norwegian Fisheries Commission. . p. 24.
- Rogers, S.I., Kaiser, M.J., Jennings, S., 1998. Ecosystem effects of demersal fishing: a European perspective. In: Dorsey, E.M., Pederson, J.s (Eds.), *Effects of fishing gear on the sea floor of New England.*, pp. 68-78.
- Rose, C., Carr, A., Ferro, D., Fonteyne, R., MacMullen, P., 2000. Using gear technology to understand and reduce unintended effects of fishing on the seabed and associated communities: background and potential directions. pp. 106-122.
- Sundet, J.H., 1999. Bifangst av kongekrabbe i garn- og linefisket i 1999. *Fiskeriforskning*, p. 14.

Valdemarsen, J.W., Suuronen, P., 2002. Modifying fishing gears to achieve ecosystem objectives. In: FAOs (Ed.). FAO, rome, Italy, p. 21.



#### **4.4 Effecten van de garnalenboomkorvisserij op zeevogels**

*Auteur: Depestele, J.*

Voor de effecten van de garnalenboomkorvisserij op zeevogels wordt verwezen naar het overzicht dat is opgesteld door de ICES-werkgroepen “*Ecosystem effects of fishing*” (WGECO) en “*Fishing Technology and Fish Behaviour*” (WGFTFB) (ICES, 2007a; ICES, 2007b). Er wordt verwacht dat de impact van de garnalenboomkorvisserij op Noordzee-schaal klein is, maar dat de lokale invloed substantieel kan zijn. Er wordt ook verwezen naar 4.5 Interactie tussen zeevogels en visserij.

## **4.5 Interactie tussen zeevogels en visserij**

*Auteur: Courtens, W., Stienen, E.*

### **4.5.1 Inleiding**

Zeevogels zijn meestal langlevende soorten met een hoge overleving van adulten (vaak >90%), een lage reproductie (meestal minder dan 0,5 jongen per paar per jaar) en zijn veelal pas na 5 tot 10 jaar geslachtsrijp (Furness, 2004; 2007). Een verhoging van de mortaliteit van adulte vogels van één of enkele procenten kan daarom een belangrijke impact hebben op populatieniveau en heeft een groter effect op de populaties dan bijvoorbeeld een (beperkte) periode met een laag broedsucces (Furness, 2004). Het is dan ook erg belangrijk om de effecten van visserij en verschillende visserijtechnieken op zeevogels in te kunnen schatten.

De interacties tussen zeevogels en visserij zijn erg divers (Hüppop & Garthe, 1993; Duffy & Schneider (1994). Effecten van visserij op zeevogels kunnen zowel direct als indirect spelen en zowel positief als negatief zijn. Sommige effecten spelen hierbij op populatieniveau, andere op het niveau van individuen (Tasker *et al.*, 2000). De meest voorkomende directe effecten hebben betrekking op het doden van zeevogels door vistuig. Andere, minder voorkomende en kleinschaligere directe effecten omvatten het verstoren van zeevogels door visserij-activiteiten. Indirecte effecten werken hoofdzakelijk via competitie door een verandering in het voedselaanbod en kunnen grote gevolgen hebben op populatieniveau (Tasker *et al.*, 2000). In deze studie zal worden gefocust op de meest relevante interacties tussen zeevogels en visserij in het Noordzeegebied. In de wetenschappelijke literatuur rond dit onderwerp wordt onder andere ook melding gemaakt van het doden van zeevogels teneinde ze als lokaas te gebruiken (Antas, 1991) of om de (veronderstelde) impact op de visserij te reduceren (Montevecchi, 1996) en het gebruik van zeevogels in de visserij (o.a. Au & Pitman, 1986). Deze zijn echter niet relevant binnen het Noordzeegebied.

In het eerste gedeelte van de bespreking wordt een overzicht gegeven van de belangrijkste interacties tussen visserij en zeevogels, in het tweede gedeelte wordt er specifiek ingegaan op de situatie in het Belgische gedeelte van de Noordzee.

### **4.5.2 Directe effecten**

#### **4.5.2.1 Inleiding**

De meest voorkomende directe effecten van visserij op zeevogels hebben betrekking op bijvangst. De omvang van de bijvangst varieert sterk en hangt onder andere af van de gebruikte vangstmethode, de periode en de locatie van de visserij en de demografie van de vogelsoort in kwestie (Tasker *et al.*,

2000). Wereldwijd wordt de bijvangst van albatrossen, stormvogels (petrels) en pijlstormvogels in long-line visserij samen met de omvangrijke bijvangst van pijlstormvogels en alkachtigen in kieuw- en warrelnetten in het nabije verleden als de grootste bedreiging vormen voor zeevogels gezien (Piatt *et al.*, 1984; DeGange *et al.*, 1993; Robertson & Gales, 1998). De sterfte als gevolg van verstrikking in spooknetten of fuiken kan lokaal of regionaal substantieel zijn (Tasker *et al.*, 2000).

#### 4.5.2.2 Bijvangst

De visserijtechnieken die wereldwijd het meest bijvangst veroorzaken zijn monofilament kieuw- en warrelnetten (Lien *et al.*, 1988 in Tasker *et al.*, 2000) en longline-visserij. Directe effecten zoals bijvangst kunnen best worden bepaald aan boord van de vissersboten zelf (Chardine *et al.*, 2000).

Cijfers over bijvangst van een aantal soorten in **drijfnetten** over de hele wereld worden gegeven in Northridge (1991). Er zijn verschillende gevallen bekend van een negatieve impact op zeevogelkolonies als gevolg van bijvangst in pelagische warrelnetten. Het probleem doet zich vooral voor als dit type netten bij broedkolonies wordt opgesteld. Voor het Noordzee- en Noord-Atlantisch gebied is weinig bekend over concrete aantallen en soorten vogels die door kieuw- en warrelnetvisserij worden gevangen. Het staat echter vast dat in het algemeen vooral de dieper duikend zeevogels in pelagische warrelnetten worden gevangen. Dat zijn onder andere duikers *Gavia sp.*, alkachtigen *Alcidae* en Eiders *Somateria mollissima* (Murray *et al.*, 1994; Bakken & Falk, 1998). De effecten zijn dus hoofdzakelijk lokaal en er zijn voorlopig geen aanwijzingen dat er grootschalige effecten spelen. Voor de zuidelijke Noordzee is niets bekend over bijvangsten van zeevogels door kieuw- en warrelnetvisserij.

**Longline-visserij** wordt in het Noord-Atlantisch zeegebied hoofdzakelijk beoefend voor de kusten van Noorwegen en IJsland en de westkust van Schotland en Ierland. In de zuidelijke Noordzee wordt deze visserijtechniek weinig toegepast. Er is voor deze laatste regio weinig informatie beschikbaar over bijvangst van zeevogels, kwantitatieve gegevens zijn nagenoeg onbestaande. De meest gevangen soorten zijn hier Noordse Stormvogel *Fulmarus glacialis*, Jan-van-Gent *Morus bassana*, Grote Jager *Catharacta skua* en een aantal soorten grote meeuwen *Larus sp.* (Brothers *et al.*, 1999).

Over bijvangst bij de **boomkorvisserij** is heel weinig bekend. Gezien deze netten over de bodem worden voortgetrokken kan worden verondersteld dat bijvangst bij deze techniek minimaal is. Enkel tijdens het binnenhalen van de netten bestaat er een kleine kans dat vogels verstrikt raken.

Vogels kunnen tijdens het foerageren ook verstrikt raken in losgeraakte visnetten (**spooknetten**), vooral kieuw- en warrelnetten zijn hieraan debet (Kaiser *et al.*, 1996). Colema & Wehle (1983) (in Erzini *et al.*, 1997) stelden dat jaarlijks miljoenen zeevogels en duizenden zeeschildpadden en -zoogdieren sterven als gevolg van verstrikking in losgeraakt vistuig. Zo zijn er op de Belgische kust zeezoeten (*Uria aalge*) aangespoeld, die wellicht in een (recreatief of commercieel) visnet verstrikt zijn geraakt (Figuur 4-1).



**Figuur 4-1-** Zeekoeten, verstrikt in kieuwnet en aangespoeld op de Belgische kust (Foto: BMM)

Hoewel er hierover sindsdien vrij veel bezorgdheid heerste (o.a. Laist, 1995), zijn er nauwelijks systematische gegevens beschikbaar (Camphuysen, 2000; Tasker *et al.*, 2000).

De meeste studies ter zake vinden dat verloren gegaan vistuig vrij snel (na enkele weken) de grootste viscapaciteit verliest, maar vaak nog maanden of jaren een zekere bijvangst veroorzaken. Netten die in dieper water verloren gaan behouden langer een zekere viscapaciteit dan netten die nabij rotskusten worden verloren (o.a. BIM, 1995 in Erzini *et al.*, 1997). Zeevogelsoorten die veel drijvend materiaal oppikken om te gebruiken als nestmateriaal, zoals Jan-van-Gent en Aalscholver *Phalacrocorax carbo*, raken soms verstrengeld in nylonfilamenten van verloren gegane visnetten (Schrey & Vauk, 1987; Montevecchi, 1991).

#### 4.5.2.3 Verstoring

Een tweede directe, zij het (meestal) minder nefaste, interactie tussen zeevogels en visserij is verstoring. Hierover is vrij weinig informatie beschikbaar. De afstand waarop vogels opvliegen voor een naderend schip varieert van soort tot soort (Camphuysen *et al.*, 1999). Bij zee-eenden en duikers is dit vaak één kilometer of meer (Hüppop & Garthe, 1993; eigen waarnemingen INBO). Ook de grootte van het vaartuig, de verstoringfrequentie en het geproduceerde geluid spelen ongetwijfeld

een rol. Verstoring kan een negatief effect hebben op het voorkomen van deze soorten op plaatsen die aantrekkelijk zijn voor zowel zeevogels als vissers (Hüppop & Garthe, 1993; Leopold, 1993). Het is niet eenvoudig om een zicht te krijgen op het verschil in verstoringfrequentie van boomkor- en warrelnetvissers. Gevoelsmatig kan worden verwacht dat boomkorvisserij meer verstorend is dan warrelnetvisserij gezien er continu (weg en weer) wordt gevaren in een relatief beperkt gebied.

### **4.5.3 Indirecte effecten**

#### **4.5.3.1 Inleiding**

Zeevogels en visserij interageren op een aantal vlakken indirect met elkaar (o.a. Camphuysen, 1990; Camphuysen & Garthe, 2000). Ze kunnen met elkaar in competitie treden voor vis: de visserij kan door overbevissing de voedselbronnen voor zeevogels reduceren en anderzijds kunnen zeevogels de omvang van commerciële vangsten verminderen door consumptie van vis. De interacties zijn echter hoofdzakelijk van die aard dat de visserij grotere effecten heeft op zeevogels dan omgekeerd (Hunt & Furness, 1996 in Camphuysen & Garthe, 2000).

In de Noordzee kenden veel zeevogels in de loop van de twintigste eeuw een expansie van het broedgebied en een toename van de aantallen. Dit wordt voor een stuk toegeschreven aan de invloed van commerciële visserij die een verhoging van het voedselaanbod kan induceren (o.a. Camphuysen, 1990; Furness *et al.*, 1992; Garthe *et al.*, 1996; Tasker *et al.*, 2000; Mitchell *et al.*, 2004; Thompson, 2006). Zo wordt de enorme groei van de populaties van grote meeuwen vaak gerelateerd aan een toename van het voedselaanbod als gevolg van de visserijactiviteiten (o.a. Spaans, 1998) . De effecten van visserij op zeevogels zijn echter niet noodzakelijkerwijs positief. Zo speelt de industriële visserij op zandspiering *Ammodytes sp.* een rol in de afname van het broedsucces van een aantal soorten zeevogels die zandspiering als stapelvoedsel hebben (o.a. Furness, 1996; 2006; 2007). Globaal gezien spelen drie factoren een rol (Camphuysen & Garthe, 2000):

- teruggooi van snij-afval en ondermaatse vis die een kunstmatige en additionele voedselbron zijn voor zeevogels
- overbevissing van grote roofvissen door commerciële visserij
- overbevissing van kleine vissen door industriële visserij

#### **4.5.3.2 Teruggooi (discards)**

### ***Soorten scavengers***

Het extra voedselaanbod als gevolg van het overboord werpen van discards<sup>3</sup> heeft naast het stopzetten van vervolging, het verzamelen van eieren en de exploitatie van zeevogels een grote invloed gehad op de ontwikkeling van een aantal zeevogelpopulaties. Discards komen hoofdzakelijk ten goede aan de beperkte groep van vogels die van afval leven, de zogenaamde scavengers (Camphuysen *et al.*, 1995; Garthe *et al.*, 1996). In de Noordzee profiteren een aantal meeuwensoorten (Zilver-, Kleine Mantel-, Grote Mantel- en Drieteenmeeuw) en Noordse Stormvogel aangevuld met kleinere aantallen Jan-van-Gent, Grote Jager en Stormmeeuw het meest van discards (Camphuysen, 1993; Camphuysen *et al.*, 1995). Dit heeft er toe geleid dat de balans in de zeevogelgemeenschappen naar deze soorten is overgeslagen. Hoewel het niet evident is om het effect hiervan op de kwetsbaardere soorten in te schatten zou de daling van de aantallen sterns een gevolg kunnen zijn van de toegenomen aantallen meeuwen (Garthe *et al.*, 1999).

### ***Boomkor versus warrelnet***

Het is van belang een onderscheid te maken tussen boomkorvisserij enerzijds en kieuw- en warrelnetvisserij anderzijds gezien de vangstsamenstelling en de mate van teruggooi bij deze twee visserijtechnieken sterk verschilt.

De teruggooi bij de kieuw- en warrelnetvisserij op platvis is relatief laag (Morizur *et al.*, 1996) en is dus allicht weinig relevant wat betreft het effect op zeevogelpopulaties. Bij boomkorvisserij daarentegen bedraagt de teruggooi vaak meer dan 60% van de totale vangst (Camphuysen, 1993; Verboom, 1991). Binnen de boomkorvisserij kan een onderscheid worden gemaakt tussen de visserij op Grijze garnaal *Cragnon cragnon* en deze op platvis.

Boomkorvisserij op garnaal is eerder kustgebonden (Walter & Becker, 1997). ICES (2007) vermoedt dat de impact van garnaalboomkorvisserij op de zeevogelpopulaties in het Noordzeegebied in vergelijking met deze op platvis eerder op lokaal vlak belangrijk is en vooral dan tijdens het broedseizoen. In Nederland werd vastgesteld dat sommige Aalscholvers hun foerageertechniek hebben aangepast aan boomkorschepen die op garnalen vissen (en bij uitbreiding mogelijk ook bij andere boomkorvaartuigen). Hierbij foerageren de vogels tijdens het vissen achter de netten op organismen die verstoord worden door de boomkorren (Camphuysen, 1999)

Ook de boomkorvisserij op platvis produceert grote hoeveelheden bijvangst. Camphuysen (1993) schat de hoeveelheid teruggooi tijdens een onderzoek aan boord van een platvisboomkor ten westen van Helgoland op 5 tot 10 kg ondermaatse vis en ongewervelden per kilo aangelande vis. Daar bovenop komt nog eens het snijafval van de commercieel interessante vis. De totale vangst bestond voor iets minder dan de helft uit platvis, iets minder dan de helft uit benthische ongewervelden en

---

<sup>3</sup> naar Garthe *et al.* (1999): ondermaatse en commercieel niet interessante vis, invertebraten en snijafval (resten van gekuiste commerciële vangsten)

voor 1-5% uit rondvis. Per trek van anderhalf uur bedroeg de overboord gezette hoeveelheid visafval naar schatting 10-12 kg snijafval, 30-60 kg rondvis, 350-700 kg platvis en 350-700 kg benthische ongewervelden. Hiervan werd aan de hand van discard-experimenten bepaald dat ongeveer 94% van het snijafval, 85% van de rondvis, 34% van de platvis en 0,5% van de benthische ongewervelden door zeevogels werd geconsumeerd.

### ***Consumptie van visserijafval door vogels***

Sinds de jaren '90 werden in het buitenland een aantal studies uitgevoerd naar de consumptie van discards door zeevogels (o.a. Camphuysen *et al.*, 1993 & 1995; Garthe *et al.*, 1996, Furness *et al.*, 1992; Oro & Ruiz, 1997). Deze werden hoofdzakelijk gedaan aan boord van vissersboten en onderzoeksschepen waarbij het experimenteel overboord zetten van discards werd gecombineerd met tellingen van zeevogels en van vissersboten. Tijdens deze studies werd een goed beeld verkregen van de hiërarchie onder aasetende zeevogels en van de prooikeuze en consumptie van de verschillende soorten. In combinatie met bestaande kennis over energetische behoeften van zeevogels (Bryant & Furness, 1995) en schattingen van de totale hoeveelheid discards kon een inschatting worden gemaakt van het aantal zeevogels dat wordt 'onderhouden' door visserijactiviteiten. Volgens Tasker & Furness (1996) bestaat ongeveer 30% van het voedsel wat door zeevogels wordt geconsumeerd uit discards. Zeevogels prefereren overboord geworpen rondvis boven platvis en andere discards. Rondvissen zijn door hun vorm beter consumeerbaar dan platvissen en hebben doorgaans een vrij hoge calorische waarde hebben. Invertebraten zijn veel minder gegeerd (Camphuysen *et al.*, 1995; Tasker *et al.*, 2000).

Garthe *et al.* (1996) berekenden dat indien alle discards door zeevogels zouden worden geconsumeerd, de offshore visserij in de volledige Noordzee ongeveer 5,9 miljoen zeevogels zou kunnen onderhouden. Langs de Duitse kust worden bijvoorbeeld naar schatting 90.000 zeevogels onderhouden door discards van garnalenboomkorvisserij (Walter & Becker, 1997).

Gezien de populaties van een aantal soorten zeevogels kunstmatig hoog worden gehouden door het massaal overboord zetten van discards is het uitkijken naar wat het effect op deze populaties en die van andere zal zijn mocht de hoeveelheid teruggooi verminderen. Een aantal studies wijzen er namelijk op dat niet enkel de populaties van de scavengers hier de gevolgen van zullen ondervinden, maar ook die van een aantal andere soorten. Zo zijn er studies die erop wijzen dat het stopzetten van commerciële visserij desastreuze gevolgen zal hebben voor een aantal soorten zeevogels (zoals b.v. Drieteenmeeuw) omdat Grote Jagers zich bij gebrek aan discards zullen toelagen op het prederen van jongen en adulten van die soorten (Oro & Furness, 2002; Votier, *et al.*, 2004).

### 4.5.3.3 *Overbevissing*

Bij overbevissing kan het onderscheid worden gemaakt tussen de effecten van twee visserijtypes. Enerzijds is er de ‘commerciële visserij’, waarmee de visserij op vissen geschikt voor menselijke consumptie wordt bedoeld. Anderzijds is er de ‘industriële visserij’, visserij op veelal kleine vissen niet bedoeld voor menselijke consumptie (b.v. zandspiering). De effecten van deze beide types visserij op zeevogels verschillen onderling (Camphuysen & Garthe, 2000).

#### *Commerciële visserij*

Veel zeevogels voeden zich met kleine vis. In de Noordzee zijn zandspiering *Ammodytidae sp.*, haring *Clupea harengus*, sprot *Sprattus sprattus* en kabeljauwachtigen *Gadidae sp.* het belangrijkste. Zandspieringen zijn voor veel soorten vooral belangrijk in het broedseizoen terwijl Clupeidae en Gadidae belangrijker worden tijdens de wintermaanden (Camphuysen & Garthe, 2000). In de zuidelijke Noordzee is de rol van Clupeidae dan weer wel belangrijk tijdens het broedseizoen (o.a. Stienen 2006). De totale hoeveelheid door zeevogels geconsumeerde kleine vis bedraagt voor de Noordzee ongeveer 250.000 ton per jaar (Anonymus, 1994).

Vermoed wordt dat de stock van immature vis in de Noordzee is toegenomen als gevolg van overbevissing van de grotere vissen (o.a. Furness, 1982; Furness & Monaghan, 1987). Ook shifts in de abundantie van zandspiering in het westelijke en oostelijke Noord-Atlantisch zeegebied werden verklaard door het verwijderen van predatoren door de visserij (Sherman *et al.*, 1981). Hoewel het vaststaat dat deze shifts in leeftijdsstructuur, soort samenstelling en lengteverdeling van vissen in de Noordzee wel degelijk hebben plaatsgevonden, is de conclusie dat dit voordelig is geweest voor zeevogels grotendeels speculatief en niet bewezen. Er is geen bewijs dat de toename in aantallen van kleine vissen ook de bereikbaarheid van deze prooien heeft verhoogd. Hoewel zeevogels slechts een klein percentage van de immature vissen in de Noordzee consumeren kunnen veranderingen in de bereikbaarheid van kleine vissen een sterk negatief effect hebben op zeevogel populaties (Camphuysen & Garthe, 2000).

#### *Industriële visserij*

Veel soorten zeevogels foerageren bij hoofdzaak op kleine, vetrijke vissoorten. In de Noordzee baart vooral de industriële visserij op zandspiering onrust bij zeevogelbiologen omdat die het stapelvoedsel van veel zeevogels vormt (o.a. Furness & Tasker, 1999; Rindorf *et al.*, 2000; Furness, 2004) en een belangrijke voedselbron is voor de jongen (o.a. Harris & Wanless, 1997). Het broedsucces van een aantal zeevogels kan sterk dalen wanneer er een tekort aan zandspieringen is (o.a. Furness & Tasker, 2000; Frederiksen *et al.*, 2005). Een tekort aan voedsel kan ook een verminderde overleving van



adulte vogels tot gevolg hebben (Frederiksen *et al.*, 2004; Davis *et al.*, 2005). Dit laatste werd onder andere vastgesteld in Shetland op het eind van de jaren '80 (o.a. Hamer *et al.*, 1993; Monaghan, 1992; Phillips, 1996). Ook recent (vanaf 2003) werden problemen vastgesteld in de zeevogelkolonies in Shetland waarbij niet alleen het broedsucces van onder andere Drieteenmeeuw erg laag was, maar ook de aantallen in bepaalde kolonies sterk afnamen (Frederiksen *et al.*, 2007).

De onmiddellijke gevolgen van visserij voor de beschikbaarheid van prooien voor zeevogels zijn niet steeds gemakkelijk te zien omdat zeevogels op verschillende manieren kunnen compenseren voor een verminderd voedselaanbod (Phillips *et al.*, 1996; Stienen, 2006; Stienen, 2007). Een afname van de hoeveelheid prooivissen kan onder meer leiden tot een verminderde aanvoer van voedsel naar de jongen, langere foerageertochten of veranderingen in het dieet.

#### 4.5.4 Bespreking van de effecten van boomkor- en warrelnetvisserij op zeevogels op het Belgische deel van de Noordzee

In Tabel 4-6 worden voor de 18 belangrijkste soorten zeevogels in het Belgische gedeelte van de Noordzee (zie Courtens *et al.*, 2006) de globale effecten van boomkor- en warrelnetvisserij weergegeven. Deze gegevens zijn deels gebaseerd op voorgaande literatuurstudie, maar omdat tot op heden geen wetenschappelijk onderzoek werd verricht in de Belgische mariene wateren ook voor een stuk op best expert judgement.

**Tabel 4-6** - Globale effecten van warrelnet- en boomkorvisserij op de 18 belangrijkste soorten zeevogels in het Belgische gedeelte van de Noordzee.

	Bijvangst		Verstoring	Discards		Overbevissing
	Boomkor	Warrelnet		Boomkor	Warrelnet	
Roodkeelduiker	0	-	-	0	0	-
Fuut	0	-	0	0	0	-
Noordse Stormvogel	0	0	0	+	+	-
Jan-van-Gent	0	0	0	+	+	-
Aalscholver	0	-	0	0	0	-
Zwarte Zee-eend	0	-	-	0	0	-
Grote Jager	0	0	0	+	+	-
Dwergmeeuw	0	0	0	0	0	-
Kokmeeuw	0	0	0	+	+	-
Stormmeeuw	0	0	0	+	+	-
Drieteenmeeuw	0	0	0	+	+	-
Zilvermeeuw	0	0	0	+	+	-
Grote Mantelmeeuw	0	0	0	+	+	-
Kleine Mantelmeeuw	0	0	0	+	+	-
Grote Stern	0	0	0	0	0	-
Visdief	0	0	0	0	0	-
Zeekoet	0	-	0	0	0	-
Alk	0	-	0	0	0	-

Vooraf voor de effecten van bijvangst en teruggooi worden verschillen verwacht tussen boomkor- en warrelnetvisserij. Verstoring zal naar verwachting voor beide visserijtypes vergelijkbaar te zijn. De

effecten van overbevissing kunnen waarschijnlijk voor alle soorten negatief zijn. Het is echter niet mogelijk om op basis van de huidige kennis in te schatten welke visserijmethode voor een bepaalde soort het grootste effect zal hebben.

#### **4.5.4.1 Bijvangst**

Bijvangst van zeevogels door boomkorvisserij is waarschijnlijk heel laag en incidenteel. Jan-van-Genten kunnen in het net verstrikt raken tijdens het duiken naar prooien, net voordat de vangst aan boord wordt binnen gehaald (waarnemingen ILVO). Eventueel kunnen ook andere soorten per ongeluk verstrikt geraken in de netten, maar dit wordt niet als problematisch ingeschat.

Warrelnetvisserij heeft vermoedelijk de grootste impact op duikende soorten die hun prooien op het zicht onder water lokaliseren en achtervolgen. De belangrijkste hieronder in het Belgisch gedeelte van de Noordzee zijn Roodkeelduiker, Fuut, Aalscholver, Zwarte Zee-eend, Alk en Zeekoet. Hier speelt vooral een invloed van de diepte en de lokatie waar de netten worden geplaatst, alsook van de hoogte waarop ze open staan. Kieuwnetten voor Kabeljauw, die in de buurt van wrakken worden gepositioneerd en een hogere nethoogte hebben dan kieuw- en warrelnetten voor tong zullen waarschijnlijk een grotere bijvangst veroorzaken. De omvang van de bijvangst zal ook afhankelijk zijn van de diepte waarop de kieuwnetten worden geplaatst. Voor het bepalen van de effectieve bijvangst van beide visserijtypes zou het interessant zijn om data van de vissers zelf te bekomen of om een monitoringscampagne op de schepen op te starten.

#### **4.5.4.2 Verstoring**

De meest verstoring gevoelige soorten in de zuidelijke Noordzee zijn Roodkeelduiker en Zwarte Zee-eend (Camphuysen *et al.*, 1999). Deze vliegen meestal op ongeveer één kilometer voor een naderend schip op. De overige soorten zijn veel minder verstoring gevoelig. Sommige soorten (zoals Noordse Stormvogels en de meeste meeuwen) worden zelfs aangetrokken door schepen. Verstoring door vissersboten heeft echter een veel geringere impact op zeevogels dan de teruggooi van vis en overbevissing. Alleen voor sterk verstoring gevoelige soorten die bovendien in geclusterd in een beperkte gebied voorkomen (Zwarte Zee-eend) kan verstoring een rol van betekenis zijn.

#### **4.5.4.3 Teruggooi**

Uit de analyse uitgevoerd in het kader van taak 2 blijkt dat in de Belgische zeegebieden hoofdzakelijk meeuwen (met uitzondering van Dwergmeeuw) en Jan-van-Gent geassocieerd zijn met schepen. In tegenstelling tot buitenlandse studies zijn Noordse Stormvogel en Grote Jager hier geen belangrijke scavengers (o.a. Camphuysen *et al.*, 1995).

Ongetwijfeld bepaalt de teruggooi van vis ook in onze zeegebieden voor een deel de verspreiding van de zeevogels en zal het de overlevingskans van bepaalde soorten verhogen. Visafval vormt een belangrijk deel van het voedsel van broedende meeuwen voor onze kust (Stienen *et al.*, 2002; waarnemingen INBO). Het is echter niet mogelijk om met de huidige beschikbare gegevens het effect van teruggooi te kwantificeren (zie ook Hoofdstuk 3).

In de zuidelijke Noordzee heeft teruggooi van vis en visafval momenteel (in vergelijking tot andere effecten zoals verstoring, bijvangst en overbevissing) ongetwijfeld het grootste effect op zeevogels. Om na te gaan wat het effect is van teruggooi op de aantallen en verspreiding van zeevogels op het Belgische deel van de Noordzee dienen in eerste instantie de verspreidingsgegevens van de zeevogels verder te worden geanalyseerd. Verder is informatie over de hoeveelheid van de verschillende types discards bij zowel warrelnet- als boomkorvisserij (garnalen/platvis) essentieel. In derde instantie kan worden gedacht aan het uitwerken van een experimenteel onderzoek gericht om de impact op de verschillende soorten te kunnen inschatten.

#### **4.5.4.4 Overbevissing**

De effecten van overbevissing zijn moeilijk éénduidig in te schatten. Veel hangt af van het type visserij en van de beviste soorten. Van sommige soorten (met name sterns) die voor onze kust broeden is evenwel bekend dat ze extreem gevoelig zijn voor veranderingen in de voedselsituatie. Ook alkachtigen die in grote getalen voor onze kust overwinteren staan erom bekend dat ze bij voedselschaarste soms massaal sterven en in extreem grote aantallen kunnen aanspoelen. Wat betreft het onderscheid tussen boomkor- en warrelnetvisserij hebben vooral Zwarte Zee-eenden potentieel te lijden onder overbevissing met de boomkor gezien deze de bodemfauna beschadigt. Zwarte Zee-eenden foerageren hoofdzakelijk op schelpdieren (in de Belgische foergeergebieden was dit tot voor een aantal jaren hoofdzakelijk Halfgeknotte strandschelp *Spisula subtruncata*, recent foerageert de soort vermoedelijk hoofdzakelijk op *Ensis sp.*). Op het Belgische deel van de Noordzee foerageren zeevogels hoofdzakelijk op pelagische vis. Op deze soorten heeft boomkorvisserij vermoedelijk geen negatief effect. De impact van warrelnetvisserij inschatten is zo mogelijk nog minder evident gezien eventuele effecten allicht via de gevolgen een verandering in de aantallen van predatoren op de prooi-soorten van de bij ons voorkomende zeevogels zullen spelen.

#### 4.5.5 Referenties

- Anonymus, 1994. Report of the study group on seabird/fish interactions. International Council for the Exploration of the Sea, C.M. 1994/L:3.
- Antas, P.T.Z., 1991. Status and conservation of seabirds breeding in Brazilian waters. *In*: Croxall, J.P. (Ed.), 1991. Seabird status and conservation: a supplement. Pp. 141-158. International Council for Bird preservation, Cambridge.
- Au, D. W. K. & R.L. Pitman (1986). Seabird interactions with dolphins and tuna in the eastern tropical Pacific. *Condor* 88: 304-317.
- Bakken V. & K. Falk, 1998. Incidental take of seabirds in commercial fisheries in the Arctic countries. CSWG Technical Report No. 1. Circumpolar Seabird Working Group, Iceland.
- Bord Iascaigh Mhara (BIM), 1995. Selectivity of fishing gears in Irish waters. Final Report, EU Contract BIO/ECO 1993/11.
- Brothers, N.P., J. Cooper & S. Løkkeborg, 1999. The incidental catch of seabirds by longline fisheries: worldwide review and technical guidelines for mitigation. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome.
- Camphuysen, C.J., 1990. Fish stocks, fisheries and seabirds in the North Sea. Technisch Rapport Vogelbescherming No. 5. Vogelbescherming Nederland, Zeist.
- Camphuysen, C.J., 1993. Fourageermogelijkheden voor zeevogels in de boomkorvisserij: een verkennend onderzoek. *Sula* 7: 81-104.
- Camphuysen, C.J., B. Calvo, J. Durinck, K. Ensor, A. Follestad, R.W. Furness, S. Garthe, G. Leaper, H. Skov, M.L. Tasker & C.J.N. Winter, 1995. Consumption of discards by seabirds in the North Sea. Final Report EC DG XIV research contract BIOECO/93/10. NIOZ Rapport 1995 – 5. Netherlands Institute for Sea Research, Texel.
- Camphuysen, C.J., 1999. New feeding technique of Great Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* at beam trawlers. *Atlantic Seabirds* 1: 85-90.
- Camphuysen, C.J., M.S.S. Lavaleye, M.F. Leopold, 1999. Vogels, zeezoogdieren en macrobenthos bij het zoekgebied voor gaswinning in mijnbouwvak Q4 (Noordzee). NIOZ-rapport 1999-4. Netherlands Institute for Sea Research, Texel.
- Camphuysen, C.J., 2000. Seabirds drowned in fishing nets off Jan Mayen (Greenland Sea). *Atlantic Seabirds* 2: 87-91.
- Camphuysen, C.J. & S. Garthe, 2000. Seabirds and commercial fisheries: population trends of piscivorous seabirds explained? *In*: Kaiser, M.J. & S.J. de Groot, 2000. The effects of fishing on non-target species and habitats: biological conservation and socio-economic issues. Blackwell Science Ltd, Oxford.

- Chardine, J.W., J.M. Porter & K.D. Wohl, 2000. Workshop on seabird incidental catch in the waters of arctic countries. CAFF Technical Report No. 7. Conservation of Arctic Flora and Fauna, Akureyri.
- Colema F.C. & D.H.S. Wehle (1983). Caught by accident. The fishermen's unwanted harvest. *Oceans* 4: 65-69.
- Courstens, W. & E.W.M. Stienen, 2006. Marine biological valuation of seabirds in the Belgian Part of the North Sea. Rapport INBO.A.2006.122. Research Institute for Nature and Forest, Brussels.
- Davis, S.E., R.G. Nager & R.W. Furness, 2005. Food availability affects adult survival as well as breeding success of Parasitic Jaegers. *Ecology* 86: 1047-1056.
- DeGange, A. R., R.H. Day, J.E. Takekawa & V.M. Mendenhall (1993). Losses of seabirds in gill nets in the North Pacific. *In*: K. Vermeer, K. T. Briggs, K. H. Morgan & D. Siegel-Causey (Eds) (1993). *The Status, Ecology and Conservation of Marine Birds of the North Pacific*. pp. 204–211. Canadian Wildlife Service Special Publication, Ottawa.
- Duffy, D.C. & D.C. Schneider, 1994. Seabird-fishery interactions: a manager's guide. *In*: Nettleship, D.N., J. Burger & M. Glochfeld, 1994. *Seabirds on islands. Threats, case studies and action plans*. Birdlife Conservation Series 1. p. 26-38. Birdlife International, Cambridge.
- Erzini, K., C. C. Monteiro, J. Ribeiro, M. N. Santos, M. Gaspar, P. Monteiro & T. C. Borges, 1997. An experimental study of gill net and trammel net 'ghost fishing' in the Algarve (southern Portugal). *Marine Ecology Progress Series*, 158: 257-265.
- Frederiksen, M., S. Wanless, M.P. Harris, P. Rothery & L.J. Wilson, 2004. The role of industrial fisheries and oceanographic change in the decline of North Sea Black-legged Kittiwakes. *Journal of Applied Ecology* 41: 1129-1139.
- Frederiksen, M., P. Wright, M. Heubeck, M.P. Harris, R.A. Mavor & S. Wanless, 2005. Regional patterns of Kittiwake *Rissa tridactyla* breeding success are related to variability in sandeel recruitment. *Marine Ecology Progress Series* 300: 201-211.
- Frederiksen, R.W. Furness & S. Wanless, 2007. Regional variation in bottom-up and top-down processes in controlling sandeel abundance in the North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 337: 287-297.
- Furness, R.W., 1982. Competition between fisheries and seabird communities. *Advances in Marine Biology* 20: 225-307.
- Furness, R.W. & P. Monaghan, 1987. *Seabird Ecology*. Blackie, Glasgow.
- Furness, R.W., 1990. A preliminary assessment of the quantities of Shetland sandeels taken by seabirds, seals, predatory fish and the industrial fishery in 1981-1983. *Ibis* 132: 205-217.
- Furness, R.W., K. Ensor & A.V. Hudson, 1992. The use of fishery waste by gull populations around the British Isles. *Ardea* 80: 105-113.

- Furness, R.W., 1993. Implications of changes in net mesh size, fishing effort and minimum landing size regulations in the North Sea for seabird populations. Joint Nature Conservation Council. Report. No. 133.
- Furness, R. W., 1996. A review of seabird responses to natural or fisheries-induced changes in food supply. *In: Greenstreet, S. P. R. & M. L. Tasker (eds.), 1996. Aquatic predators and their prey. Blackwell Science, Oxford. p. 166-173.*
- Furness, R.W. & M.L. Tasker, 1999. Diets of seabirds and consequences of changes in food supply. ICES Cooperative Research Report 232: 1-66.
- Furness, R.W., 2004. Impact of fisheries on seabird communities. *Scientia Marina* 67 (Suppl. 2): 33-45.
- Furness, R. W., 2006. How many fish should we leave in the sea for seabirds and marine mammals? *In: Boyd, I., S. Wanless & C. J. Camphuysen (eds.), 2006. Top predators in marine ecosystems: their role in monitoring and management. Conservation Biology* 12. Cambridge University Press, Cambridge. p. 211-222.
- Furness, R., *in press*. Responses of seabirds to depletion of food fish stocks. *Journal of Ornithology*.
- Garthe, S., C.J. Camphuysen & R.W. Furness, 1996. Amounts of discards in commercial fisheries and their significance as food for seabirds in the North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 136: 1-11.
- Garthe, S., U. Walter, M.L. Tasker, P.H. Becker, G. Chapdelaine & R.W. Furness, 1999. Evaluation of the role of discards in supporting bird populations and their effects of the species composition of seabirds in the North Sea. *In: Furness, R.W. & M.L. Tasker, 1999. Diets of seabirds and consequences of changes in food supply. ICES Coöperative Research Report No. 232, p. 29-41. International Council for the exploration of the Sea, Copenhagen.*
- Hamer, K.C., P. Monagan, J.D. Uttley, P. Walton & M.D. Burns, 1993. The influence of food supply on the breeding ecology of Kittiwakes *Rissa tridactyla* in Shetland. *Ibis* 135: 255-263.
- Harris, M.P. & S. Wanless, 1997. Breeding success, diet and brood neglect in the Kittiwake *Rissa tridactyla* over an 11-year period. *ICES J. Mar. Sci.* 54: 615-623.
- Hunt, G.L. & R.W. Furness (eds), 1996. Seabird/fish interactions, with particular reference to seabirds in the North Sea. ICES Research Report No. 216. International Council for the Exploration of the Sea, Copenhagen.
- Hüppop, O. & S. Garthe, 1993. Seabirds and fisheries in the southeastern North Sea. *Sula* 7: 9-14.
- ICES, 2007. Report of the Working Group on Ecosystem Effects of Fishing Activities (WGECO). International Council for the Exploitation of the Sea, Copenhagen.
- Kaiser, M. J., B. Bullimore, P. Newman, K. Lock & S. Gilbert, 1996. Catches in 'ghost fishing' set nets. *Marine Ecology Progress Series* 145: 11-16.
- Laist, D. W., 1995. Marine debris entanglement and gost fishing: a cryptic and significant type of bycatch? *In: Baxter, B., S. Keller (Eds.), 1995. Solving bycatch: considerations for today and*

- tomorrow. Proceedings of the Solving Bycatch Workshop. University of Alaska Sea Grant College Program Report No. 96-03: 33-39.
- Leopold, M., 1993. Spisula, zee-eenden en kokkelvisser: een nieuw milieuprobleem in de Noordzee. *Sula* 7: 24-28.
- Lewison, R. L., L. B. Crowder, A. Read, and S. Freeman. 2004. Understanding impacts of fisheries bycatch on marine megafauna. *Trends in Ecology and Evolution*, 19 (11): 598-604.
- Lien, J., G.B. Stenson & I.H. Ni, 1988. A review of incidental entrapment of seabirds, seals and whales in inshore fishing gear in Newfoundland and Labrador: a problem for fishermen and fishing gear designers. Proceedings of a World on Fishing Gear and Fishing Vessel Design (St John's): 67-71.
- Mitchell, I., S.F. Newton, N. Ratcliffe & T.E. Dunn, 2004. Seabird populations of Britain and Ireland. T & AD Poyser, London.
- Monagan, P., J.D. Uttley & M.D. Burns, 1992. Effect of changes in food availability on reproductive effort in Arctic Terns *Sterna paradisaea*. *Ardea* 80: 71-81.
- Montevicchi, W.A. 1991. Incidence and types of plastic in Gannets' nests in the Northwest Atlantic. *Canadian Journal of Zoology* 69: 295-297.
- Montevicchi W.A. (Ed.), 1996. Studies of high latitude seabirds. 4. Tropic relationships and energetics of endotherms in cold ocean systems. *Canadian Wildlife Service Occasional Paper* 91.
- Morizur, Y., S. Pouvreau & A. Guénoilé, 1996. Les rejets dans la pêche artisanale française de Manche occidentale. Editions Ifremer, France.
- Murray, S., S. Wanless & M.P. Harris, 1994. The effects of fixed Salmon *Salmo salar* nets on Guillemot *Uria aalge* and Razorbill *Alca torda* in Northeast Scotland in 1992. *Biological Conservation* 70: 251-256.
- Northridge, S.P., 1991. Driftnet fisheries and their impact on non-target species: a worldwide review. *FAO Fisheries Technical Paper* No. 320. FAO, Rome.
- Nur, N. & W.J. Sydeman (1999). Demographic processes and population dynamic models of seabirds. Implications for conservation and restoration. *Current Ornithology* 15: 149-188.
- Oro, D & X. Ruiz, 1997. Exploitation of trawler discards by breeding seabirds in the north-western Mediterranean: Differences between the ebro delta and the balearic islands areas. *ICES J. Mar. Sci.* 54: 695-707.
- Phillips, R.A., R.W.G. Caldow & R.W. Furness, 1996. The influence of food availability on the breeding effort and reproductive success of Arctic Skuas *Stercorarius parasiticus*. *Ibis* 138: 410-419.
- Piatt, J. F., D. N. Nettleship & W. Threlfall (1984). Net morality of Common Murres and Atlantic Puffins in Newfoundland, 1951–1981. *In: Nettleship, D.N., G. A. Sanger & P. F. Springer*

- (eds.), 1993. Marine Birds: Their feeding ecology and commercial fisheries relationships. pp. 196–206. Special Publication Canadian Wildlife Service, Ottawa.
- Rindorf, A., S. Wanless & M.P. Harris, 2000. Effects of changes in sandeel availability on the reproductive output of seabirds. *Marine Ecology Progress Series* 202: 241-252.
- Robertson, G. & R. Gales (1998). *Albatross, Biology and Conservation*. Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton.
- Schrey, E. & G. Vauk, 1987. Records of entangled Gannets *Morus bassana* at Helgoland, German Bight. *Marine Pollution Bulletin* 18: 350-352.
- Seys, J., H. Offringa, J. Van Waeyenberge, P. Meire, M. Vincx & E. Kuijken, 2001. Distribution patterns of seabirds in Belgian marine waters. In: Seys, J. (2001). Sea- and coastal bird data as tools in the policy and management of Belgian marine waters. PhD thesis. Universiteit Gent, Gent. pp. 22-39.
- Sherman, K., C. Jones, L. Sullivan, W. Smith, P. Berrien & L. Ejsymont, 1981. Congruent shift in sandeel abundance in western and eastern North Atlantic ecosystems. *Nature* 291: 486-489.
- Spaans, A., 1998. Booming gulls in the Low Countries during the 20<sup>th</sup> Century. *Sula* 12: 121-128.
- Stienen, E.W.M., J. Van Waeyenberghe & H.J.P. Vercruysse, 2002. Zilvermeeuw *Larus argentatus* en Kleine Mantelmeeuw *Larus fuscus* als broedvogel in Vlaanderen. *Natuur.Oriolus* 68: 104-110.
- Stienen, E.W.M., 2006. Living with gulls: trading off food and predation in the Sandwich Tern *Sterna sandvicensis*. PhD thesis. Alterra Scientific Contributions 15. Alterra, Wageningen.
- Stienen, E.W.M., W. Courtens & M. Van de Walle, 2007. Chapter 4. Population dynamics in gulls and terns. In: Jan Vanaverbeke, Wouter Courtens, Klaas Deneudt, Stefan Draisma, Maria Franco, Bart Hellemans, Tine Huyse, Leon Moodley, Karline Soetaert, Dick van Oevelen, Thomas Remerie, Eric Stienen, Edward vanden Berghe, Dries Van den Eynde, Marc Van de walle, Ann Vanreusel, Filip Volckaert, Magda Vincx, 2007. Higher trophic levels in the Southern North Sea 'Trophos'. Final Report Netwerkoevereenkomst EV/02/25A.
- Thompson, P. M., 2006. Identifying drivers of change: did fisheries play a role in the spread of North Atlantic Fulmars? In: Boyd, I., S. Wanless & C. J. Camphuysen (eds.), 2006. Top predators in marine ecosystems: their role in monitoring and management. *Conservation Biology* 12. Cambridge University Press, Cambridge. p. 143-156.
- Tasker, M.L. & R.W. Furness, 1996. Estimation of food consumption by seabirds in the North Sea. In: Hunt, G.L. & R.W. Furness (eds.), 1996. Seabird/fish interactions, with particular reference to seabirds in the North Sea. ICES COöperative Research Report 216. International Council for the Exploitation of the Sea, Copenhagen.
- Tasker, M.L., C.J. Camphuysen, J. Cooper, S. Garthe, W.A. Montevecchi & S.J.M. Blaber, 2000. The impacts of fishing on marine birds. *ICES J. Mar. Sci.* 57: 531–547.



Verboom, B.L., 1991. BEON Bodemverstoringsonderzoek 1990 – discards. Rapport MO 91-01.

Rijksinstituut voor Visserij Onderzoek, IJmuiden.

Walter, U. & P. H. Becker, 1997. Occurrence and consumption of seabirds scavenging on shrimp trawler discards in the Wadden Sea. ICES J. Mar. Sci. 54: 684-694.

#### **4.6 Effecten van de garnalenboomkorvisserij op zeezoogdieren**

*Auteur: Depestele, J.*

Voor de effecten van de garnalenboomkorvisserij op zeezoogdieren wordt verwezen naar het overzicht dat is opgesteld door de ICES-werkgroepen “*Ecosystem effects of fishing*” (WGECO) en “*Fishing Technology and Fish Behaviour*” (WGFTFB). Er werden geen directe effecten van de garnalenboomkorvisserij op zeezoogdieren vastgesteld in de Noordzee of in andere gebieden (ICES, 2006) en op basis van het ontwerp van het vistuig met een heel lage bovenpees, wordt er verwacht dat de bijvangst van zeezoogdieren onbestaande is, hoewel (Commission, 2002) heeft vastgesteld dat ongewenste bijvangst mogelijk is.

#### **4.7 Effecten van de platvisboomkorvisserij op zeezoogdieren**

*Auteur: Depestele, J.*

Er zijn geen publicaties teruggevonden die wijzen op directe effecten op zeezoogdieren in de Noordzee of in andere gebieden waar de boomkorvisserij wordt toegepast. In het kader van Nederlands teruggooi-onderzoek in de periodes 1979-1983; 1989-1990 en 2000-2005 zijn geen incidentele vangsten van walvisachtigen waargenomen (Van Beek, pers. comm. in (van Overzee and Quirijns, 2007). Op basis van het ontwerp van het vistuig met een heel lage bovenpees, wordt er ook verwacht dat de bijvangst van zeezoogdieren onbestaande is, hoewel (Commission, 2002) heeft vastgesteld dat ongewenste bijvangst mogelijk is. Sporadische meldingen kunnen voorkomen, maar zijn eerder uitzondering dan regel.

## 4.8 Effecten van de kieuw- en warrelnetvisserij op zeezoogdieren

Auteur: Depestele, J.

### 4.8.1 Inleiding

De bijvangst van zeezoogdieren als vorm van niet-bedoelde sterfte wordt wereldwijd erkend als één van de meest ernstige bedreigingen voor deze organismen (Dayton *et al.*, 1995). Kieuw- en warrelnetvisserij is één van de visserijen met een aanzienlijke impact (Read *et al.*, 2006). De bijvangst kan de functionaliteit en structuur van mariene systemen op populatie-, gemeenschaps- en ecosysteemniveau beïnvloeden (Crowder and Murawski, 1998; Read *et al.*, 2006). Zeezoogdieren zijn door hun lage fecunditeit kwetsbaar voor uitroeiing. Daarom mag de gecombineerde sterfte, geïnduceerd door visserij en alle andere menselijke invloeden, niet meer dan 1.7% van de geschatte minimumpopulatiegrootte bedragen (IWC, 2000). In bepaalde gevallen vormen bijvangsten door visserij een bedreiging voor populaties, bijv. (D'Agrosa *et al.*, 2000). De effecten van kieuw- en warrelnetvisserij op diverse species zijn echter verschillend. Hier is het de bedoeling om specifiek het effect na te gaan van kieuw- en warrelnetvisserij op tong op de zeezoogdieren van het Belgisch deel van de Noordzee. Zoals uit het hoofdstuk "Onderzoek naar de mogelijkheid om een Biologische Waarderingskaart voor het Belgische deel van de Noordzee te ontwikkelen met zeezoogdieren" blijkt, is de bruinvis (*Phocoena phocoena*) de voornaamste soort. Sinds het begin van de jaren '90 verschuift de populatie van bruinvis meer naar de Zuidelijke Noordzee (Camphuysen, 2004; Haelters and Kerckhof, 2005). Het is dus noodzakelijk om de effecten op deze soort te onderzoeken.

De effecten van kieuw- en warrelnetvisserij onderzoeken op zeezoogdieren heeft vele implicaties. Enkele belangrijke aspecten zijn de distributie van de populatie, op welke schaal de organismen ageren, hun populatiegrootte en -structuur. Voor meer details hierover wordt verwezen naar andere hoofdstukken van dit rapport wat het Belgisch deel van de Noordzee betreft. Om deze informatie in een ruimer kader te plaatsen, wordt verwezen naar de atlas van Reid *et al.*, (Reid *et al.*, 2003) de jaarlijkse rapporten van de ICES Working Group on Marine Mammal Ecology en naar de jaarlijkse rapporten van het *Advisory Committee to ASCOBANS*. In dit hoofdstuk wordt de aandacht enkel gericht op de bijvangst van de bruinvis in kieuw- en warrelnetvisserij.

### 4.8.2 Materiaal & Methoden

Op basis van uitgebreid literatuuronderzoek wordt nagegaan welke publicaties specifieke informatie geven over de bijvangst van bruinvissen in kieuw- en/of warrelnetvisserij. Onderzoek over de bijvangst van andere soorten is irrelevant wegens het specifieke gedrag van bruinvissen en omdat andere soorten slechts beperkt voorkomen op het Belgisch deel van de Noordzee. De studie wordt echter niet beperkt tot warrelnetvisserij op tong, noch tot de Noordzee omdat gebleken is dat er slecht

een beperkt aantal kwantitatieve studies bestaan over de bijvangstproblematiek (Read *et al.*, 2006), met name ook over de bijvangst door kieuw- en warrelnetvisserij op tong.

De bijvangst van zeezoogdieren in kieuw- en warrelnetvisserij kan op verschillende manieren worden ingeschat, maar programma's met onafhankelijke waarnemers worden erkend als enige betrouwbare methode om het niveau van bijvangst in te schatten (CEC, 2001; CEC, 2002; Kaschner, 2003). Hoewel dergelijke programma's verplicht zijn voor landen die onder de EU Habitat Richtlijn vallen, ontbreken ze meestal. Ze kunnen ook worden uitgewerkt door rapporteringen van vissers zelf, maar bijvangsthoeveelheden worden als intrinsiek onbetrouwbaar beschouwd. In Nederland worden programma's met onafhankelijke waarnemers gestart voor de kabeljauw- en tarbotvisserij (Couperus, pers. comm.). Bijvangst-inschattingen aan de hand van strandingen zijn belangrijk voor het identificeren van probleemgebieden en -periodes, maar kunnen niet worden gebruikt voor het inschatten van de grootte van het mogelijke probleem (CEC, 2001; CEC, 2002). Bovendien is het minder evident om deze strandingen te relateren aan de gebruikte métiers. Deze laatste methode wordt zowel in België als in Nederland gebruikt (zie hoofdstuk 2). De literatuur die hier wordt samengebracht, wordt beperkt tot studies die de bijvangst van zeezoogdieren bestuderen aan de hand van programma's met onafhankelijke waarnemers. Voor inschattingen van de bijvangsten aan de hand van strandingen wordt verwezen naar het hoofdstuk 2. De aandacht gaat specifiek uit naar het gebruikte vistuig, veeleer dan naar de grootte van de bijvangsten in diverse zeeën. Anderzijds worden de mogelijke factoren die bijvangst bepalen niet besproken, behalve het verband tussen verschillende types visserij. Het effect van technische variaties als de verdelingsverhouding (*hanging ratio*), stromingen, seizoenen, etc. vallen buiten het kader van deze studie.

#### 4.8.3 Resultaten & discussie

Het is belangrijk om het verband te leggen tussen de types visserij en hun eventuele bijvangst. De bijvangst van bruinvissen in de verschillende visserijen is echter extreem moeilijk te kwantificeren door de grote variatie in types van deze visserijen en door de complexiteit van dergelijke studies. Voor de eigenlijke schattingen aan de bijvangsten voor alle kieuw- en warrelnetvisserijen samen voor bepaalde regio's in het ASCOBANS-gebied wordt verwezen naar de overzichten in (CEC, 2001; CEC, 2002; ICES, 2001). Twee programma's, waarvan één voor de kieuw- en warrelnetvisserij van Ierland en het Verenigd Koninkrijk en één voor de Deense, hebben de bijvangst van bruinvis geschat relatie naar type visserij toe.

Het eerste programma heeft 328 observatiedagen op zee gekend. De reikwijdte en seizoenale verdeling van de observaties worden weergegeven in Tabel 4-7. Er zijn stalen genomen bij het binnenhalen van 2870km netten, wat een totale visserij-inspanning van 55 828 km\*uur geeft.

De ruimtelijke verdeling van de geobserveerde netten voor heek wordt gegeven in Figuur 4-2. Waarnemingen van wrakkenvisserij heeft voornamelijk plaats gevonden in de ICES-rechthoeken 30E4 en 27E2. De warnetten (Eng.: *tangle nets*) zijn gebruikt in de ICES-rechthoeken 28E5, 29E3, 30E1, 30E3 en 29E2.

**Tabel 4-7** - Reikwijdte, seizoenale verdeling van de waarnemingen en de waargenomen visserij-inspanning per type net van kieuw- en warrelnetvisserijen in de Keltische Zee in de periode 1992 - 1994 (Aangepast van Tregenza *et al.* (Tregenza *et al.*, 1997))

Season	Trips		Days at sea		km · h fishing effort		km · h %
	UK	Irish	UK	Irish	UK	Irish	All
Mar–May	10	10	56	31	7838	5366	23.6
Jun–Aug	13	11	58	34	9088	6748	28.4
Sept–Nov	13	10	56	28	11 088	4089	27.2
Dec–Feb	9	9	47	18	7877	3734	20.8
Total	45	40	217	111	35 891	19937	100

Fishing effort	Hake		Net type wreck		Tangle	
	UK	Irish	UK	Irish	UK	Irish
km · set	1591*	1105	21	98	19	—
	37†					
km · h	33 674*	17 599	404	2338	1048	—
	765†					
% all km · h	61.7	31.5	0.7	4.2	1.9	—

\*Double footrope nets.

†Single footrope nets.

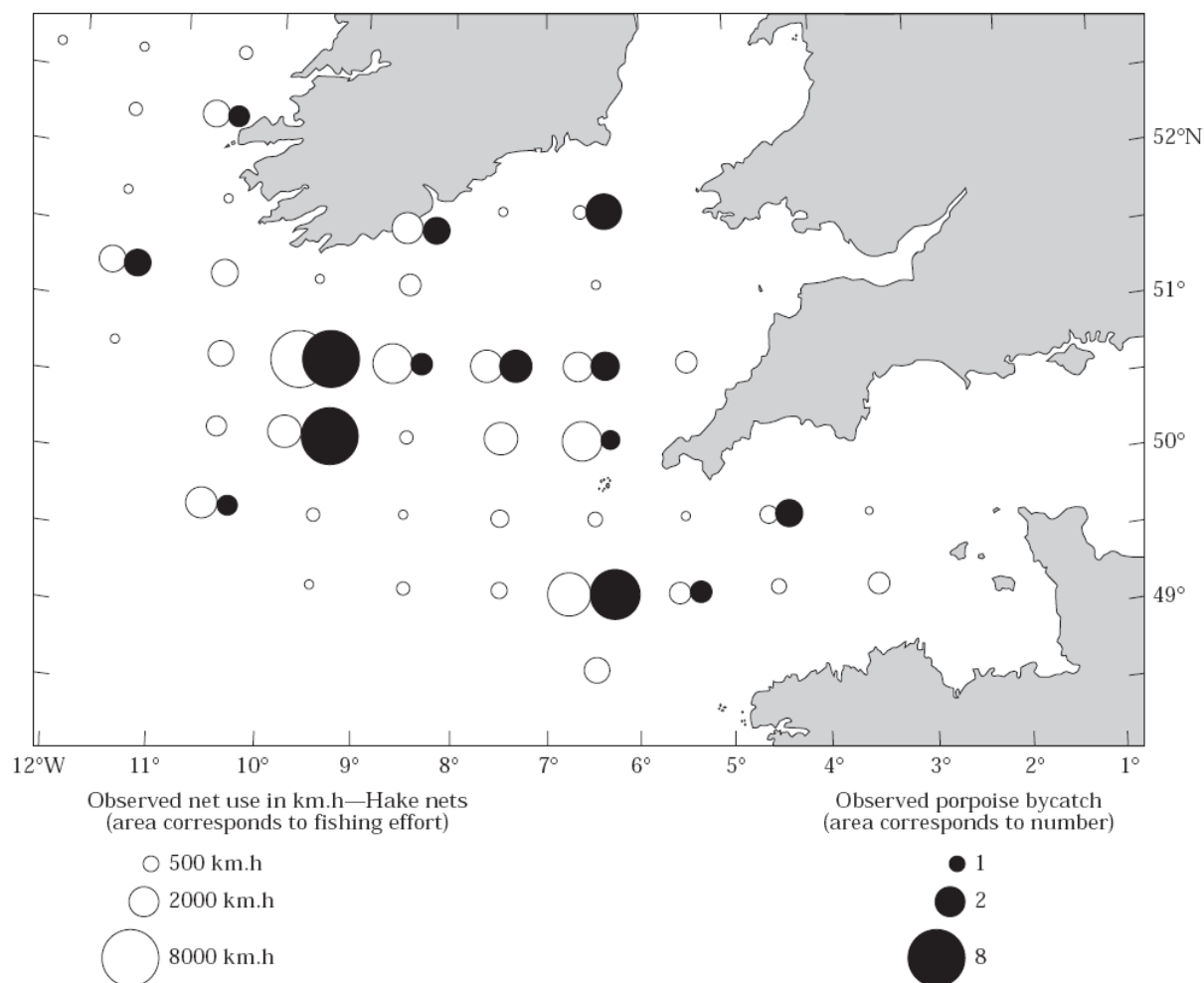
De netten voor heek (*Merluccius merluccius*) hebben de volgende specificaties:

- Maaswijdte: tussen 100 en 150mm
- Nethoogte: tussen 30, 45 en 60 mazen diep (30 mazen diep geeft een nethoogte tot 5m)
- Netlengte: netstukken van 90m worden gecombineerd tot 1600m, Hoewel er veel variatie is in gebruik

De wrakkenetten hebben een maaswijdte van 150mm en zijn relatief kort. Hun doelsoort is pollak (*Pollachius pollachius*). De warnetten hebben grote mazen (tussen 180 en 300mm) en liggen dicht tegen de zeebodem. Hun doelsoorten zijn zeeduivel (*Lophius piscatorius*), roggen (*Raja spp.*) en schaaldieren.

Er zijn 43 bruinvissen en 4 gewone dolfinen (*Delphinus sp.*) bijgevangen tijdens de waarnemingen. Hiervan zijn er 42 dieren bijgevangen in de netten voor heek. Er is 1 bruinvis bijgevangen in de warnetten en geen enkele in de wraknetten. Negatieve binomiale verdelingen hebben een goede *fit* opgeleverd voor de bijvangst van bruinvis per zeereis en per dag. De gemiddelde bijvangst bedraagt 0.53 respectievelijk 0.13 met een variantie van 1.4 en 0.2. geeft de waargenomen bijvangsthoeveelheden in de kieuw- en warrelnetvisserij in de Keltische Zee. Er is geen onderscheid

gemaakt tussen die visserijen, hoewel uit Tabel 4-7 blijkt dat het voornamelijk netten voor heek betreft.



**Figuur 4-2** - Waargenomen visserij-inspanning en bijvangst van bruinvissen in de Keltische Zee in de periode 1992 - 1994, geaggregeerd per ICES-rechthoek (Aangepast van Tregenza *et al.* (Tregenza *et al.*, 1997)).

**Tabel 4-8** - Waargenomen hoeveelheden bijgevangen bruinvis in de kieuw- en warrelnetvisserij in de Keltische Zee in de periode 1992 - 1994

Measure of fishing effort	Fleet	Observed effort	Porpoise by-catch rates		
			Rate	S.E.	c.v. (%)
10 000 km · h	UK	3.59	8.08		
10 000 km · h	Irish	1.99	7.02		
10 000 km · h	All	5.58	7.70		
1000 km net set	All	2.87	15.0		
100 days at sea	UK	2.17	13.4	3.3	25
100 days at sea	Irish	1.11	12.6	3.4	27
100 days at sea	All	3.28	13.1	2.4	19
Trip	UK	42	0.69	0.24	35
Trip	Irish	40	0.35	0.11	31

(Tregenza *et al.*, 1997) hebben ook gezocht naar mogelijke variabelen die de bijvangst bepalen. Seizoenale en geografische verdeling, waterdiepte, de toestand van de zee tijdens het binnenhalen van de netten en de aanvoer hebben geen significante resultaten opgeleverd, de sterkte van de stromingen echter wel. Anderzijds geven de auteurs weer dat de dodelijkheid voor bijvangst in een bepaald type vistuig kan bepaald worden door de relatie:

$$B = k * E * D$$

waarbij

B = waargenomen bijvangst

k = factor voor de “dodelijkheid” van het vistuig voor  
bruinvissen in het studiegebied

E = waargenomen visserij-inspanning, uitgedrukt als  
1000km\*u

D = dichtheid van bruinvissen in het studiegebied,  
uitgedrukt als aantal \* km<sup>-2</sup>

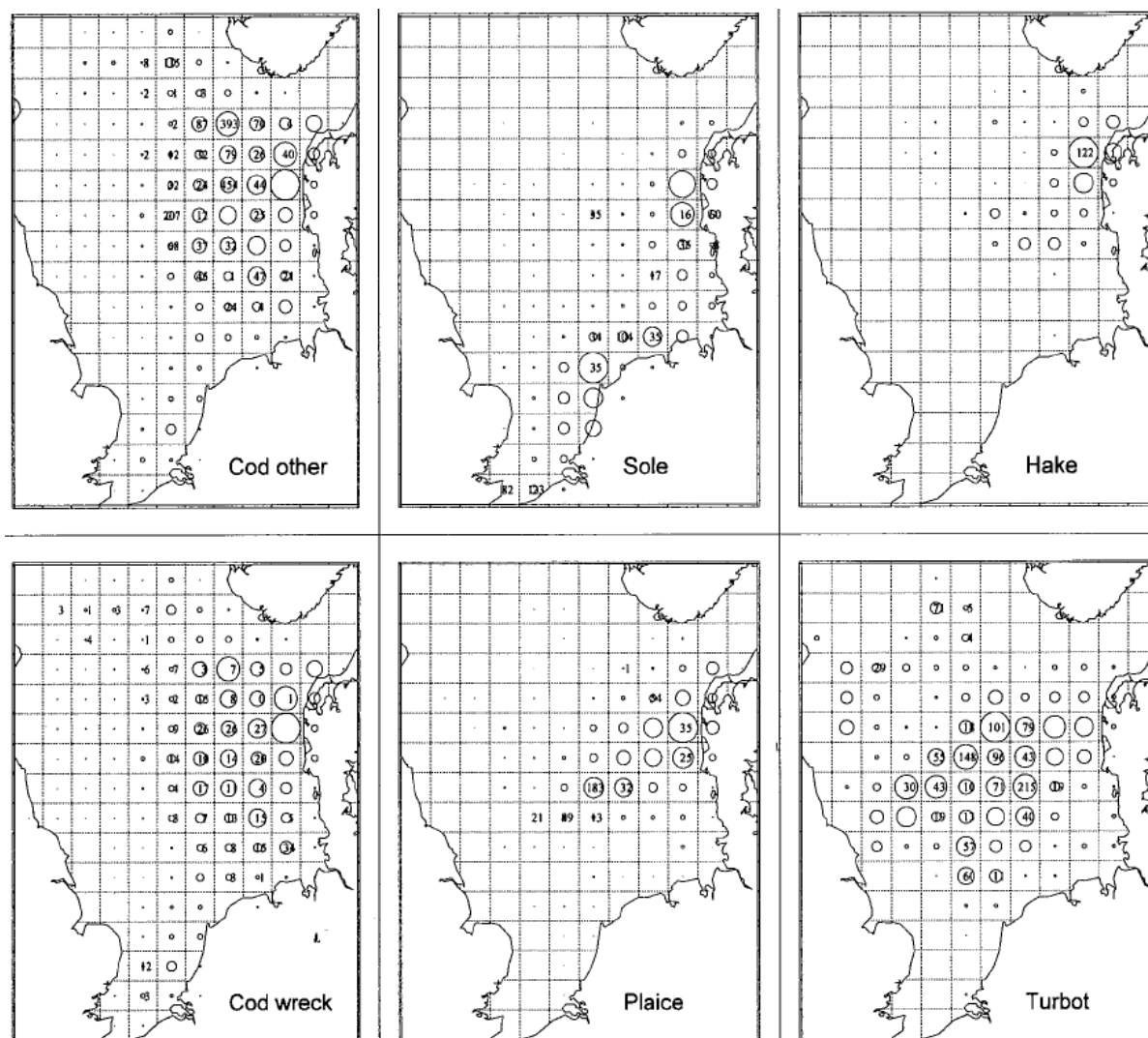
De types netten van de geoberserveerde visserijen hebben een k-waarde van 4.5, wat vergelijkbaar is met die van kieuwnetvisserij voor kabeljauw in het Kattegat (Berggren, 1995), namelijk 4.7. Hoe hoger deze waarde, hoe dodelijker het vistuig is voor bruinvissen in dat studiegebied.

Het tweede programma (Vinther, 1999; Vinther and Larsen, 2004) loopt over een langere periode en levert meer resultaten op die toelaten om parallellen te maken met de kieuw- en warrelnetvisserij in de Zuidelijke Noordzee. In dit programma zijn er in de Noordzee 184 zeereizen geweest over de periode van 1992 tot 2001. Details over de staalname en de bemonsterde vloot staan in Tabel 4-9. Over de volledige periode zijn staalnames gebeurd voor 5500km net. De ruimtelijke verdeling van de staalname-activiteit wordt per visserij gegeven voor de periode van 1992 tot 1998 in Figuur 4-3.



**Tabel 4-9** - De gemiddelde jaarlijkse aanvoer (in ton) voor de Deense Noordzee kieu- en warrelnetvisserij wordt gegeven per visserij en periode. Het corresponderende waarnemersprogramma en het aantal bijgevangen bruinvissen wordt ook gegeven (Aangepast uit Vinther and Larsen (2004).

Fishery and period	Total fleet (mean annual)			Observed fleet (summed for all years)					
	Quarter of the year	Target species landings (tonnes)	Total landings (tonnes)	No. of trips	No. of sampling units	Target species landings (tonnes)	Length of nets (km)	Mean observer coverage (%)	No. of harbour porpoise
Cod (1993-2000)	1	3,241	3,699	18	280	68.5	356	0.3	36
	2	1,965	2,263	14	215	49.4	243	0.3	5
	3	2,296	2,661	58	681	188.3	1,175	1.0	86
	4	2,266	2,571	28	393	144.1	887	0.8	22
Hake (1997)	2-3	90	212	2	32	3.1	122	3.4	4
Plaice (1994-2001)	1	1,607	1,943	9	61	61.6	498	0.5	21
	2	1,217	1,718	12	33	8.5	157	0.1	0
	3-4	479	607	3	3	0.2	7	0.0	0
Sole (1992-2000)	1-4	768	926	22	68	8.2	875	0.1	0
Turbot (1993-2000)	2	280	489	13	110	24.4	945	1.1	78
	3	67	124	5	41	6.2	301	1.2	77
Other (1993-2000)	1-4	-	94	-	-	-	-	-	-
Small vessels	1-4	-	2,500	-	-	-	-	-	-
<b>Total</b>	1-4	14,276	19,807	184	1,917	562.6	5,565		329



**Figuur 4-3** - De staalname-activiteit wordt gegeven als het aantal km netten (tekst) en de totale aanvoer van de vloot van de doelsoort in gewicht (grootte van de cirkels) voor de verschillende Deense kieu- en warrelnetvisserijen in de Noordzee (Aangepast uit Vinther, 1999)

Kieuw- en/of warrelnetvisserij op tong en kabeljauw in de Zuidelijke Noordzee is ook bemonsterd geweest. Tabel 4-15 geeft de karakteristieken van de geobserveerde visserijen. Het gebruikte vistuig stemt overeen met de commercieel gebruikte vistuigen, behalve in de visserij voor schol in de Noordzee, waar de maaswijdte gemiddeld kleiner is, althans voor de Deense vloot (Vinther, 1999).

Er zijn 329 bijgevangen bruinvissen geteld tijdens de waarnemingen. De hoogste bijvangsten zijn waargenomen in de kieuw- en warrelnetvisserij voor kabeljauw en tarbot, die ook het meest zijn bemonsterd (Vinther, 1999). Vinther & Larsen (2004) omvatten dezelfde data, uitgebreid met enkele extra waarnemingen en leveren grotendeels dezelfde conclusie op. De waargenomen kabeljauw- en tarbotvisserijen in de Noordzee in de periode 1992 - 1998 hebben een respectievelijke bijvangst van 140 tot 155 bruinvissen. In de kabeljauwvisserij zijn er 63% van de zeereizen die geen bijvangst hadden, 14% hebben één bijgevangen dier, 18% hebben er 2 tot 5 en 5% van de reizen hebben er meer dan 6 gehad. Voor de tarbotvisserij zijn er 4 van de 17 zeereizen die geen bijvangst hebben gehad. In 7 reizen zijn er minder dan 10 bruinvissen per reis gevangen, terwijl in 5 reizen er 10 tot 15 zijn bijgevangen. De visserij op schol heeft een bijvangst van 21 dieren in 498km net. Uit deze experimenten blijkt dat er geen probleem is qua bijvangst in de tongvisserij tijdens deze studie. Er waren echter weinig bruinvissen aanwezig in de Zuidelijke Noordzee in die periode. Met het toenemende aantal in recente jaren (Hoofdstuk 2) en de andere technische karakteristieken van tongvisserij in de Zuidelijk Noordzee (Hoofdstuk 6) kan deze conclusie niet onwillekeurig overgenomen worden voor het Belgisch Deel van de Noordzee.

**Tabel 4-10** - Karakteristieken van de vistuigen die in de Noordzee zijn geobserveerd. (maaswijdtes, nethoogte en onderdompelingstijd) (Aangepast uit Vinther, 1999)

Type visserij	Maaswijdte (mm)		Nethoogte (aantal mazen)	Onderdompelingstijd (uren)	
	Gemiddelde	CV (%)		Gemiddelde	CV (%)
Kabeljauw	170	8	24.5-30.5	18	53
Heek	126	8	30.5-40.5	18	42
Schol	161	28	9.5-14.5	82	106
Tong	105	10	11.5-14.5	18	102
Tarbot	267	8	6.5-7.5	244	102

Net als Tregenza *et al.*, 1997 heeft (Vinther, 1999) de mogelijke variabelen die bijvangst bepalen onder discussie gebracht. De voornaamste conclusie uit deze studie is dat verschillende types kieuw- en warrelnetvisserij een andere bijvangst veroorzaken. Het verband tussen abundantie en bijvangst, de invloed van andere factoren, als maaswijdte, gebruikt materiaal, nethoogte of een combinatie ervan, is minder gemakkelijk te identificeren.

#### 4.8.4 Conclusie en aanbevelingen

De voornaamste conclusie uit deze literatuurstudie is dat er slechts een beperkt aantal studies zijn uitgevoerd met waarnemers aan boord van vissersvaartuigen. Dit type experimenten levert nochtans de beste kennis op over de mogelijke bijvangst van zeezoogdieren in kieuw- en/of warrelnetten. Diverse variabelen kunnen een rol spelen bij de bijvangst van zeezoogdieren en met name ook bruinvis. Deze variabelen zijn moeilijk algemeen te bepalen, maar een uitgebreider en gerichte literatuurstudie kan hier soelaas brengen. Anderzijds blijkt uit de onderzochte studies met waarnemers dat het vistuig en hiermee gepaard gaand de visserij steeds een cruciale rol speelt in het al dan niet veroorzaken van bijvangsten van bruinvis. Twee Deense studies lijken er op te wijzen dat de bijvangsten van kieuwnetten voor tong geen essentieel probleem vormen voor zeezoogdieren, terwijl kieuwnetvisserij voor kabeljauw en tarbot daarentegen wel vermeld worden als een potentiële bron voor bijvangsten. De nettentvisserij op schol geeft eveneens aanzienlijke bijvangsten, hoewel deze lager zijn dan de kieuwnetvisserij op kabeljauw en tarbot. Met het toenemend aantal bruinvissen in de Zuidelijke Noordzee (vooral in vergelijking met het lage aantal tijdens de Deense studie) en de licht andere karakteristieken van nettentvisserij voor tong van de Belgische zeevisserij ten opzichte van de Deense zeevisserij dient het de aanbeveling om de impact van warrelnetvisserij op zeezoogdieren *in situ* te bestuderen.

#### 4.8.5 Referenties

- Berggren, P., 1995. A preliminary assessment of harbour porpoises in the Swedish Skaggeak, Kattegat and Baltic Seas., Paper SC/47/SM50 submitted to the Scientific Committee of the International Whaling Commission.
- Camphuysen, C.J., 2004. The return of the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in Dutch coastal waters. *Lutra* 47, 113-122.
- CEC, 2001. Incidental catches of small cetaceans. Report of the meeting of the subgroup on fishery and the environment (SGFEN) of the Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries (STECF). In: Communities, C.o.t.E.s (Ed.), SEC(2002) 376, Brussels (Belgium), p. 83.
- CEC, 2002. Incidental catches of small cetaceans. Report of the second meeting of the subgroup on fishery and the environment (SGFEN) of the Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries (STECF). In: Communities, C.o.t.E.s (Ed.), SEC(2002) 1134, Brussels (Belgium), p. 63.
- Commission, E., 2002. Incidental catches of small cetaceans. Report of the Subgroup on Fishery and Environment (SGFEN) of the Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries (STECF). . Commission Staff Working Paper Brussels.
- Crowder, L.B., Murawski, S.A., 1998. Fisheries bycatch: implications for management. *Fisheries Research* 23, 8-17.
- D'Agrosa, C.D., Lennert-Cody, C.E., Vidal, O., 2000. Vaquita bycatch in Mexico's artisanal gillnet fisheries: Driving a small population to extinction. *Conservation Biology* 14, 1110-1119.
- Dayton, P.K., Thrush, S.F., Agardy, M.T., Hofman, R.J., 1995. Environmental effects of marine fishing. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 5, 205-232.
- Haelters, J., Kerckhof, F., 2005. A remarkable increase in the number of stranded harbour porpoises *Phocoena phocoena* at the Belgian coast. In: Mees, J., Seys, J.s (Eds.), VLIZ Young Scientists' Day. VLIZ Special Publication, Brugge, Belgium, p. pp. 39.
- ICES, 2001. Report of the ICES Advisory Committee on Ecosystems, 2001. . pp. 3-14.
- ICES, 2006. Report of the Working Group on Ecosystem Effects of Fishing Activities (WGECO). Copenhagen (Denmark).
- IWC, 2000. Report of the IWC-ASCOBANS working group on harbour porpoise. *Journal of Cetacean Research and Management* 2, 297-305.
- Kaschner, K., 2003. Review of small cetacean bycatch in the ASCOBANS area and adjacent waters – current status and suggested future actions. In: ASCOBANS, R.t.s (Ed.), p. 122.
- Read, A.J., Drinker, P., Northridge, S., 2006. Bycatch of Marine Mammals in U.S. and Global Fisheries. *Conservation Biology* 20, 163-169.

- 
- Reid, J.B., Evans, P.G.H., Northridge, S.P., 2003. Atlas of cetacean distribution in north-west European waters. . Joint Nature Conservation Committee (JNCC), Peterborough, UK.
- Tregenza, N.J.C., Berrow, S.D., Hammond, P.S., Leaper, R., 1997. Harbour porpoise (*Phocoena phocoena* L.) by-catch in set gillnets in the Celtic Sea. ICES J. Mar. Sci. 54, 896-904.
- van Overzee, H., Quirijns, F., 2007. Kamervraag discards in de Nederlandse visserij. p. 36.
- Vinther, M., 1999. Bycatches of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*, L.) in Danish set-net fisheries. J. Cetacean Res. Manage. 1, 123-135.
- Vinther, M., Larsen, F., 2004. Updated estimates of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) bycatch in the Danish North Sea bottom-set gillnet fishery. J. Cetacean Res. Manage. 6, 19-24.

#### **4.9 Milieu-effecten van de garnalen- en platvisboomkorvisserij door spookvissen**

*Auteur: Depestele, J.*

Er is geen onderzoek teruggevonden dat het effect van verloren boomkorren bespreekt. Er worden suggesties gemaakt in diverse studies over de impact van actief vistuig. (Breen, 1990; Brown *et al.*, 2005) stellen dat actief vistuig weinig tot geen effecten teweeg brengen. Sleepnetten, sleeplijnvisserij en ringzegens worden virtueel inert na verlies. Daardoor worden er wellicht slechts verwaarloosbare aantallen organismen gevangen. Het verlies van vistuig veroorzaakt veeleer pollutie, dan sterfte van niet-doelsoorten. (Brown *et al.*, 2005) bevestigen dat de grotere diameter van synthetisch multifilament garen, dat algemeen gebruikt wordt in sleepnetten, de sleutelfactor is die visserijsterfte beperkt. De zichtbaarheid van dit garen is groter en door de grotere dikte kunnen vissen het ook gemakkelijker waarnemen. Op grotere dieptes wordt het vistuig dan nog eens bedekt door slib, wat het ook meer waarneembaar maakt. Er wordt verondersteld dat veel van dit verloren vistuig voor meer habitat zorgt voor onder meer kabeljauw. Ze creëren een aanhechtingssubstraat voor benthische invertebraten zoals hydroïden en zee-anemonen.

## 4.10 Milieu-effecten van kieuw- en warrelnetvisserij door spookvissen

Auteur: Depestele, J.

### 4.10.1 Inleiding

In tegenstelling tot actief vistuig bestaat bij kieuw- en warrelnetvisserij het risico op spookvissen. Dit betekent dat het vistuig de mogelijkheid heeft om te blijven vissen, zonder dat de visser controle heeft over zijn vistuig of dus wanneer het vistuig verloren is gegaan (Breen, 1990). Het onderwerp is halverwege de jaren '80 voor het eerst aan bod gekomen als “*de sterfte van vissen en andere organismen die plaatsvindt nadat alle controle over het vistuig is verloren door de visser*”. De definitie kan uitgebreid worden met praktijken waarbij excessief lange onderdompelingstijden worden toegepast, wat meestal beperkt is tot enkele diepwatervisserijen voor bijvoorbeeld zeeduivel en haaien in de Noordoost-Atlantische Oceaan. Spookvissen komt voor als passief vistuig verloren is, achtergelaten wordt en als het commercieel belangrijke soorten en niet-commerciële soorten blijft vangen. “Spooktuig” kan ook benthische habitats beschadigen, pollutieproblemen veroorzaken wanneer het aan land aanspoelt, verstrikt raken in propulsiesystemen en zo veiligheidsproblemen veroorzaken. Dit onderwerp is slechts beperkt bestudeerd geweest en er is op Europees vlak nog steeds geen duidelijkheid over haar omvang (Brown *et al.*, 2005). In Noord-Amerika zijn er enkele studies geweest (Carr *et al.*, 1992), terwijl er voor de Europese wateren slechts in de jaren '90 drie grote projecten zijn geweest:

1. CONTRACT No. 94/095 – *Incidental Impacts of Gill Nets* [FANTARED (= ‘redes fantasma’s’ of ‘spooknet’ in het Spaans)];
2. EU Study Contract FAIR CT98-4338 – *A Study to identify, quantify and ameliorate the impacts of static gear lost at sea* [FANTARED 2] (MacMullen *et al.*, 2004);
3. DEEPNET (Hareide *et al.*, 2005).

Enquêtering bij vissers en *in situ*-onderzoek in deze projecten heeft informatie over de volgende onderwerpen opgeleverd:

- Het belang en de oorzaken van nettenverlies.
- Gebieden waar nettenverlies een probleem vormt.
- Pogingen om verloren netten te recupereren met hun graad van succes.
- Operationele factoren die nettenverlies veroorzaken.
- Graad van interactie tussen verschillende visserijmethodes.

### 4.10.2 Materiaal & Methoden

Op basis van de projectrapporten (Hareide *et al.*, 2005; MacMullen and al, 2004), overzichtspublicaties van deze projecten (Brown *et al.*, 2005; Dunlin, 2000) en wetenschappelijke

publicaties die uit FANTARED 2 zijn voort gekomen en gepubliceerd zijn in een *special issue* van “*Fisheries Research, 64*” in 2003,

- Worden de oorzaken van nettenverlies aangehaald (zie ook het hoofdstuk 6)
- Wordt vermeld welke milieu-effecten gekend zijn bij het verlies van vistuig.
- Wordt het vangstmechanisme bij spookvissen beschreven, samen met de factoren die een invloed hebben op de vangsthoeveelheden.
- Worden de evolutie van het net en de vangsthoeveelheden gegeven voor enkele relevante visserijen in de Noordzee en het Engels Kanaal.
- 

### **4.10.3 Resultaten & discussie**

#### **4.10.3.1 Oorzaken en invloedsfactoren van verlies**

Kieuw- en warrelnetten kunnen verloren gaan door verschillende redenen. Het afknotten van de ankers of de markeerboeien doordat ze onder water scheuren tijdens het binnenhalen, vooral bij harde substraten, of door conflicten met actieve visserijmethoden, wordt door vissers als de meest voorkomende oorzaak geciteerd als verlies van visnetten (Revill and Dunlin, 2003). (MacMullen and al, 2004) stellen bovendien dat het verlies van visnetten op ‘open’ grond vooral afhankelijk is van de interactie met mobiel vistuig. Zo zijn er jaarlijks conflicten tussen Nederlandse boomkorvaartuigen en Franse nettenvissers voor de Noord-Franse kust. Proportioneel gezien is het verlies van visnetten het grootst bij visnetten op ‘open’ visgrond. Het verlies wordt meestal veroorzaakt door gesleept vistuig. De relatie tussen Belgische kieuw- en warrelnetvisserij en actieve visserijmethodes wordt besproken in het hoofdstuk 6.2. Een andere voorname reden van nettenverlies, namelijk het scheuren of ‘vasthaken’ van de netten op de bodem komt vooral voor in gebieden met ruwe bodem en sterke stroming. Dit is bijvoorbeeld het geval voor de Groenlandse heilbotvisserij in Noorwegen (Humborstad *et al.*, 2003). Dit type van nettenverlies komt ook voor bij wrakkenvisserij (Revill and Dunlin, 2003). Slechte weersomstandigheden worden tevens als oorzaak voor nettenverlies vermeld. Deze verliezen komen echter minder frequent voor, omdat vissers zich via het weerbericht bewust zijn van slechte weersomstandigheden en het vissen dan meestal vermijden. Verrassende omschakelingen in het weer kunnen echter toch tot verlies leiden. Tot slot zouden netten kunnen gebroken worden door mariene zoogdieren of grote vissen (Breen, 1990), hoewel deze oorzaak in recentere publicaties niet aangehaald wordt. Anderzijds melden (MacMullen and al, 2004) wel dat het verlies ook kan bepaald worden doordat te veel netten uitgezet worden, i.e. meer netten dan eigenlijk op regelmatig tijdstip kunnen worden ingehaald. (Brown *et al.*, 2005) vatten de oorzaken samen in afnemende volgorde van belang:

- Conflicten met andere sectoren, voornamelijk gesleept vistuig.
- Visserij in diepe zeeën.



- Visserij in slechte weersomstandigheden en/of op harde substraten.
- Visserij met zeer lange netten.
- Visserij met meer vistuig dan er regelmatig kan worden opgehaald.

Voor uitgebreide en meer gedetailleerde informatie over de oorzaken en de hoeveelheid van netverlies, de Europese visgronden waar verlies al dan niet veelvuldig voorkomt, de invloedsfactoren van netverlies, de interactie met andere (actieve) visserijmethoden, etc. wordt verder verwezen naar (Brown *et al.*, 2005; Hareide *et al.*, 2005; MacMullen and al, 2004).

#### **4.10.3.2 Milieu-effecten van verlies**

##### ***Gekende milieu-effecten van verloren vistuig***

De mogelijke effecten van verloren kieuw- en warrelnetten op het milieu zijn:

- De blijvende vangst van doelsoorten.
- De blijvende vangst van niet-doelsoorten, schaal- en schelpdieren.
- Verstremeling van zeevogels en -zoogdieren in de verloren netten.
- Inname van afval van de netten door mariene fauna.
- Fysische impact van het vistuig op het bentisch milieu.
- Afval van het verloren vistuig in het marien milieu.

##### ***Vangstmechanisme, vangsthoeveelheden en invloedsfactoren van spookvissen***

De vangstefficiëntie van het net wordt bepaald door de evolutie van het vistuig in de tijd. Het verticale profiel en de zichtbaarheid zijn de voornaamste factoren. Maaswijdte is eveneens belangrijk, maar minder dan de twee vorige. Andere factoren zijn gerelateerd aan de omgeving, zoals de diepte, het type zeebodem, de frequentie van stormen, de stromingen en begroeiing. Hoewel kieuw- en warrelnetten heel verscheidene karakteristieken hebben en in een brede waaier van omgevingskarakteristieken worden gebruikt, volgen de vangsten van spooknetten hetzelfde patroon. Doorheen de tijd varieert de soortensamenstelling van de vangst. Oorspronkelijk wordt de doelsoort gevangen, hierna vermindert de selectiviteit doordat de netten opgerold raken en worden er meer niet-commerciële vissoorten gevangen. Eens de vissen dood zijn, zorgen ze er voor dat het net volledig ineen valt en een groot aantal aasetende crustaceën aantrekken die eveneens in het vistuig verstrikt raken. De schaal- en schelpdieren vervangen de vissoorten als voornaamste onderdeel van de vangst. Hierop volgt een continue cyclus van vangst, ontbinding en aantrekking van andere soorten zolang het vistuig in min of meerdere mate intact blijft (Pawson, 2003). De mate en het patroon van deze cyclus varieert heel sterk volgens de omgevingsomstandigheden.

Op stenige zeebodem kunnen kieuw- en warrelnetten een bijna horizontale configuratie behouden met een zeker verticaal profiel (tot een meter hoog) als ze rond rotsige formatie vast komen te zitten (Carr, 1988) in (Brown *et al.*, 2005). Afhankelijk van de werking van de milieu-elementen kunnen de vangsten tot nul terugvallen na 8 tot 11 maanden (Erzini *et al.*, 1997).

Op “open” visgronden is er een sterke initiële terugval van de nethoogte, waarna er een lang uitgerekte periode volgt waarbij de nethoogte traag terugvalt. Door de vangst en begroeiing is er verdere degradatie en verwarring van het net. De vangsten kunnen blijven duren, maar zijn meestal verwaarloosbaar. Netten die in de buurt van of over wrakken worden uitgezet, hebben de neiging om snel te degraderen of op te rollen in de structuur van het wrak, wat resulteert in gereduceerde vangsthoeveelheden binnen enkele maanden na het uitzetten. De effectieve vistijd was in vele gevallen in de FANTARED-studie niet meer dan 6 tot 12 maanden.

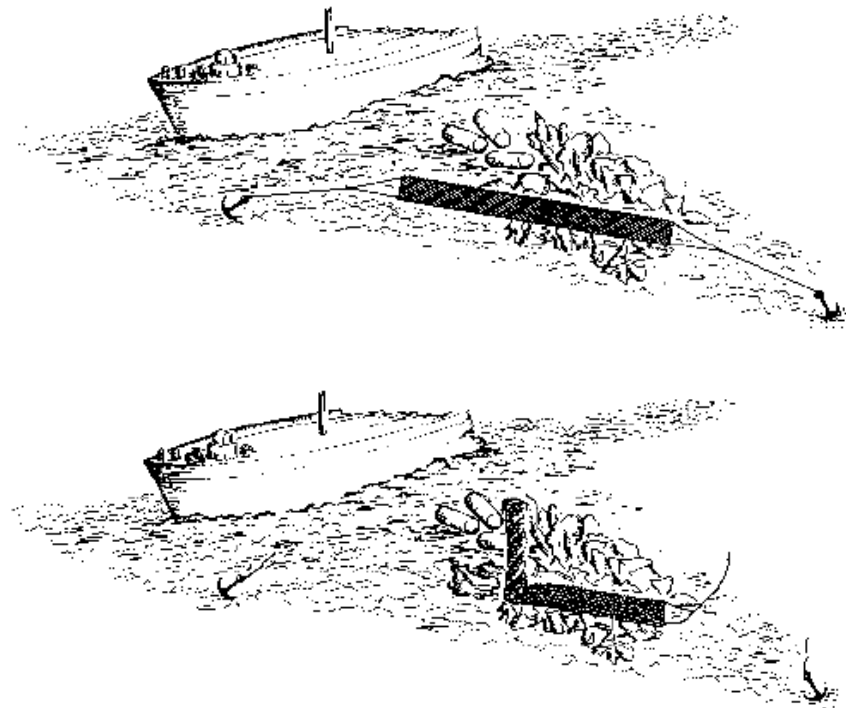
In ondiepe gebieden zullen wind en getijdenstromingen ervoor zorgen dat het net sneller verward en opgerold raakt. In diepere wateren is de invloed van getijden en wind lager, waardoor de mogelijkheid om vis te vangen minder snel terugvalt (Brown *et al.*, 2005; Pawson, 2003). Anderzijds vermelden (Kaiser *et al.*, 1996) dat verloren netten vast kunnen zitten tussen stenen en/of wrakken waardoor hun vangstcapaciteit ook in hoogdynamische gebieden hoger kan blijven. Aanhechting van mariene organismen (Eng.: “*marine fouling*”) door koloniserende organismen verhoogt de zichtbaarheid van het net, waardoor de vangstefficiëntie in de tijd vermindert (Erzini *et al.*, 1997). Tot slot is de manier waarop netten verloren geraken belangrijk in de bepaling van de mate waarin netten blijven vissen. Netten die als gevolg van conflict tussen visserijen verloren geraken, hebben slechts een lage vangstefficiëntie doordat ze oprollen wanneer er door wordt gesleept (Brown *et al.*, 2005). De vangst van spooknetten kan aanzienlijk zijn, afhankelijk van de samenstelling van de lokale fauna, het habitat type en de omgevingsvariabelen zoals getijden en het weer.

### ***Evolutie van het net en vangsthoeveelheden van verloren vistuig in de Noordzee en het Engels Kanaal***

Er zijn twee studies die het effect van nettenverlies rapporteren in de Noordzee en het Engels Kanaal (Kaiser *et al.*, 1996; MacMullen and al, 2004; Revill and Dunlin, 2003). De eerste studie heeft gebruik gemaakt van een duikers- en ROVprogramma aan de Noord-Oostkust van Engeland. Dit heeft de resten van 27 kieuwnetten opgeleverd, die verdeeld waren over 7 van de 11 wrakken. Er zaten echter geen levende organismen gevangen in deze netten. Anderzijds zijn één kieuwnet over een wrak en één warrelnet op open grond van 15 tot 25m diep uitgezet en met opzet verlaten (i.e. ‘verloren’).

Beide netten toonden een verlies aan van de fysische visvangstcapaciteit van meer dan 50% tijdens de eerste weken onder water. Het net op de open grond spoelde vrij snel aan, terwijl het wrakkennet in situ bleef en verder viste met een verminderende capaciteit over twee jaar. In deze studie is de

vangstcapaciteit vooral geëvalueerd aan de hand van de fysische eigenschappen van het visnet. Voor het kieuwnet op het wrak bleek dat het tijdens het twee jaar durende onderzoek in zijn originele positie bleef doordat het op diverse punten vastgehecht zat aan het wrak (Figuur 4-4; Figuur 4-5).



**Figuur 4-4** - Simulatie van het verlies van een kieuwnet (Aangepast uit (MacMullen and al, 2004)). De bovenste Figuur geeft de positie van het net weer ten opzichte van het wrak, terwijl de onderste Figuur het effect van 5 weken verlies aangeeft (na het doorsnijden van de bevestiging aan de ankers)



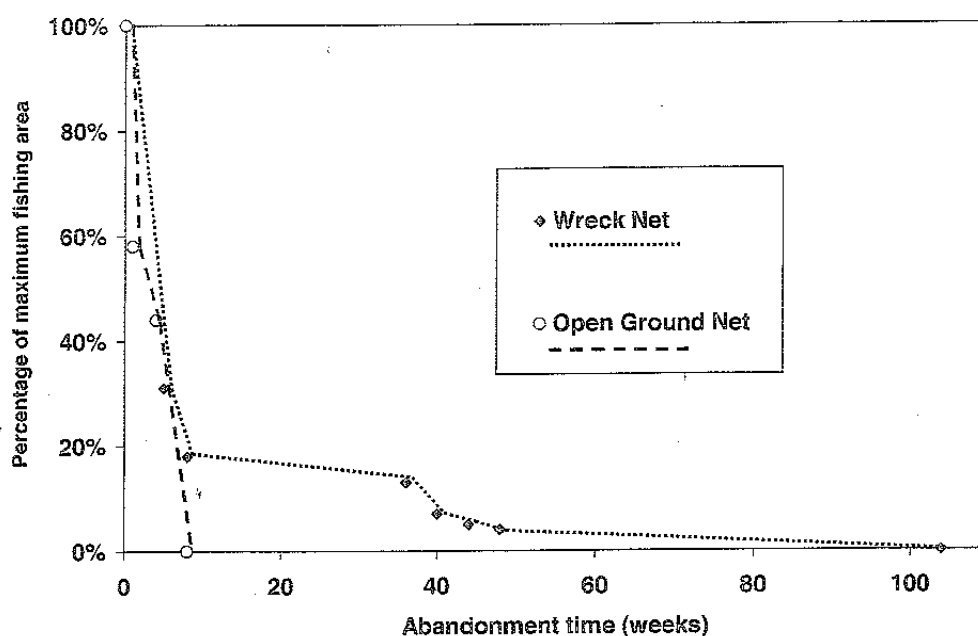
**Figuur 4-5** - Resten van een wraknet op het wrak Pandora (Aangepast uit (MacMullen and al, 2004))



**Figuur 4-6** - Fysische degradatie van het wraknet (sketches zijn gebaseerd op fysische metingen en onderwaterfilm) (Revell and Dunlin, 2003)

De fysische visvangstcapaciteit is na 10 weken al gereduceerd tot 18% van zijn oorspronkelijke capaciteit (Figuur 4-6). Hierna is het verlies aan visvangstcapaciteit gedaald. Na twee jaar is die capaciteit gereduceerd tot nul, vooral omwille van de degradatie van de structurele integriteit. De meest voorkomende vorm van schade aan het verloren net waren gebroken mazen met losse of half vasthangende oppervlakten van vrije mazen die spiraalsgewijs zijn opgerold en smalle bundels hebben gevormd. Het uiteinde van het net is maar in beperkte mate opgerold. Sommige delen van het net zaten vast op het wrak, terwijl andere horizontaal en dicht tegen de zeebodem lagen. Af en toe was de grond- en/of bovenpees gebroken op diverse plaatsen. De fysische degradatie van het net bleek veroorzaakt te zijn door het samenspel van getijdenstromingen en contact met het wrak. Hoewel het net zijn oorspronkelijke positie behield, ving het slechts weinig organismen na 9 maanden. Wegens het voorkomen van een aanzienlijk aantal wrakken in het Belgische deel van de Noordzee, en wegens de bovenstaande conclusies, is de mogelijkheid bekeken om de KBIN/BMM/VLIZ duikcampagnes te gebruiken voor de inschatting van spookvissen rond de wrakken (Annex 5).

Het warrelnet dat op 'open' visgrond geplaatst werd, verloor 50% van zijn fysische visvangstcapaciteit binnen 7 dagen, een graad van vermindering die verder ging totdat het na 58 dagen aan de kust aanspoelde doordat het van het vrijblijvende anker los was geraakt. Het verlies van visvangstcapaciteit was vooral te wijten aan het vormen van een spiraalvormig uiteinde langs de vrije zijde van het net.



**Figuur 4-7** - De viscapaciteit voor een warrelnet op "open" visgrond en voor een enkelwandig kieuwnet dat in de buurt van een wrak wordt geplaatst (Revill and Dunlin, 2003). De fysische integriteit van het "open" visgrond-net, gemeten aan de hand van de fysische visoppervlakte, wordt na enkele weken al verwaarloosbaar, terwijl het wraknet snel maar in mindere mate terugvalt.

De vangsten van beide ‘verloren’ vistuig werden eveneens vergeleken. Ondanks de verschillende gebieden waar de netten werden getest, konden er toch trends worden vastgesteld. Beide visnetten vangen zowel rondvis, platvis als crustacea. De vangsthoeveelheden van rondvis waren in de beginstadia van ‘verlies’ het hoogst in beide netten, wanneer er een grotere netoppervlakte beschikbaar was. De vangsten bestonden hoofdzakelijk uit kabeljauw (*Gadus morhua*), schol (*Pleuronectes platessa*), schar (*Limanda limanda*), tong (*Solea solea*) en *Cancer pagurus*. Het aantal verstrikt geraakte crustacea is in beide netten veel hoger dan het aantal vis en hun aantal daalde niet zo snel als dat van de vissen. De vangstgegevens duiden aan dat het warrelnet op ‘open’ visgrond snel ineffectief wordt voor het vangen van rondvis, terwijl een zekere vangstcapaciteit voor crustacea en platvis voor een langere periode blijft. De vangst van crustacea steeg totdat het net losbrak van zijn anker en aanspoelde aan land. De vangst van crustacea in het wraknet daalde met de tijd en bereikte nul tussen één en twee jaar onder water met een maximum na vijf weken. Het geobserveerde aantal rondvis in het wraknet was klein vergeleken met het warrelnet op ‘open’ visgrond, maar dat kan te wijten zijn aan het experimenteel proefopzet en/of aan de verschillende visgronden. Voor beide netten werd tevens vastgesteld dat de zichtbaarheid toenam door de aanwezigheid van algen zoals *Polysiphonia*, *Ulva* en *Plocamium*.

De klemtoon van deze studie lag op de evaluatie van de visvangstcapaciteit door fysische metingen. De vangsten (biologische metingen) bleken echter in parallel met de (fysische) visvangstcapaciteit te dalen in beide netten, hoewel crustacea ondanks de afname van fysische visvangstcapaciteit, toch nog verstrikt raken in de netten. De conclusie uit deze studie is dat er weinig bewijs bestaat dat verloren visnetten langs de Noord-Oost kust van Engeland op lange termijn bijdragen tot een gevaar voor vispopulaties. Hun visvangstcapaciteit blijkt snel te verminderen, i.e. binnen enkele maanden. De variabelen die bepalen dat de visvangstcapaciteit beperkt is, zijn de constructie en plaatsing van het net, de tijd onder water en fysische energieniveaus van het omringende water.

De nettenuisserij ter hoogte van de Britse eilanden is onderzocht in FANTARED-1 (Kaiser *et al.*, 1996). In deze studie zijn tevens twee types staande netten, een kieuw- en een warrelnet, onderzocht op het vangstcapaciteiten na ‘verlies’. De netten werden door commerciële vissers uitgezet op ongeveer 1000m buiten de kustzone ter hoogte van een rotsachtige kustgebied in het Zuid-Westen van Wales. Eén netuiteinde werd losgesneden om netverlies te simuleren. De netten visten verder voor 9 maanden. Duikers hebben via directe observatie, fotografie en videobeelden de vangsten onderzocht.

Enkele uren nadat de netten geplaatst waren, werd een groot aantal hondshaaien (*Scyliorhinus canicula*) gevangen, waardoor het net in elkaar viel. Binnen één dag werden er twee crustacea-soorten aangetrokken tot de dode en rottende vissen in het net, namelijk grote spinkrab (*Maja squinado*) en Noordzeekrab (*Cancer pagurus*). Veel van deze organismen werden tevens gevangen in het netwerk en dienden als voedingsbron voor opruimers. Andere gevangen soorten zijn zwemkrab (*Liocarcinus*

*sp.*), kathaai (*Scyliorhinus stellaris*), gladde haai (*Mustelus mustelus*), gewone zeester (*Asterias rubens*), ijszeester (*Marthasterias glacialis*) en brokkelster (*Ophiothrix fragilis*). Sommige van deze crustacea raakten eveneens verstrikt en stierven, waarop een series van vangsten tijdens de observatieperiode volgde. De vangsthoeveelheden verminderden enkele dagen na het uitzetten, waarschijnlijk door de reductie van de effectieve visoppervlakte van het net. De resultaten duiden aan dat verloren vistuig gedurende negen maanden na het uitzetten nog steeds crustacea vangt. De auteurs concluderen dat de totale vangst van de biota tijdens de levensduur van het net aanzienlijk kunnen zijn, zoals in deze studie, maar dat de vangst afhankelijk is van de lokale fauna, het habitat type en de milieu-omstandigheden op de site.

#### 4.10.4 Conclusie

Het nettenverlies is voor verschillende visserijen en gebieden onderzocht in FANTARED-1 en FANTARED-2 (MacMullen and al, 2004). Doorheen de verschillende experimenten werd beslist dat volgende algemene conclusies voor spookvissen kunnen worden genomen.

- De oorzaken van het verlies van vistuig zijn consistent, voorspelbaar en kwantificeerbaar, maar deze aspecten en de evolutie van de netten en hun vangsten zijn visserijspecifiek. Het is bijgevolg belangrijk om per visserij te concluderen of spookvissen een belangrijk economisch en/of biologisch struikelblok kan zijn. Voor sommige visserijen zal verder onderzoek nodig zijn, maar veelal kunnen conclusies genomen worden uit analogie met andere visserijen. Door een evaluatie van de invloedsfactoren kan eveneens een beeld gevormd worden.
- Uit jarenlange ervaringen van Noors onderzoek blijkt dat verloren visnetten in diep water verscheidene jaren blijven vissen. Bovendien blijkt voor sommige gebieden dat conflicten met gesleept vistuig en bijgevolg de hoeveelheden verloren vistuig aanzienlijk zijn. Spookvissen bleek dan ook een ernstig probleem.
- Analoog aan het voorgaande werd vastgesteld dat er significante problemen zijn in de visserijen op hellingen vanaf 400m diepte in de Noordoost-Atlantische wateren. (Hareide *et al.*, 2005) tonen aan dat er heel grote hoeveelheden vistuig verloren gaan en dat een gebrek aan effectief beheer leidt tot afnemende populaties van de doelsoorten (Hareide *et al.*, 2005).
- Spookvissen is bij kustvisserij, i.e. visserijen met een waterdiepte lager dan 200m, geen groot probleem. De levensduur van verloren netten is beperkt en de vangsthoeveelheden zijn heel laag vergeleken met de teruggooi door sleepnetten.

Uit de studies van visserijen die het meest overeenkomsten vertonen met de tongenvisserij in de Zuidelijke Noordzee wordt verwacht dat spookvissen weinig problemen zal veroorzaken voor de vispopulaties. Wegens sterke stromingen en ondiep water wordt verwacht dat de vangsten van

warrelnetten snel terugvallen, i.e. binnen enkele weken (Revill and Dunlin, 2003). In de Zuidelijke Noordzee is dit wellicht na enkele dagen wegens hogere dynamica. Anderzijds concluderen (Kaiser *et al.*, 1996) dat de totale vangst van biota tijdens de levensduur van het net aanzienlijk kunnen zijn. De vangst is evenwel afhankelijk van de lokale fauna, het habitat type en de milieu-omstandigheden.

#### 4.10.5 Referenties

- Anon, 2007. Managing Fisheries to Conserve Groundfish and Benthic Invertebrate Species Diversity (MAFCONS). p. 838.
- Anon., 1990. Effects of beam trawl fishery on the bottom of the North Sea., p. 57.
- Anon., 2002a. Reduction of Adverse Environmental Impact of Demersal Trawls (REDUCE). . In: National University of Ireland, G., Ierland.s (Ed.), p. 257.
- Anon., 2002b. Workshop on the Effects of Fishing Gear on Marine Habitats off the Northeastern United States. Boston, Massachusetts, USA, p. 86.
- Auster, P.J., Langton, R.W., 1999. The effects of fishing on fish habitat. p. 150-187. Fish habitat: essential fish habitat and rehabilitation. American Fisheries Society, Symposium 22. Benaka, L., Bethesda, Maryland.
- Auster, P.J., Malatesta, R.J., Langton, R.W., Watling, L., Valentine, P.C., Donaldson, C.L.S., Langton, E.W., Shepard, A.N., Babb, I.G., 1996. The impacts of mobile fishing gear on seafloor habitats in the Gulf of Maine (Northwest Atlantic): Implications for conservation of fish population. . Reviews in Fisheries Science 4, 185-202.
- Berggren, P., 1995. A preliminary assessment of harbour pospoises in the Swedish Skaggerak, Kattegat and Baltic Seas., Paper SC/47/SM50 submitted to the Scientific Committee of the Interantional Whaling Commission.
- Berghahn, R., Vorberg, R., 1997. Shrimp fisheries and nature conservation in the national park 'Wadden Sea of Schleswig-Holstein' – impact, possible conflicts of interests and their prevention. p. 197.
- Bergman, M.J.N., Duineveld, G.C.A., Lavaleye, M.S.S., 2005. Long term closure of an area to fisheries at the Frisian Front in the (SE North Sea ): effects on the bottom fauna. NIOZ, Den Burg, Texel (The Netherlands), p. 18.
- Bergman, M.J.N., Hup, M., 1992. Direct effects of beamtrawling on macrofauna in a sandy sediment in the southern North Sea. ICES J. Mar. Sci. 49, 5-11.
- Bergman, M.J.N., van Santbrink, J.W., 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, 1321–1331.
- Blyth, R.E., Kaiser, M.J., Edwards-Jones, G., Hart, P.J.B., 2004. Implications of a zoned fishery management system for marine benthic communities. Journal of Applied Ecology 41, 951-961.



- Breen, P.A., 1990. A review of ghost fishing by traps and gillnets. In: Shomura, R.S., Goldfrey, M.L.s (Eds.), Proceedings of the Second International Conference on Marine Debris NOAA Technical Memorandum NOAA-TM-NMFS-SWFSC 154., Honolulu, Hawaii, pp. 571-599.
- Brown, J., Macfadyen, G., Huntington, T., Magnus, J., Tumilty, J., 2005. Ghost Fishing by Lost Fishing Gear. Institute for European Environmental Policy / Poseidon Aquatic Resource Management Ltd joint report.
- Buhs, F., Reise, K., 1997. Epibenthic fauna dredged from tidal channels in the Wadden Sea of Schleswig-Holstein: spatial patterns and a long-term decline. *Helgolander Meeresuntersuchungen* 51, 343-359.
- Cabral, H.N., Teixeira, C.M., Gamito, R., Costa, M.J., 2002. Importance of discards of a beam trawl fishery as input of organic matter into nursery areas within the Tagus estuary. *Hydrobiologia* 475/476, 449-455.
- Callaway, R., Alsvag, J., de Boois, I., Cotter, J., Ford, A., Hinz, H., Jennings, S., Kroncke, I., Lancaster, J., Piet, G., Prince, P., Ehrich, S., 2002. Diversity and community structure of epibenthic invertebrates and fish in the North Sea. *ICES J. Mar. Sci.* 59, 1199-1214.
- Camphuysen, C.J., 2004. The return of the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in Dutch coastal waters. *Lutra* 47, 113-122.
- Carr, H., Blott, A., Caruso, P., 1992. A study of ghost gillnets in the inshore waters of southern New England. . Marine Technology Society, Washington, DC., pp. 361-367
- Carr, H.A., 1988. Long term assessment of a derelict gillnet found in the Gulf of Maine, Oceans '88. Proceedings of the Marine Technology Society, pp. 984-986.
- CEC, 2001. Incidental catches of small cetaceans. Report of the meeting of the subgroup on fishery and the environment (SGFEN) of the Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries (STECF). In: Communities, C.o.t.E.s (Ed.), SEC(2002) 376, Brussels (Belgium), p. 83.
- CEC, 2002. Incidental catches of small cetaceans. Report of the second meeting of the subgroup on fishery and the environment (SGFEN) of the Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries (STECF). In: Communities, C.o.t.E.s (Ed.), SEC(2002) 1134, Brussels (Belgium), p. 63.
- Chuenpagdee, R., Morgan, L.E., Maxwell, S.M., Norse, E.A., Pauly, D., 2003. Shifting gears: assessing collateral impacts of fishing methods in the U.S. waters. *Frontiers in Ecology and the environment* 10, 517-524.
- Collie, J.S., Hall, S.J., Kaiser, M.J., Poiner, I.R., 2000. A quantitative analysis of fishing impacts on shelf-sea benthos. *Journal of Animal Ecology* 69, 785-798.
- Commission, E., 2002. Incidental catches of small cetaceans. Report of the Subgroup on Fishery and Environment (SGFEN) of the Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries (STECF). . Commission Staff Working Paper

Brussels.

- Craeymeersch, J.A., Piet, G.J., Rijnsdorp, A.D., 2004. Community structure and production of the macrobenthic infauna in relation to the microdistribution of trawling effort. . p. 10.
- Craeymeersch, J.A., Piet, G.J., Rijnsdorp, A.D., Buijs, J., 2000. Distribution of macrofauna in relation to the micro-distribution of trawling effort. In: Kaiser, M.J., de Groot, S.J.s (Eds.), The effects of fishing on non-target species and habitats: biological, conservation and socio-economic issues. Fishing News Books, pp. 187-197.
- Creutzberg, F., Duineveld, G.C.A., van Noort, G.J., 1987. The effect of different numbers of tickler chains on beam trawl catches. *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer* 43, 159-168.
- Crowder, L.B., Murawski, S.A., 1998. Fisheries bycatch: implications for management. *Fisheries Research* 23, 8-17.
- D'Agrosa, C.D., Lennert-Cody, C.E., Vidal, O., 2000. Vaquita bycatch in Mexico's artisanal gillnet fisheries: Driving a small population to extinction. *Conservation Biology* 14, 1110-1119.
- Dayton, P.K., Thrush, S.F., Agardy, M.T., Hofman, R.J., 1995. Environmental effects of marine fishing. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 5, 205-232.
- de Groot, S.J., 1984. The impact of bottom trawling on benthic fauna of the North Sea. *Ocean Management* 9, 177-190.
- de Groot, S.J., Apeldoorn, J., 1971. Some experiments on the influence of the beam trawl on the bottomfauna. .
- de Groot, S.J., Lindeboom, H.J., 1994. Environmental impact of bottom gears on benthic fauna in relation to natural resources management and protection of the North Sea. . Netherlands Institute for Sea Research. .
- Depestele, J., Van Craeynest, N., Fonteyne, R., Polet, H., 2005. Inventarisatie Actief Vistuig. Project 'Innovatiecentrum Duurzame en Ecologisch Visserij' (IDEV). CLO-DVZ, p. 152.
- Dinmore, T.A., Duplisea, D.E., Rackham, B.D., Maxwell, D.L., Jennings, S., 2003. Impact of a large-scale area closure on patterns of fishing disturbance and the consequences for benthic communities. *ICES Journal of Marine Science* 60, 371-380.
- Dunlin, G., 2000. A model of European-wide cooperation between industry and the establishment. Proceedings of the International Marine Debris Conference On Derelict fishing Gear And The Ocean Environment, Hawaiï Convention Center Honolulu, Hawaiï.
- Duplisea, D.E.J., S.; Warr, K.J.; Dinmore, T.A. , 2002. A size-based model of the impacts of bottom trawling on benthic community structure. *Can. J. Fish. Aquat. Sci./J. Can. Sci. Halieut. Aquat.* 55, 1785-1795.
- Ehrich, S., Stransky, C., 1999. Fishing effects in northeast Atlantic shelf seas: patterns in fishing effort, diversity and community structure. VI. Gale effects on vertical distribution and structure of a fish assemblage in the North Sea. *Fisheries Research* 40, 185-193.

- Erzini, K., Monteiro, C.C., Ribeiro, J., Santos, M.N., Gaspar, M.B., Monteiro, P., Borges, R., 1997. An experimental study of gill net and trammel net 'ghost fishing' off the Algarve (southern Portugal). *Marine Ecology Progress Series* 158, 257-265.
- Frid, C.L.J., Hall, S.J., 2001. Ecological quality objectives for benthic communities: if we protect the habitat do we need to do more? , *Proceedings ICES ASC ICES*, Copenhagen, Denmark., Oslo, Norway, p. 15.
- Frid, C.L.J., Harwood, K.G., Hall, S.J., Hall, J.A., 2000. Long-term changes in the benthic communities on North Sea fishing grounds. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 1303-1309.
- Gilkinson, K., Dawe, E., Forward, B., Hickey, B., Kulka, D., Walsh, S., 2006. A Review of Newfoundland and Labrador Region Research on the Effects of Mobile Fishing Gear on Benthic Habitat and Communities. In: Secretariat, C.S.A.s (Ed.), *Research Document 2006/055*. Department of Fisheries and Oceans, Science Branch and Fisheries and Aquaculture Management Branch, St-John, Canada, p. 26.
- Gilkinson, K.D., Gordon, D.C., Jr., MacIsaac, K.G., McKeown, D.L., Kenchington, E.L.R., Bourbonnais, C., Vass, W.P., 2005. Immediate impacts and recovery trajectories of macrofaunal communities following hydraulic clam dredging on Banquereau, eastern Canada. *ICES J. Mar. Sci.* 62, 925-947.
- Gordon, D.C.J., Kenchington, E.L.R., Gilkinson, K.D., 2006. A review of Maritimes Region research on the effects of mobile fishing gear on benthic habitat and communities. In: Secretariat, C.S.A.s (Ed.), *Research Document 2006/056*, p. 45.
- Graham, M., 1955. Effect of trawling on animals of the sea bed. *Papers in Marine Biology and Oceanography*. pp. 1-6.
- 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.
- Gray, J.S., Dayton, P., Thrush, S., Kaiser, M.J., 2007a. Fishing for facts on the environmental effects of trawling and dredge fisheries: Reply to Løkkeborg. *Marine Pollution Bulletin* 54, 497–500.
- Gray, J.S., Dayton, P., Thrush, S., Kaiser, M.J., 2007b. From policy to practice in developing ecologically sustainable fisheries: Reply to Valdimarsson? *Marine Pollution Bulletin* 54, 491–493.
- Greenstreet, S.P.R., Spence, F.E., McMillan, J.A., 1999. Fishing effects in northeast Atlantic shelf seas: patterns in fishing effort, diversity and community structure. V. Changes in structure of the North Sea groundfish species assemblage between 1925 and 1996. *Fisheries Research* 40, 153-183.
- Grift, R., E., Tulp, I., Clarke, L., Damm, U., McLay, A., Reeves, S., Vigneau, J., Weber, W., 2004. Assessment of the ecological effects of the Plaice Box. Report of the European Commission Expert Working Group to evaluate the Shetland and Plaice boxes. , p. 121 p.

- Groenewold, S., Fonds, M., 2000. Effects on benthic scavengers of discards and damaged benthos produced by the beam-trawl fishery in the southern North Sea. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 1395-1406.
- Haelters, J., Kerckhof, F., 2005. A remarkable increase in the number of stranded harbour porpoises *Phocoena phocoena* at the Belgian coast. In: Mees, J., Seys, J.s (Eds.), *VLIZ Young Scientists' Day*. VLIZ Special Publication, Brugge, Belgium, p. pp. 39.
- Hall, J.A., 1999. *The Effects of Fishing on Marine Ecosystems and Communities*. Blackwell Science, Oxford.
- Hareide, N.R., Garnes, G., Rihan, D., Mulligan, M., Tyndall, P., Clark, M., Connolly, P., Misund, R., McMullen, P., Furevik, D., Humborstad, O.D., Høydal, K., Blasdale, T., 2005. A preliminary Investigation on Shelf Edge and Deepwater Fixed Net Fisheries to the West and North of Great Britain, Ireland, around Rockall and Hatton Bank., p. 47.
- Hiddink, J.G., Hutton, T., Jennings, S., Kaiser, M.J., 2006a. Predicting the effects of area closures and fishing effort restrictions on the production, biomass, and species richness of benthic invertebrate communities. *ICES J. Mar. Sci.* 63, 822-830.
- Hiddink, J.G., Jennings, S., Kaiser, M.J., Queir, s, A.M., Duplisea, D.E., Piet, G.J., 2006b. Cumulative impacts of seabed trawl disturbance on benthic biomass, production, and species richness in different habitats. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63, 721-736.
- Hinz, H., Kroncke, I., Ehrich, S., 2004. Seasonal and annual variability in an epifaunal community in the German Bight. *Marine Biology* 144, 735-745.
- Humborstad, O.-B., Løkkeborg, S., Hareide, N.-R., Furevik, D.M., 2003. Catches of Greenland halibut (*Reinhardtius hippoglossoides*) in deepwater ghost-fishing gillnets on the Norwegian continental slope. *Fisheries Research* 64, 163-170.
- ICES, 2000. Report of the Working Group on Ecosystem Effects of Fishing Activities., Copenhagen (Denmark), p. 93.
- ICES, 2001. Report of the ICES Advisory Committee on Ecosystems, 2001. . pp. 3-14.
- ICES, 2002. Report of the Working Group on the Ecosystem Effects of Fishing Activities., Copenhagen (Denmark), p. 193.
- ICES, 2003. Report of the Working Group on the Ecosystem Effects of Fishing Activities., Copenhagen (Denmark), p. 193.
- ICES, 2006. Report of the Working Group on Ecosystem Effects of Fishing Activities (WGECO). Copenhagen (Denmark).
- ICES, 2007a. Report of the ICES-FAO Working Group on Fish Technology and Fish Behaviour (WGFTFB). Dublin, Ireland, p. 197.
- ICES, 2007b. Report of the Working Group on Ecosystem Effects of Fishing Activities (WGECO). Copenhagen (Denmark).

- IWC, 2000. Report of the IWC-ASCOBANS working group on harbour porpoise. *Journal of Cetacean Research and Management* 2, 297-305.
- Jennings, S., Dinmore, T.A., Duplisea, D.E., Warr, K.J., Lancaster, J.E., 2001a. Trawling disturbance can modify benthic production processes. *Journal of Animal Ecology* 70, 459-475.
- Jennings, S., Kaiser, M.J., 1998. The effects of fishing on marine ecosystems. *Adv. Mar. Biol.* 34, 201-352.
- Jennings, S., Kaiser, M.J., Reynolds, J.D., 2001b. *Marine fishery ecology*. Blackwell Science, Oxford (UK).
- Jennings, S., Tracy, A., Dinmore, D., Duplisea, E., Karema, J., Warr, J., Lancaster, E., 2001c. Trawling Disturbance Can Modify Benthic Production Processes  
*The Journal of Animal Ecology* 70, 459-475.
- Johnson, K.A., 2002. A review of national and international literature on the effects of fishing on benthic habitats. . NOAA Technical Memorandum NMFS-F/SPO-57, p. 72.
- Kaiser, M.J., 1998. Significance of Bottom-Fishing Disturbance. *Conservation Biology* 12, 1230-1235.
- Kaiser, M.J., Bullimore, B., Newman, P., Lock, K., Gilbert, S., 1996. Catches in 'ghost fishing' set nets. *Marine ecology progress series* 145, 11-16.
- Kaiser, M.J., Clarke, K.R., Hinz, H., Austen, M.C.V.S., Somerfield, P.J., Karakakki, I., 2006. Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. . *Mar. Ecol. Progr. Ser.* , 1-14.
- Kaiser, M.J., Collie, J.S., Hall, S.J., Jennings, S., Poiner, I.R., 2002. Modification of marine habitats by trawling activities: prognosis and solutions. *Fish and Fisheries* 3, 114-136.
- Kaiser, M.J., de Groot, S.J., 2000. The effects of fishing on non-target species and habitats: biological, conservation and socio-economic issues. *Fishing News Books*.
- Kaiser, M.J., Edwards, D.B., Armstrong, P.J., Radford, K., Lough, N.E.L., Flatt, R.P., Jones, H.D., 1998. Changes in megafaunal benthic communities in different habitats after trawling disturbance. *ICES Journal of Marine Science*, 353–361.
- Kaiser, M.J., Ramsay, K., Richardson, C.A., Spence, F.E., Brand, A.R., 2000a. Chronic fishing disturbance has changed shelf sea benthic community structure. *Journal of Animal Ecology* 69, 494-503.
- Kaiser, M.J., Spence, F.E., Hart, P.J.B., 2000b. Fishing-Gear Restrictions and Conservation of Benthic Habitat Complexity. *Conservation Biology* 14, 1512-1525.
- Kaiser, M.J., Spencer, B.E., 1996. The effects of beam-trawl disturbance on infaunal communities in different habitats. *Journal of Animal Ecology* 65, 348-358.
- Kaschner, K., 2003. Review of small cetacean bycatch in the ASCOBANS area and adjacent waters – current status and suggested future actions. In: ASCOBANS, R.t.s (Ed.), p. 122.
- Kuzmin, S., Sundet, J.H., 2000. Joint report for 2000 on the red king crab (*Paralithodes camtschaticus*) investigations in the Barents Sea. Basic requirements for management of the

- stock. Report to the 29th Session of the Mixed Russian-Norwegian Fisheries Commission. . p. 24.
- Lindeboom, H.J., 2005. Comparison of Effects of Fishing with Effects of Natural Events and Non-Fishing Anthropogenic Impacts on Benthic Habitats. In: Benthic Habitats and the Effects of Fishing (Eds. P.W. Barnes & J.P. Thomas) American Fisheries Society Symposium.
- Lindeboom, H.J., de Groot, S.J., 1998. The effects of different types of fisheries on the North Sea and Irish Sea benthic ecosystems. .
- Linnane, A., Ball, B., Munday, B., van Marlen, B., Bergman, M., Fonteyne, R., 2000. A REVIEW OF POTENTIAL TECHNIQUES TO REDUCE THE ENVIRONMENTAL IMPACT OF DEMERSAL TRAWLS. Dublin, p. 43.
- Løkkeborg, S., 2005. Impacts of trawling and scallop dredging on benthic habitats and communities. FAO, Rome, p. 58.
- Løkkeborg, S., 2007. Insufficient understanding of benthic impacts of trawling is due to methodological deficiencies – A reply to Gray et al. (2006). *Marine Pollution Bulletin* 54, 494-496.
- MacMullen, P.H., al, e., 2004. Fantared 2, A study to identify, quantify and ameliorate the impacts of static gear lost at sea – the final report of EU Study Contract FAIR2 CT98 4338.
- Nédélec, C., 1996. Fishing gear in the European Community. Luxembourg.
- Paschen, M., Richter, U., Köpnick, W., 1999. Trawl Penetration in the Seabed (TRAPESE). .
- Pawson, M.G., 2003. The catching capacity of lost static fishing gears: introduction. *Fisheries Research* 64, 101-105.
- Pearce, J.B., 1999. Fish Habitat: Essential Fish Habitat and Rehabilitation L. Benaka (ed.) 1999. American Fisheries Society, Bethesda, MD, USA. Price US \*\$50.00, ISBN 1-888569-12-3, 480 pp. *Marine Pollution Bulletin* 38, 1264-1264.
- Philippart, C.J.M., 1998. Long-term impact of bottom fisheries on several by-catch species of demersal fish and benthic invertebrates in the south-eastern North Sea. *ICES J. Mar. Sci.* 55, 342-352.
- Piet, G.J., Rijnsdorp, A.D., Bergman, M.J.N., van Santbrink, J.W., Craeymeersch, J., Buijs, J., 2000. A quantitative evaluation of the impact of beam trawling on benthic fauna in the southern North Sea. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 1332-1339.
- Pitkitch, E.K., Santora, C., Babcock, E.A., Bakun, A., others, a., 2004. Ecosystem-based fishery management. *Science* 305, 346–347.
- Queirós, 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. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 335, 91-103.
- Read, A.J., Drinker, P., Northridge, S., 2006. Bycatch of Marine Mammals in U.S. and Global Fisheries. *Conservation Biology* 20, 163-169.

- Reid, J.B., Evans, P.G.H., Northridge, S.P., 2003. Atlas of cetacean distribution in north-west European waters. . Joint Nature Conservation Committee (JNCC), Peterborough, UK.
- Revill, A.S., Dunlin, G., 2003. The fishing capacity of gillnets lost on wrecks and on open ground in UK coastal waters. *Fisheries Research* 64, 107-113.
- Rice, J., 2006. Impacts of Mobile Bottom Gears on Seafloor Habitats, Species, and Communities: A Review and Synthesis of Selected International Reviews. In: Secretariat, C.S.A.s (Ed.), Research Document 2006/057. Canadian Science Advisory Secretariat, Science Branch, Ottawa, Canada, p. 39.
- Riesen, W., Reise, K., 1982. Macrobenthos of the subtidal Wadden Sea: revisited after 55 years. *Helgolander Meeresuntersuchungen* 35, 409-423.
- Rijnsdorp, A.D., Buys, A.M., Storbeck, F., Visser, E.G., 1998. Micro-scale distribution of beam trawl effort in the southern North Sea between 1993 and 1996 in relation to the trawling frequency of the sea bed and the impact on benthic organisms. *ICES J. Mar. Sci.* 55, 403-419.
- Rijnsdorp, A.D., van Leeuwen, P.I., 1996. Changes in growth of North Sea plaice since 1950 in relation to density, eutrophication, beam-trawl effort, and temperature. *ICES Journal of Marine Science* 53, 1199-1213.
- Rogers, S.I., Kaiser, M.J., Jennings, S., 1998. Ecosystem effects of demersal fishing: a European perspective. In: Dorsey, E.M., Pederson, J.s (Eds.), *Effects of fishing gear on the sea floor of New England.*, pp. 68-78.
- Rose, C., Carr, A., Ferro, D., Fonteyne, R., MacMullen, P., 2000. Using gear technology to understand and reduce unintended effects of fishing on the seabed and associated communities: background and potential directions. pp. 106-122.
- Rumohr, H., Kujawski, T., 2000. The impact of trawl fishery on the epifauna of the southern North Sea. *ICES J. Mar. Sci.* 57, 1389-1394.
- Rumohr, H., Schomann, H., Kujawski, T., 1994. Environmental impact of bottom gears on benthic fauna in the German Bight. Pages 75–86 in de Groot, S.J. and Lindeboom, H.J. (eds.), *Environmental impact of bottom gear on benthic fauna in relation to natural resources management and protection of the North Sea.* NIOZ Rapport 1994–11, Texel, The Netherlands.
- Schratzberger, M., Dinmore, T.A., Jennings, S., 2002. Impacts of trawling on the diversity, biomass and structure of meiofauna assemblages. *Mar. Biol.*, 83-93.
- Sundet, J.H., 1999. Bifangst av kongekrabbe i garn- og linefisket i 1999. *Fiskeriforskning*, p. 14.
- Thrush, S.F., Dayton, P.K., 2002. Disturbance to marine benthic habitats by trawling and dredging: implications for marine biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 33, 449-473.
- Thrush, S.F., Hewitt, J.E., Cummings, V.J., Dayton, P.K., 1995. The impact of habitat disturbance by scallop dredging on marine benthic communities: what can be predicted from the results of experiments? *Marine Ecology Progress Series* 129, 141-150.

- Thrush, S.F., Hewitt, J.E., Cummings, V.J., Dayton, P.K., Cryer, M., Turner, S.J., Funnell, G.A., Budd, R.G., Milburn, C.J., Wilkinson, M.R., 1998. DISTURBANCE OF THE MARINE BENTHIC HABITAT BY COMMERCIAL FISHING: IMPACTS AT THE SCALE OF THE FISHERY. *Ecological Applications* 8, 866-879.
- Tregenza, N.J.C., Berrow, S.D., Hammond, P.S., Leaper, R., 1997. Harbour porpoise (*Phocoena phocoena* L.) by-catch in set gillnets in the Celtic Sea. *ICES J. Mar. Sci.* 54, 896-904.
- Valdemarsen, J.W., Suuronen, P., 2002. Modifying fishing gears to achieve ecosystem objectives. In: FAOs (Ed.). FAO, Rome, Italy, p. 21.
- Valdimarrson, G., 2007. Trawling the sea bed (Sheppard, 2006). *Marine Pollution Bulletin* 54, 489-490.
- van Overzee, H., Quirijns, F., 2007. Kamervraag discards in de Nederlandse visserij. p. 36.
- Vinther, M., 1999. Bycatches of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*, L.) in Danish set-net fisheries. *J. Cetacean Res. Manage.* 1, 123-135.
- Vinther, M., Larsen, F., 2004. Updated estimates of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) bycatch in the Danish North Sea bottom-set gillnet fishery. *J. Cetacean Res. Manage.* 6, 19-24.
- Vorberg, R., 2000. Effects of shrimp fisheries on reefs of *Sabellaria spinulosa* (Polychaeta). *ICES J. Mar. Sci.* 57, 1416-1420.
- Watling, L., 2005. The global destruction of bottom habitats by mobile fishing gear. In: Norse, E.A., Crowder, L.B.s (Eds.), *Marine conservation biology: the science of maintaining the sea's biodiversity.*, pp. 198-210.



## **5. Hiaten in kennis over de effecten van warrelnet- en boomkorvisserij op zeevogels, benthos en zeezoogdieren.**

*Auteur: Depestele, J.*

Uit de hiervoor vermelde studies blijkt dat diverse effecten van warrelnet- en boomkorvisserij nog onvoldoende begrepen zijn. Hieronder worden de hiaten weergegeven die in de toekomst verder bestudeerd moeten worden.

De kennis over de effecten van kieuw- en warrelnetvisserij die verder onderzocht moeten worden voor het Belgisch deel van de Noordzee om kwantificeerbare resultaten te kunnen voorleggen en met zekerheid te kunnen stellen of er een milieu-impact is, zijn:

- De bijvangst en teruggooi van benthische invertebraten is in kieuw- en warrelnetvisserij onvoldoende gekend. Anekdotische informatie stelt dat deze beperkt is, maar enkel kwantificeerbare informatie kan hier uitsluitsel geven.
- De bijvangst van duikende zeevogels in kieuw- en/of warrelnetten wordt anekdotisch vermeld op het Belgisch deel van de Noordzee. Het is niet duidelijk of dit effect een potentieel probleem vormt.
- De teruggooi van vissoorten op het Belgisch deel van de Noordzee is niet gekend. De invloed op zeevogelpopulaties is kleiner dan van boomkorvisserij, maar de mogelijke bijdrage van kieuw- en warrelnetvisserij tot het voedselaanbod van zeevogels is onvoldoende gekend.
- De analyse van gestrande bruinvissen duidt aan dat bijvangst in nettvisserij voorkomt in het voorjaar. Door het stijgende aantal zeezoogdieren in de laatste jaren kan bijvangst een probleem veroorzaken. Dit is sterk afhankelijk van het type kieuw- en/of warrelnetvisserij. Een programma met zeegaande waarnemers moet hier uitsluitsel bieden.

De huidige kennis over de effecten van boomkorvisserij is uitgebreider, hoewel er nog enkele hiaten moeten ingevuld worden vooraleer concrete beleidsondersteunende besluiten genomen kunnen worden.

- De sterfte van benthische invertebraten door boomkorvisserij is vooral gericht op de sterfte in het sleeppad. De sterfte door de vangst en teruggooi is echter onvoldoende in kaart gebracht in overzichtspublicaties.
- De sterfte van benthische invertebraten door boomkorvisserij is geëvalueerd voor zanderige habitats en modderig zand, maar is onvoldoende gekend voor andere habitats. Een analyse van andere invloedsvariabelen kan tevens verdere beleidsbeslissingen ondersteunen.
- De sterfte van benthische invertebraten moet verder in verband gebracht worden met de kennis over benthische gemeenschappen op het Belgisch deel van de Noordzee opdat de

---

impact van boomkorvisserij op benthische invertebraten kwantificeerbaar kan worden gemaakt.

- Enkel de korte-termijneffecten van de boomkorvisserij op benthos zijn bestudeerd. Lange-termijneffecten, onder meer bepaald door de *resilience* en het herstel van organismen na passage van de boomkor is slechts heel beperkt bestudeerd.
- Het in kaart brengen van de teruggooi van boomkorvisserij is nodig op het Belgisch deel van de Noordzee, opdat de invloed van boomkorvisserij duidelijk en kwantificeerbaar zou kunnen worden ingeschat.

## **6. Huidige en mogelijke geografische verspreiding van de visserij-inspanning**

### **6.1 Mogelijkheden tot het vaststellen geografische verspreiding van de huidig toegepaste visserijmethodes**

*Auteurs: Hostens, K., Moulaert, I.*

#### **6.1.1 Inleiding**

Op het Belgisch deel van de Noordzee (BNZ) worden verschillende visserijmethodes toegepast. Zoals hierboven gezien vormt de boomkorvisserij, opgesplitst in grote boomkorschepen (>300 pK) en kleine eurokotters (<275 pK), het belangrijkste vlootsegment van de Belgische visserij. Over het algemeen kan worden gesteld dat dit ook de belangrijkste visserijmethode is op het BNZ. De boomkorvloot richt zich voornamelijk op platvissen zoals schol en tong, met bijvangst van o.a. kabeljauw. De wekkerkettingen en kettingmatten voor het net hebben een grote fysische impact op de zeebodem. De boomkorvisserij is ook gekenmerkt door hoge bijvangsten van ondermaatse commerciële vis en niet-commerciële vissen en ongewervelden.

Naast de boomkorvisserij is er een vlootsegment dat actief op grijze garnaal vist. Garnalen worden eveneens gevangen met een boomkor, maar met een bollenpees i.p.v. wekkerkettingen of kettingmatten voor het net. Deze 'bollen' rollen over de bodem om de garnalen op te schrikken. De fysische impact van een garnaalennet op de zeebodem is daardoor veel kleiner en de impact op de bodemfauna wordt ook als gering beschouwd. Wel is er sprake van een aanzienlijke bijvangst, die echter een vrij hoge overlevingskans heeft na teruggooi, o.a. door verbeterde verwerkingsmethodes aan boord van de garnaalschepen.

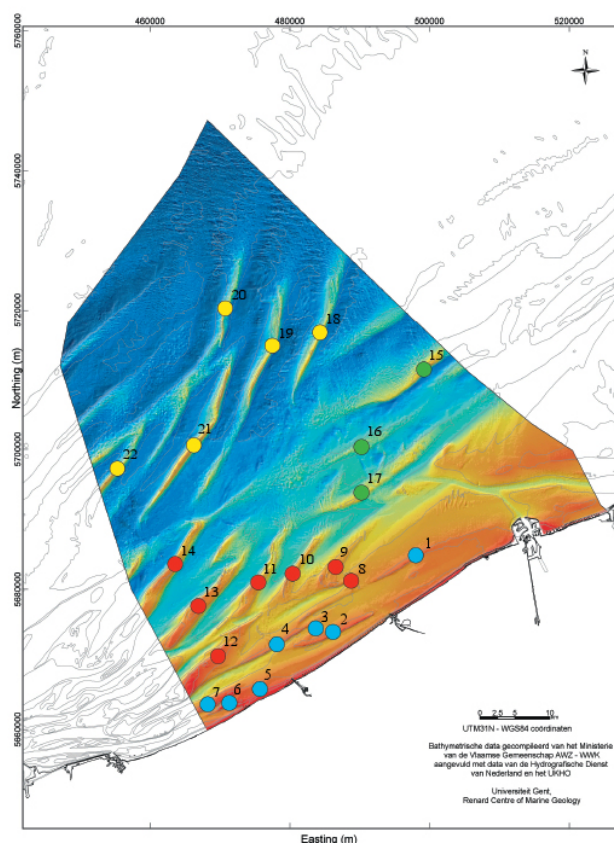
In de Zuidelijke Bocht zijn ook enkele schepen actief in de borden- en warrelnetvisserij. De doelsoorten voor de bordenvisserij zijn opnieuw tong en schol. Afhankelijk van het seizoen vissen de warrelnetters op tong, zeebaars of kabeljauw.

Naast de commerciële visserij is er ook nog de sportvisserij. In België bestaat deze recreatieve visserij uit (1) het zeehengelen en het hengelen vanaf de kustlijn, (2) de garnaalvisserij met kleine sleepnetten (met sloepen < 8 m) en kruinetten en (3) de passieve visserij met vaste netten (o.a. warrelnetten, verankerde kieuwnetten en fuiken).

Het doel van deze taak is het in kaart brengen van de geografische verspreiding van de verschillende visserijmethodes (locatie, frequentie) die worden toegepast op het Belgisch deel van de Noordzee (BNZ). Daarbij willen we een idee krijgen van de totale visserij inspanning op het BNZ, niet alleen van de Belgische vloot, maar ook van schepen die onder andere vlaggen in dit gebied operationeel zijn.

### 6.1.2 Materiaal & Methoden

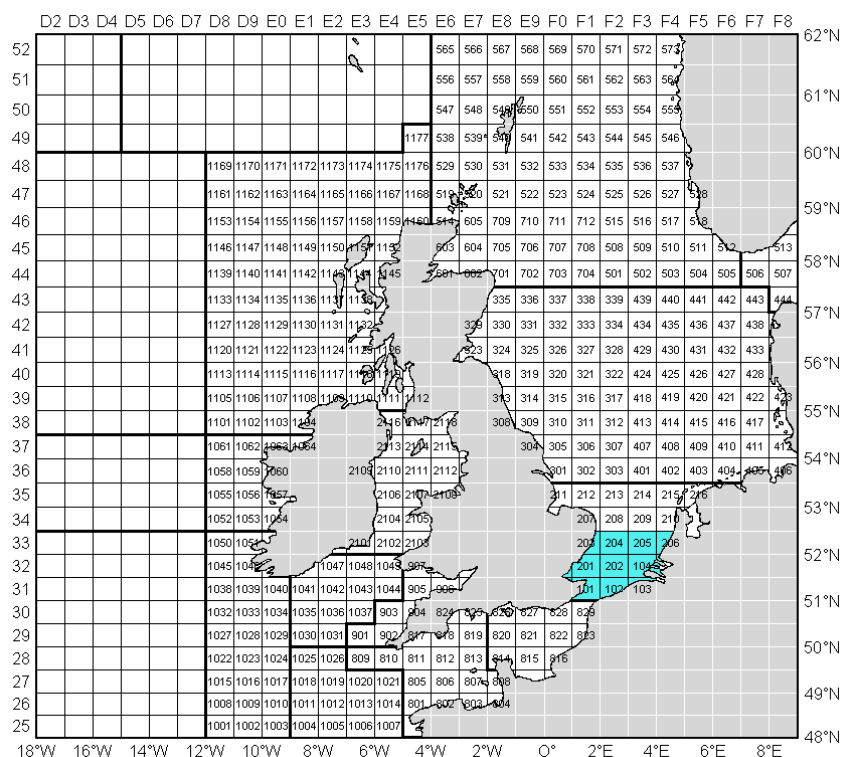
Om de geografische verspreiding van de visserij inspanning weer te geven kunnen we ons baseren op een aantal verschillende data en datasets, die echter niet allemaal even bruikbaar en/of beschikbaar blijken te zijn. Ten behoeve van de interpretatie van de resultaten wordt in Figuur 6-1 het fysische onderwaterlandschap van het BNZ weergegeven, met aanduiding van de belangrijkste zandbanken.



**Figuur 6-1** - Het zandbanksysteem van het Belgisch deel van de Noordzee: (1) Kustbanken (blauw): Wenduinebank-1, Stroombank-2, Balandbank-3, Nieuwpoortbank-4, den Oever-5, Broersbank-6 en Trapegeer-7; (2) Vlaamse Banken (rood): Ravelingenbank-8, Oostendebank-9, Middelkerkebank-10, Kwintebank-11, Smalbank-12, Buitenratel-13 en Oostdyck-14; (3) Zeelandbanken (groen): Thorntonbank-15, Gootebank-16 en Akkaertbank-17; (4) Hinderbanken (geel): Blighbank-18, Oosthinderbank-19, Noordhinderbank-20, Westhinderbank-21 en Fairybank-22 (aangepast uit Degraer *et al.* 2007).

*ICES-gegevens*

Tot op heden zijn de enige officiële data die beschikbaar zijn wat betreft visserij-inspanning in Europese wateren deze die gerapporteerd worden per ICES kwadrant. De ruimtelijke resolutie van deze gegevens is echter onvoldoende om correcte informatie te geven over het Belgisch Deel van de Noordzee, temeer omdat de geografische afbakening van deze ICES kwadranten niet overeenkomt met de grenzen van het BNZ.



**Figuur 6-2** - Overzicht van de ICES-kwadranten die de Zuidelijke Bocht van de Noordzee uitmaken.

Gezien voor het BNZ apart geen gedetailleerde gegevens voorhanden zijn, moeten we ons beperken tot het ruimere gebied van de Zuidelijke Bocht van de Noordzee. Dit gebied omvat de ICES-visvakken 31F1-F3, 32F1-F3 en 33F1-F4 (Figuur 6-2). De parameter die hier wordt voorgesteld zijn het aantal visuren per jaar per vlootsegment. De gegevens werden geëxtraheerd uit het achtergronddocument *Kust en Zee* dat werd geproduceerd in het kader van het Milieuraapport Vlaanderen 2006 (Goffin *et al.*, 2007). De gegevens daarvoor werden aangeleverd door ILVO-Visserij, Sectie Biologie & Aquacultuur.

#### VMS-gegevens

Het VMS-volgsysteem (Vessel Monitoring System) is verplicht sinds 1 januari 2004 op alle schepen >18 meter en sinds 1 januari 2005 op alle schepen >15 meter. De VMS-gegevens worden via 'blue boxes' op de vissersschepen en navigatie- en communicatiesatellieten doorgestuurd naar de betrokken visserij-controlecentra. Voor België is dat Dienst Zeevisserij (Departement Landbouw en Visserij) in Oostende. Sinds 1 januari 2006 worden met betrekking tot de vaartuigen van de Europese

Gemeenschap de identificatiegegevens van het vaartuig, de geografische positie, de datum en tijd verplicht om de 2 uur automatisch doorgeseind.

Op basis van de positioneringsgegevens kunnen softwarematig de koers en de snelheid berekend worden. Op basis van de identificatiegegevens (en de logboeken) kan men weten welke visserijmethode werd toegepast. De combinatie van deze gegevens laat toe om via eenvoudige algoritmes (reeds geïmplementeerd in bestaande software) nauwkeurig te bepalen of en waar een vissersvaartuig daadwerkelijk aan het vissen is. Zodoende kan de ruimtelijke visserij-inspanning worden bepaald.

Er wordt onderzocht in hoeverre de VMS-gegevens voor de Belgische visserijvloot kunnen worden gebruikt, of de gegevens integraal beschikbaar kunnen worden gesteld met traceerbaarheid tot op het schip of dat de gegevens moeten worden samengebracht per visserijmethode, zonder traceerbaarheid van het oorspronkelijke schip, of dat tenminste een deel van de data kan worden vrijgegeven. Tevens wordt geprobeerd om VMS-gegevens over de visserij-activiteiten in Belgische wateren door vissersschepen uit de naburige landen vrij te krijgen uit de controle-centra van deze naburige landen (o.a. Algemene Inspectie Dienst NL, Operational Contacts UK en Cross Atlantique FR), en dit via de nationale correspondenten binnen het Nationaal Data Gathering Programme, dat instaat voor de verzameling van allerhande visserijgegevens.

#### *Sportvisserij-gegevens*

De sportvisserij heeft ongetwijfeld een belangrijk aandeel in de totale visserij-inspanning. Hoewel er beperkingen bestaan op de grootte van de vangst, worden de sportvissers door geen enkele wetgeving verplicht om aan te geven wat, waar, wanneer of hoeveel ze bovenhalen. Het enige waar we op kunnen terugvallen zijn het aantal officieel geregistreerde sportvisserij-beoefenaars, aangesloten bij één of andere vereniging. De gegevens werden gedeeltelijk geëxtraheerd uit het Achtergronddocument Kust en Zee dat werd geproduceerd in het kader van het Mileurapport Vlaanderen 2006 (Goffin *et al.*, 2007). Daarnaast worden (eveneens op basis van INBO-gegevens) de tellingen van 'stilliggende' hengelsportvissers besproken in relatie tot de aanwezigheid van wrakken op het BNZ (zie verder voor een uitgebreide uitleg over deze INBO-databank en de extractiemethode). De gegevens omtrent de ligging van de scheepswrakken werden overgenomen uit de wrakendatabank (<http://www.wrecksite.eu>).

#### *DZ-vluchtgegevens*

Naast de officiële gegevens omtrent de visserij-inspanning, kunnen voor dit project de zogeheten DZ-vluchtgegevens en de INBO vogeltelgegevens worden gebruikt.

De DZ-vluchtgegevens zijn waarnemingen van kustvissersschepen die worden genoteerd tijdens controlevluchten met een klein vliegtuig door Beheerseenheid Mathematisch Model van de Noordzee (BMM) en Departement Landbouw en Visserij - Dienst Zeevisserij (DZ). Deze waarnemingen zijn

bedoeld als controle van vissersschepen in de territoriale zee en worden beheerd door DZ. Er wordt tijdens zo'n controlevlucht een min of meer vaste vliegroute gevolgd, van Oostende over de 12 mijlszone van west naar oost en terug naar Oostende (Figuur 6-6), maar daar wordt geregeld van afgeweken. Daardoor zijn de gegevens grotendeels beperkt tot de kust- en 12 mijlszone, met enkele uitzonderingen meestal afhankelijk van de waarnemer.

Deze gegevens worden enkel gebruikt door DZ om eventuele overtredingen vast te stellen. Hoewel de gegevens duidelijk reeds geïnformatiseerd zijn, werd enkel de papieren versie vrijgegeven door DZ, waardoor alle gegevens opnieuw moeten worden gedigitaliseerd.

Alle bestaande print-outs voor de periode 1997 - mid 2007 werden in een Access-databank opgeslaan (met dank aan VLIZ). De volgende parameters werden opgenomen: datum en duur/tijdstip van de vlucht, eventuele weersomstandigheden (bewolkt, zichtbaarheid...), naam, nationaliteit, type visserij, tijdstip en geografische positie van de waargenomen vaartuigen. Tenslotte werd ook aangegeven welke activiteit er op het moment van de waarneming gebeurde, i.e. stomend, vissend, halend, spoelend, stilliggend of sportvissend.

Sinds juni 2007 worden de nieuwe vluchtgegevens systematisch doorgestuurd naar ILVO (in diverse formaten). Deze gegevens worden wel aan de bestaande databank toegevoegd, maar werden niet meegenomen in de huidige analyse.

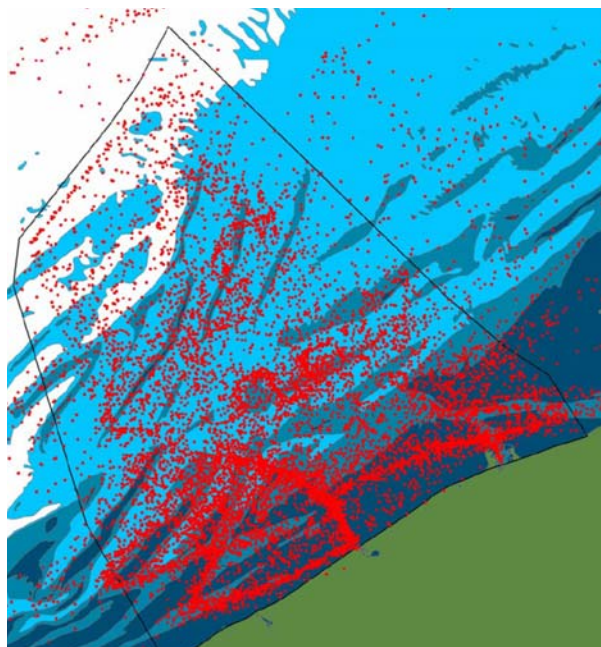
Voor de verdere analyse en grafische weergave werd gebruik gemaakt van ArcView. Doordat het onderscheid tussen boomkor- en garnaalvaartuigen niet steeds eenduidig werd gemaakt, werden ze in de analyses allemaal beschouwd als 'boomkor *s.l.*' Daarnaast werden de bordenvissers wel apart genoteerd. In een grid met cellen van 3x3 km<sup>2</sup> werden alle waarnemingen van deze vaartuigen met betrekking tot het vissen, halen en spoelen gesommeerd per gridcel. Deze getallen werden daarna gegroepeerd in 5 dichtheidsklassen, waarbij klasse 0 staat voor geen waarnemingen en klasse 4 voor het meeste waarnemingen. Daarnaast werden ook de waarnemingen van de warrel- en kieuwnetvissers en enkele 'stilliggende' sportvissers (vooral hengelaars) weergegeven.

### *INBO-gegevens*

De INBO-gegevens zijn waarnemingen betreffende de sport- en commerciële vissersvaartuigen die worden gezien en genoteerd tijdens de vele zeereizen die het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek uitvoert met de Belgica en de Zeeleeuw (en in de jaren negentig ook vanaf publieke overzetboten) ten behoeve van het zeevogelonderzoek.

Per schip werd (indien de omstandigheden dat toelieten) volgende informatie verzameld: type boot en/of visserij, naam, afstand en hoek van het vaartuig tegenover het onderzoeksschip, snelheid van het onderzoeksschip, activiteit van het visservaartuig (vissen, netten schoonmaken, varen, stilliggen, teruggooi). Deze gegevens worden zo goed mogelijk genoteerd, maar boeten soms wel iets aan nauwkeurigheid in als de werkdruk van het eigenlijke vogelonderzoek te hoog ligt. Ze zijn eveneens onderhevig aan bias, o.a. doordat het vogelonderzoek intensiever gebeurt in de kustzone in

vergelijking met de verderaf gelegen zones, zeker gedurende de laatste jaren (zie Figuur 6-3). Verder was het niet steeds duidelijk op te merken welke activiteit er juist plaatsgrijpt op de schepen (vissen, kuisen, ...).



**Figuur 6-3** - staaName-inspanning voor de vogeltellingen door het INBO tussen 1992 en 2005 (bron INBO)

De gegevens worden beheerd door het INBO en opgeslagen in de zogenaamde vogelteldatabank. De bruikbare gegevens over de periode 1992-2005 werden door INBO geëxtraheerd en na een eerste analyse door ILVO verder verwerkt en grafisch bewerkt met ArcView. Daarvoor werden de vissersschepen in rekening gebracht die binnen een straal van 3000 meter van het onderzoekvaartuig werden genoteerd gedurende 'tracks' van 10 minuten. Deze schepen werden dan toegekend aan het geografische middelpunt van de 10-minuten telling waarin ze werden waargenomen. Er werd een onderscheid gemaakt tussen de schepen uitgerust met een boomkor/garnaalkor of otter/bordentrawl, de kieuwnet/warrelnet visserij en de hengelsportvisserij.

Voor de grafische weergave van de trawlers werden enkel die schepen weerhouden uit de databank die duidelijk een aan het vissen gerelateerde taak uitvoerden (i.e. slepen, netten vieren/halen en netten schoonmaken). Ter correctie voor de 'staaName' inspanning, werd na sommatie het totaal aantal waargenomen vissersvaartuigen per 3 km<sup>2</sup> hok gedeeld door het totaal aantal kilometers dat door het onderzoekvaartuig in dat kwadrant werden gevaren. Tenslotte werden deze getallen gegroepeerd in 5 dichtheidsklassen, waarbij klasse 0 staat voor geen waarnemingen (of geen data) en klasse 4 voor het meeste actieve vissersvaartuigen in het bewuste 3km<sup>2</sup>-hok.

Voor de kieuwnet/warrelnet en hengelsportvisserij werden vooral de stilliggende schepen in rekening gebracht, gezien kan worden verondersteld dat er enkel tijdens het stilliggen wordt gehengeld.



### **6.1.3 Resultaten**

#### **6.1.3.1 ICES-gegevens**

De boomkorvloot richt zich voornamelijk op platvissen zoals schol en tong, met bijvangst van o.a. kabeljauw. De Belgische kleinere eurokotters (< 275 pK) vissen gedurende het hele jaar in de kustzone, niet alleen van België, maar ook in de rest van de Zuidelijke Bocht van de Noordzee en in het oostelijk deel van het Kanaal. De grote boomkorschepen (> 300 pK) opereren voornamelijk in het najaar in deze ICES-gebieden. De garnalenvisserij wordt het hele jaar uitgeoefend in de kustzone, maar de garnalen worden vooral in het voor- en najaar (met een maximum tussen juni en november) veel gevangen.

In de Zuidelijke Bocht van de Noordzee bedraagt de Belgische visserij-intensiteit ca. 30.000 visuren per jaar voor de grote boomkorvaartuigen en rond 45.000 visuren voor het kleine boomkorsegment (Goffin *et al.*, 2007). Voor de garnalvisserij worden ook ongeveer 30.000 visuren per jaar opgetekend. Deze getallen zijn echter een vrij eenvoudige weergave, zonder correctie voor motorvermogen, tonnenmaat of technologische verbeteringen aan het vistuig.

Voor de niet-Belgische visvloot zijn vergelijkbare gegevens over de visserij-inspanning voorhanden, doch deze zijn meestal geaggregeerd over de totale Noordzee of over grotere ICES-gebieden, waardoor het aandeel van de visserij-inspanning in de Zuidelijke Bocht - laat staan het BNZ - niet kan worden afgebakend.

#### **6.1.3.2 VMS-gegevens**

De VMS-gegevens werden reeds door diverse wetenschappelijke instanties opgevraagd bij Dienst Zeevisserij, maar werden tot op heden nog niet vrijgegeven. De belangrijkste redenen daarvoor zijn: (1) confidentialiteit van de gegevens; (2) 'controle' karakter van de VMS-gegevens; (3) tijdsduur nodig voor de omzetting van de coördinaten tot bruikbaar gegevens omtrent 'vissen' vs. 'stomen'.

Via de nationaal correspondent van het Belgisch Nationaal Data Collectie Programma werd in februari 2007 een brief verstuurd naar de correspondenten van Frankrijk, Nederland en Engeland, met de vraag om anonieme VMS-gegevens van hun vlootactiviteiten (boomkor) op het BNZ te verkrijgen. Het antwoord van alle landen was helaas negatief, vooral omwille van de privacywetgeving.

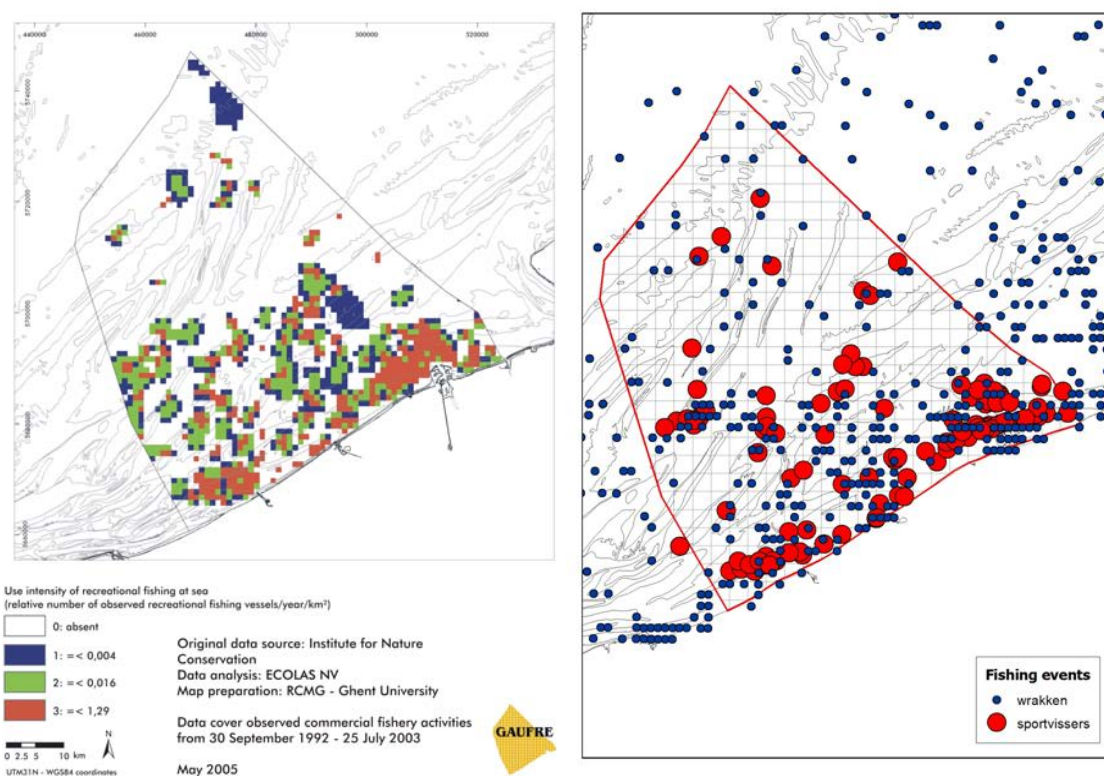
#### **6.1.3.3 Sportvisserij-gegevens**

Er zijn ongeveer 2000 zeehengelaars actief (Fig. 3). Tijdens hengelcompetities blijkt dat vooral kabeljauw, wijting, makreel, schar, bot en tong worden gevangen. Zeebaars wordt dan weer vooral rond scheepswrakken gevangen (Goffin *et al.*, 2007). Voor België werd de totale vangst van kabeljauw door sportvissers geraamd op 100 à 200 ton per jaar, wat mogelijks een overschatting is,

maar minstens in dezelfde grootte-orde ligt als de kabeljauwvangst door beroepsvisserij in hetzelfde gebied (Anon. 2006).

Er zijn naar schatting 100 garnaalsloepen actief in onze Belgische wateren die - in tegenstelling tot onze buurlanden - niet opgenomen zijn in het officiële vlootregister. Cijfers of schattingen over de visserij-inspanning of de vangst van de recreatieve garnalvisserij zijn er dus niet. Ook voor de passieve visserij bestaan er geen of nauwelijks gegevens. Meer uitgebreide informatie kan men vinden in Goffin *et al.* (2007) en Maes *et al.* (2005).

Op basis van deze en een andere set INBO-gegevens betreffende waarnemingen van 'stilliggende' sportvissers (verwerkt door INBO zelf) kan geconcludeerd worden dat de activiteiten van hengelaars sterk kustgebonden zijn (Figuur 6-4). Bovendien valt de zeehengelsport voor een belangrijk deel samen met de aanwezigheid van scheepswrakken. Ook in de volgende paragrafen wordt de hengelsportvisserij nog even aangehaald.

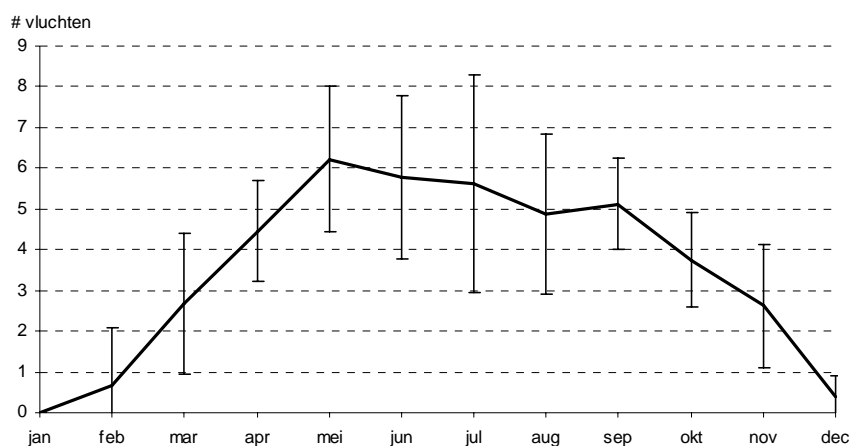


**Figuur 6-4** - Ruimtelijke spreiding en intensiteit van de sportvisserij op het BNZ op basis van INBO-gegevens. Links: grafiek uit Maes *et al.* (2005). Rechts: gegevens betreffende sportvissers verwerkt door INBO, gekoppeld aan de geografische positie van scheepswrakken.

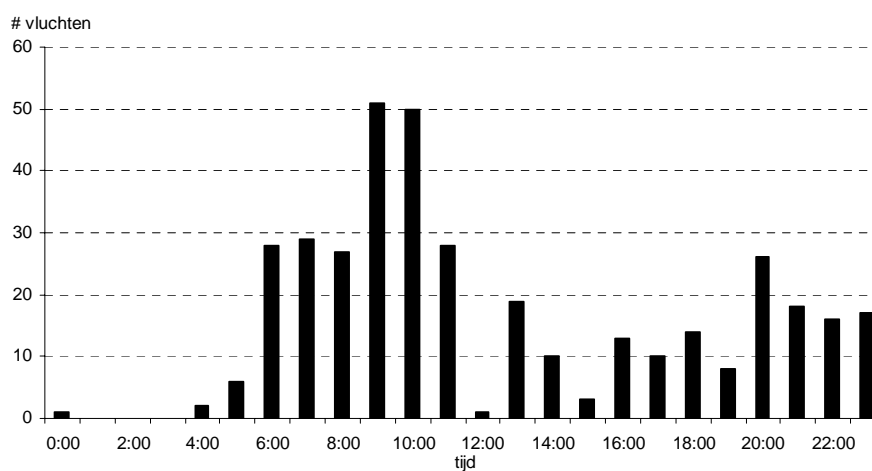
#### 6.1.3.4 DZ-vluchtgegevens

De analyse van de BMM-gegevens kan vooral een basisidee geven over het aantal vissersvaartuigen in de 12 mijlszone. Hoewel de gegevens betrekking hebben op de periode 1997-2007 blijken er geen data te zijn voor de jaren 1998 en '99. In totaal werden 357 vluchten uitgevoerd, met een gemiddelde

van 42 vluchten per jaar. De meeste vluchten werden uitgevoerd tussen april en oktober (Figuur 6-5). De gemiddelde vluchtduur bedroeg iets meer dan een uur. De meeste vluchten werden uitgevoerd tussen 6 en 12 uur; in de namiddag en 's avonds werd er iets minder gevlogen en 's nachts was de staalname inspanning quasi nihil (Figuur 6-6).



**Figuur 6-5** - Gemiddeld aantal vluchten per maand ( $\pm$  standaarddeviatie), gebaseerd op DZ-vluchtgegevens 1997-2007.



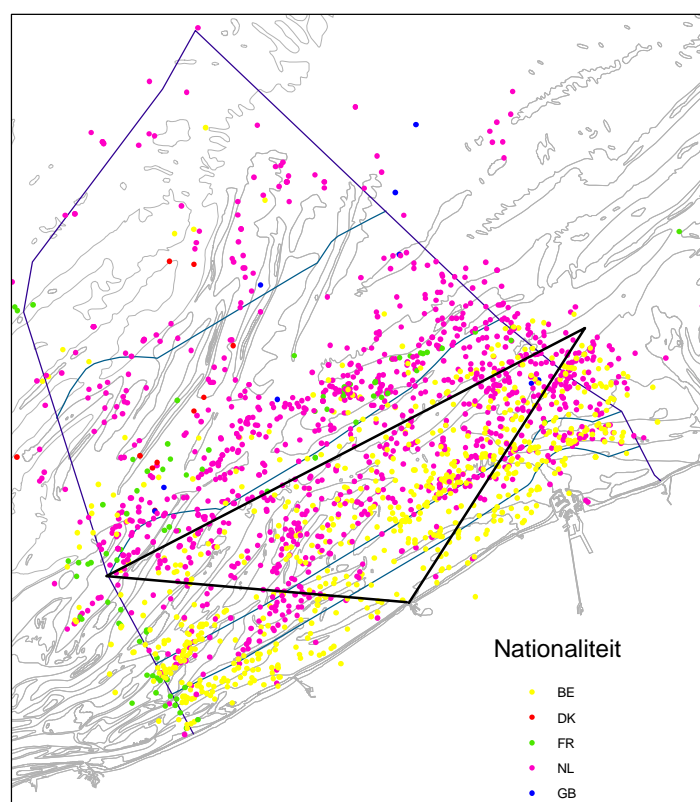
**Figuur 6-6** - Totaal aantal vluchten per uur, gebaseerd op DZ-vluchtgegevens 1997-2007.

Gemiddeld werden 6 vissersvaartuigen waargenomen per vlucht, met een maximum van 31 in oktober 2005 (Tabel 1). In 60 % van de gevallen werden minder dan 5 vaartuigen per vlucht genoteerd. De meeste vaartuigen voeren onder Nederlandse vlag (met een maximum van 18 Nederlandse vaartuigen in oktober 2005), gevolgd door Belgische en Franse vissers. Daarnaast werden ook regelmatig Deense en Engelse vissers waargenomen.

**Tabel 6-1** - Aantal waarnemingen van vissersschepen per vlucht, gebaseerd op DZ-vluchtgegevens 1997-2007

	#waarnemingen per vlucht						TOT
	BE	DK	FR	NL	UK	NA	
gemiddeld	3	1	2	4	1	1	6
maximum	13*	2	5	18**	1	6	31**

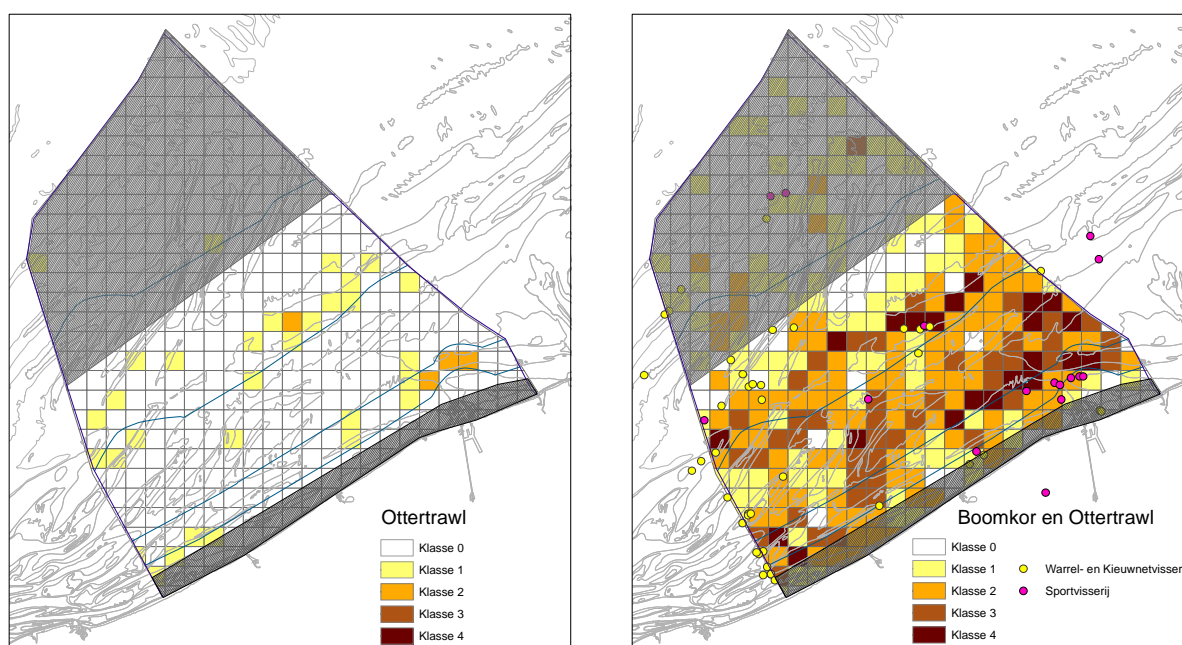
\* mei 1997 en juni 2003 ; \*\* oktober 2005



**Figuur 6-7** - Overzicht van alle waargenomen vissersvaartuigen tijdens de DZ-vluchten tussen 1997 en 2007 opgedeeld per vlag in het Belgisch deel van de Noordzee. De driehoek geeft de route weer die min of meer gevlogen wordt.

Binnen de 3-mijlszone werden quasi uitsluitend Belgische vissersvaartuigen waargenomen (Figuur 6-7). In de zone tussen 3 en 12 mijl werden Belgische en Nederlandse vissers in gelijke aantallen waargenomen. Op een afstand minder de 12 mijl uit de kust beperken de Franse vissers zich tot de zuidelijke rand van het BNZ. Pas voorbij de 12 mijlszone vervoegen de Franse vissers de Belgische en Nederlandse vloot, maar in deze offshore zone zijn de Nederlandse vaartuigen overheersend. Enkele Deense vissers werden nog verder offshore waargenomen. Het feit dat in de zone voorbij de 18 mijl minder vissersvaartuigen worden waargenomen heeft vooral te maken met de beperkte 'staalname' inspanning in die zone. Hetzelfde geldt voor de 2-mijlszone dicht bij de kust.

De bordenvisserij (of ottertrawling) is beperkt op het BNZ en wordt voornamelijk uitgeoefend net buiten de 12 mijlszone (vnl. tussen Gootebank en Thorntonbank, zie Figuur 6-1 voor de ligging van de banken) en tussen de 3 en 6 mijl onder de Vlakte van de Raan (Figuur 6-8).



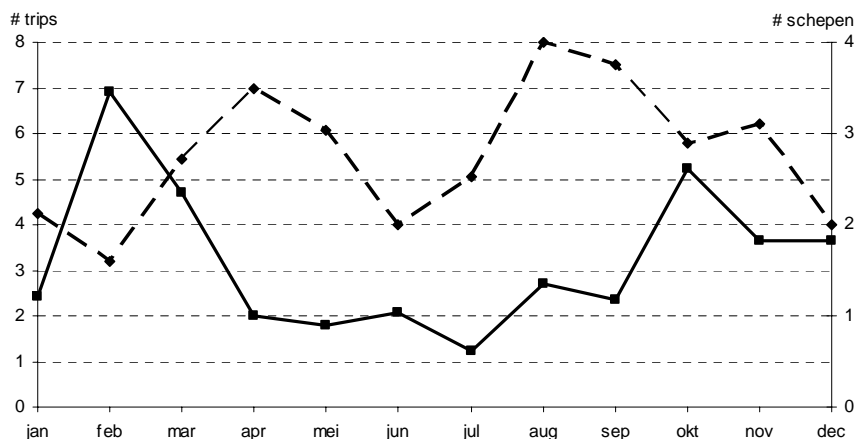
**Figuur 6-8** - Dichtheid van de geselecteerde vissersvaartuigen gebaseerd op DZ-vluchtgegevens 1997-2007 (klasse 0 geen waarnemingen, klasse 4 meeste waarnemingen). Grijs zone: minder betrouwbaar wegens lage staalnameintensiteit.

De boomkorvloot (en bij uitbreiding de garnalvloot) is actief op het hele BNZ, maar wordt op basis van de DZ-vluchtgegevens wel meer waargenomen rondom de Vlakte van de Raan en ten zuiden van de Thorntonbank (Figuur 6-8). Ook tussen de Oostdyck en Buitenratel en rondom de Middelkerkebank lag de dichtheid aan boomkorvaartuigen hoger. De meeste sportvissers (vnl. hengelaars) werden genoteerd rond de 3-mijlszone aan de rand van de Scheur (vaargeul naar Zeebrugge). De meeste waarnemingen van warrel- en kieuwnetvissers gebeurden aan de Frans-Belgische grens van het BNZ en voorbij de 12-mijlszone. Zoals hiervoor reeds aangetoond betreft het hier dus vooral Franse vaartuigen.

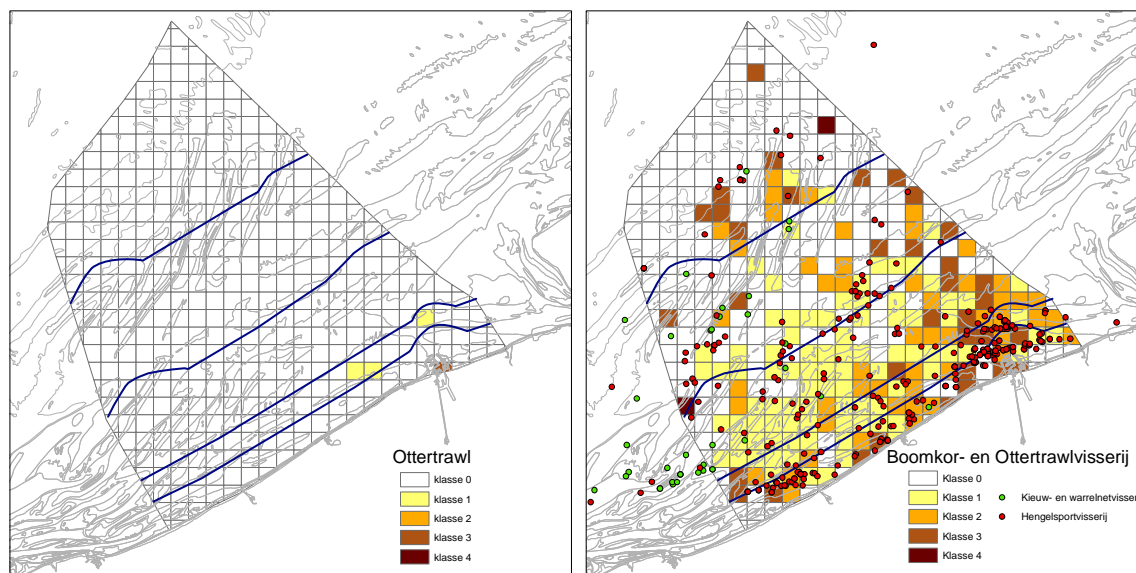
#### 6.1.3.5 INBO gegevens

Er werden in totaal 542 trips uitgevoerd tussen 1992 en 2005, met gemiddeld 40 trips per jaar en 3 trips per maand. De trips gebeurden allemaal overdag en er werd gemiddeld 90 km gevaren per trip. Er werden over het algemeen meer trips uitgevoerd in de winterperiode tussen oktober en maart (Figuur 6-9). In totaal werden aanvaardbare gegevens verzameld betreffende 1439 vissersvaartuigen

in de periode 1992-2005. Er werden gemiddeld 3 vissersvaartuigen waargenomen per trip, met een maximum van 32 en gemiddelde iets meer waarnemingen in augustus en september. Van de trawlers behoorden er met zekerheid 30 % tot de Belgische en 15 % tot de Nederlandse boomkorvloot. Uit de 1439 waarnemingen werden uiteindelijk 488 'actieve' trawlers en 138 'stilliggende' sportvissers weerhouden voor de grafische weergave.



**Figuur 6-9** - Gemiddeld aantal trips (volle lijn) en aantal waarnemingen (gebroken lijn) per maand, gebaseerd op INBO-gegevens 1992-2005



**Figuur 6-10** - Dichtheid van de geselecteerde vissersvaartuigen gebaseerd op INBO-gegevens 1992-2005 (klasse 0 geen waarnemingen, klasse 4 meeste waarnemingen).

Op basis van de INBO-gegevens is het duidelijk dat de bordenvisserij zich beperkt tot enkele vaartuigen aan de oostkust tussen de 3 en 6 mijl, terwijl de boomkor- (en garnaal)vloot gespreid opereert over een groot deel van het BNZ, behalve in de meest offshore zone, de hoofdvaargeul en het

ankergebied (Figuur 6-10). Hoewel niet steeds met zekerheid kon worden vastgesteld dat het om garnaalvissers ging, kan wel gesteld worden dat de garnaalvisserij een typisch Belgisch/Vlaamse aangelegenheid is die zich hoofdzakelijk beperkt tot de nabije kustzone, behalve rondom Zeebrugge, en met een voorkeur voor de Vlakte van de Raan, de omgeving van Oostende en de Kustbanken. De echte boomkorvisserij is vooral actief in de ruime omgeving van de Vlakte van de Raan, in buurt van de Zeelandbanken en de Hinderbanken. Het betreft hier voornamelijk Nederlandse vissersvaartuigen. Rond de Vlaamse banken lijkt de boomkorvisserij eerder beperkt.

Slechts 1 actieve warrelnetter werd op de INBO-zeereizen met zekerheid genoteerd ter hoogte van Oostende/Mariakerke. De kieuwnetvisserij wordt voornamelijk genoteerd in de westelijke offshore zone, ter hoogte van de Fairybank en de Westhinderbanken. De meeste van deze kieuwnetters voeren onder Franse vlag.

De hengelsportvisserij is actief in drie stroken parallel met de kustzone: één binnen de 6-mijlszone (voornamelijk in de nabijheid van de havens), één rond de 12-mijlszone en één rond de 30 mijlszone. De meeste van deze hengelaars vissen normaal in de buurt van de vele scheepswrakken (o.a. boven het wrak van de Birkenfels).

#### **6.1.4 Discussie**

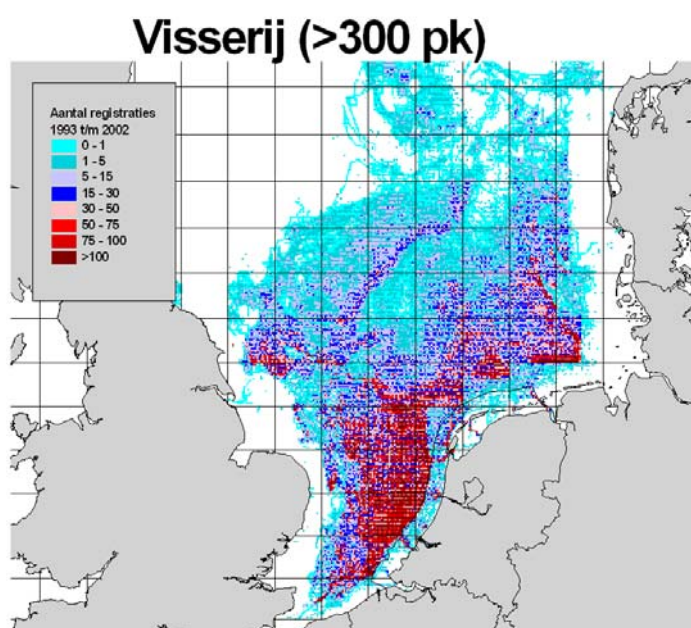
Om de geografische verspreiding na te gaan van de verschillende visserijmethodes die worden toegepast op het Belgisch deel van de Noordzee (BNZ) werd onderzocht welke mogelijke databronnen beschikbaar of bruikbaar waren. Er blijken diverse databanken te bestaan die een mogelijke aanwijzing kunnen geven van de visserij-inspanning, maar dan vooral in de brede zin van het woord. De 'officiële' visserij-inspanning of Catch per Unit Effort (CPUE) wordt normaal berekend uit een combinatie van de vaartuigcapaciteit (i.e. tonnage en motorvermogen) met de visserijactiviteit (uitgedrukt in aantal dagen op zee). Voor een relatief klein gebied als het BNZ bestaan geen dergelijke CPUE-gegevens, of werden ze althans niet ter beschikking gesteld voor dit onderzoek.

##### **6.1.4.1 ICES-gegevens**

Momenteel kan enkel iets gezegd worden over het aantal visuren per vlootsegment van de Belgische vloot in de Zuidelijke Bocht van de Noordzee (Goffin *et al.*, 2007). Er bestaan meer gedetailleerde opnames voor de aparte ICES-visvakken die deel uitmaken van dit ruimere gebied, doch die werden niet vrijgegeven omdat de schattingen van de visserij-inspanning te onnauwkeurig zouden worden (i.e. gebaseerd op te weinig staalnames) wanneer het gebied beperkt zou worden tot die aparte visvakken.



Het feit dat voor de vloten die onder andere vlaggen varen enkel geaggregeerde data over nog ruimere ICES-gebieden beschikbaar zijn, maakt het quasi onmogelijk deze gegevens te gebruiken voor een interpretatie van hun inspanning op BNZ. In Nederland bestaat sinds 1990 het Visserij Registratie en Informatie Systeem (VIRIS), waarin de vangstgegevens (waar, wanneer en met welk vaartuig gevist wordt) door de Nederlandse vissers zelf geregistreerd worden per vak van 30 vierkant mijl (Figuur 6-11). Helaas levert dit systeem ook slechts lage resolutie data op, die zeker voor de kustzone niet echt bruikbaar zijn.



**Figuur 6-11** - Aantal registraties voor de Nederlandse grote boomkorvloot tussen 1993 en 2002 (Lindeboom 2008)

Gezien de garnalvloot vooral actief is in de kustzones van de vier aangrenzende landen, kan heel ruw geschat worden dat op het BNZ ongeveer 5000 uren per jaar wordt gevist. Gezien er bijna het ganse jaar door gevist wordt, kan gesteld worden dat de ca. 30 Vlaamse garnalvissers tesamen gemiddeld 20 visuren per dag actief zijn in de Belgische kustzone. Voor het klein boomkorsegment (<275 pK) kan grosso-modo een vergelijkbaar aantal visuren worden berekend per dag. Het groot boomkorsegment (ca. 50 vaartuigen), dat vooral in het najaar actief is in de Zuidelijke bocht van de Noordzee, heeft ruwweg een visserij-inspanning van 7500 visuren per jaar voorbij de 12-mijlszone op het BNZ. Dat het aandeel van de Belgische boomkorvloot beperkt is, wordt ook weerspiegeld in het aandeel van respectievelijk 6 en 8 % van de schol- en tongaanvoer voor de volledige Noordzee (ICES vak IV) (Goffin *et al.*, 2007). De inspanning van de sportvisserij wordt bij deze ICES-gegevens volledig buiten beschouwing gelaten.

#### 6.1.4.2 VMS-gegevens



Om hoge resolutie data van de effectieve visserij-inspanning op het BNZ te verkrijgen zouden VMS gegevens moeten worden geanalyseerd van alle landen die in Belgische wateren vissen. Geen enkele van die landen waren echter bereid hun VMS-gegevens vrij te geven, noch in ruw formaat, noch in geaggregeerd formaat. Het was voor dit project nochtans enkel de bedoeling om een schatting te maken van de visserij-inspanning op basis van geografisch verspreide en internationaal geaggregeerde data, die zeker niet kunnen worden getraceerd naar de individuele schepen of vlaggen waaronder de schepen werken.

Het is voorlopig nog steeds onduidelijk waarom die gegevens zo angstvallig afgeschermd worden. Het Vessel Monitoring System is inderdaad ontwikkeld als tool voor de wettelijke controle op de visserij. Nochtans vormen deze VMS-gegevens een waardevolle informatiebron voor het wetenschappelijk onderzoek naar de visserij-activiteit op diverse ruimtelijke en temporele schalen (Mills *et al.* 2007).

Er zijn ondertussen wel een paar voorbeelden over hoe VMS-gegevens, die beperkt beschikbaar werden gesteld, bijdragen tot het wetenschappelijk onderzoek in andere landen. Zo konden Dinmore *et al.* (2003) bij hun studie naar de impact van gesloten gebieden op de visserij-inspanning en op het benthos, gebruik maken van VMS-gegevens voor de 'volledige' internationale vloot in de Centrale Noordzee. Rijnsdorp *et al.* (2001) maakten gebruik van VMS-gegevens van een beperkt deel van de vloot (verkregen via de reders zelf) om de impact van de zogenaamde 'scholbox' op de Nederlandse visserij-inspanning na te gaan. In Portugal zijn ze ondertussen veel stappen verder, want daar werden duidelijke en eenvoudige afspraken gemaakt en worden gedetailleerde VMS-gegevens beschikbaar gesteld voor het wetenschappelijk onderzoek (Alfonso-Dias *et al.* 2006).

Anderzijds mag de wetenschappelijke waarde van de VMS-gegevens op zich niet worden overschat, want daarnaast zijn er extra gegevens (zoals o.a. de vangstgrootte) nodig om de werkelijke visserij-inspanning te berekenen. Bovendien moeten beide types van gegevens op elkaar worden afgestemd. In vele gevallen is de ruimtelijke resolutie van de traditionele vangstgegevens uit de logboeken te laag om de gedetailleerde VMS-gegevens te interpreteren (Murawski *et al.* 2005). Verder is er een probleem met de frequentie van het doorsturen van de geografische positie van de vaartuigen. Momenteel moet er in de meeste landen officieel maar iedere 2 uur een coördinaat worden doorgegeven. Simulaties tonen echter aan dat de duur van de werkelijke visslepen niet accuraat kunnen worden ingeschat wanneer het interval groter is dan 30 minuten (Deng *et al.* 2005). Tenslotte ontsnapt een belangrijk deel van de Belgische visserij aan de controle, gezien kleine schepen (< 15 m) en vooral sportvissers geen verplichtingen hebben omtrent het doorsturen van VMS-signalen.

Uit contacten binnen ICES (o.a. ASC2006, Aberdeen) blijkt overigens dat België niet het enige land is waar wetenschappelijke instellingen geen toegang krijgen tot de VMS-gegevens. Hoogstwaarschijnlijk zal het voor de meeste landen nog wachten zijn tot 2009 vooraleer de VMS- (en logboek)gegevens zullen worden vrijgesteld voor wetenschappelijk onderzoek. Vanaf dan wordt een nieuwe Europese regelgeving omtrent het verplicht verzamelen van gegevens over visserij-inspanning

van kracht in het kader van de Data Collection Regulation (pers. med. F. Redant). Maar voorlopig dus zijn de VMS-gegevens ook niet geschikt om een volledig beeld te krijgen van de visserij-inspanning op het Belgisch deel van de Noordzee.

#### **6.1.4.3 Sportvisserij-gegevens**

Met minstens 2000 zeehengelaars, 100 garnaalsloepen en een ongekend aantal andere al dan niet legale visserijmethodes, is de sportvisserij duidelijk aanwezig op het BNZ. De gegevens omtrent de visserij-inspanning van de sportvisserij zijn echter schaars. Gezien het BNZ gekenmerkt wordt door een overwegend zandige bodem, fungeren scheepswrakken als artificiële riffen die een rijke visfauna herbergen. Het is dan ook niet verwonderlijk dat er meestal gehengeld wordt in de buurt waar clusters van 'grote' scheepswrakken op de zeebodem liggen. Veel van die clusters liggen trouwens in de nabije kustzone, wat eveneens verklaart waarom de hoogste visserij-inspanning van de hengelsportvisserij gelokaliseerd is dichtbij de kust. Maar ook ter hoogte van verderaf gelegen wrakken worden regelmatig zeehengelaars waargenomen. Met een vangst die voor een aantal 'dure' soorten (o.a. kabeljauw en zeebaars) vergelijkbaar is met deze van de beroepsvisserij, heeft de hengelsportvisserij een aanzienlijke bijdrage in de totale visserij-inspanning op het BNZ.

Wat betreft de sportgarnaalvisserij kan men aannemen dat deze vooral gelokaliseerd is in de heel nabije kustzone, maar helaas bestaan er geen exacte gegevens hieromtrent.

#### **6.1.4.4 DZ-vluchtgegevens**

Door het feit dat vooral de territoriale zee wordt gecontroleerd tijdens de controlevluchten uitgevoerd door BMM en DZ, kunnen deze gegevens enkel worden gebruikt als indicatie van de visserij-inspanning binnen de 12-mijlszone. Buiten deze zone is de visserij volgens de Europese reglementering toegelaten voor grotere schepen, zowel qua pK, type visserij als nationaliteit, waardoor controle door DZ niet noodzakelijk is. Op vraag van de controleur aan boord van het vliegtuig of voor specifieke opdrachten van DZ werd soms van het vaste traject afgeweken, waardoor sporadisch enkele waarnemingen in het meer offshore gedeelte van het BNZ gebeurden. Ook in de zone binnen de 2 mijl werd geen extra moeite gedaan om de vissersvaartuigen te identificeren, gezien het vliegtuig dan manoeuvres uitvoert zoals opstijgen en landen die het onmogelijk maken om deftige notities te nemen. Verder werd er enkel overdag gevlogen, wat op zich niet onlogisch is want in het donker is de identificatie van de vissersvaartuigen quasi onmogelijk. Helaas wordt daardoor een belangrijk deel van de visserij-inspanning 'gemist'. Daarnaast zijn de gegevens extra onderhevig aan bias doordat niet steeds alle schepen worden genoteerd per vlucht. Doordat het hier om controlevluchten gaat worden vooral de 'overtreders' genoteerd. Van bepaalde schepen die goed gekend zijn (zoals de kleine Belgische kustvissers die steeds in hetzelfde gebied actief zijn) of deze

die goed herkenbaar zijn (zoals de warrelnetter N95), werd in drukke periodes niet elke waarneming genoteerd.

Met deze beperkingen in het achterhoofd kan duidelijk gesteld worden dat er een overwicht is van de Vlaamse garnalvissers en het Vlaamse kleine boomkorsegment in de kustzone tussen 3 en 6 mijl, van de Nederlandse en Vlaamse boomkorvloot vanaf de 6-mijlszone en van het Nederlandse grote boomkorsegment voorbij de 12-mijlszone. Toch kan gesteld worden dat er hogere visserij-activiteit is in een aantal zones op het BNZ. Andere studies hebben aangetoond dat net die zones waar de meeste vissersvaartuigen worden waargenomen, gekenmerkt worden door de hoogste dichtheden aan bodemdieren (macro- en epibenthos) (Moulaert *et al.* 2007, Degraer *et al.* 2007, Hostens & Moulaert 2006). Deze groep organismen vormt namelijk het belangrijkste voedsel van de typische bodemvissen (o.a. tong, schol, kabeljauw, wijting) die door de boomkorvisserij worden geëxploiteerd. De meeste vissen worden dus waarschijnlijk gevangen ter hoogte van hun voedselgronden.

Hoewel de bordenvisserij een lagere impact heeft op de bodem, wordt deze quasi niet toegepast op het BNZ, wat vooral te wijten is aan de evolutie van de Belgische visserij gedurende de laatste decennia. De kieuw- en warrelnetvisserij op het BNZ (voorbij de 12-mijlszone) is vooral in handen van de Franse vloot, die dicht bij de kust langs de Belgisch-Franse grens duidelijk de rand van de legaliteit aftasten.

#### **6.1.4.5 INBO-gegevens**

Net zoals bij de DZ-vluchtgegevens was er voor de INBO-gegevens een hogere staalname-inspanning in de kustzone, zeker sinds 2001 gezien vanaf dan systematischer met de Zeeleeuw werd gevaren dicht bij de kust voor het zeevogelonderzoek. In tegenstelling tot de vliegtuigtellingen zijn de gegevens voor de offshore zone en de zone <2 mijl uit de kust op basis van de INBO-vogeltellingen betrouwbaarder, doordat er in verhouding meer trips in die zones werden uitgevoerd. Verder werd bij de verwerking van de gegevens een standaardisatiefactor ingebouwd om het verschil in staalname-inspanning grotendeels weg te werken. Ook deze dataset is onderhevig aan bias doordat enkel overdag vogeltellingen worden uitgevoerd en doordat omwille van het eigenlijke vogelonderzoek niet altijd voldoende tijd overblijft voor het zorgvuldig waarnemen en noteren van vissersvaartuigen. Het feit dat beide datasets een sterk gelijklopend patroon weergeven van de geografische verspreiding van het aantal boomkorvaartuigen, toont echter de wetenschappelijke waarde aan van dergelijke gegevens die in de rand van ander onderzoek worden verzameld.

Op basis van de INBO-gegevens is het onderscheid tussen de Vlaamse garnalvissers in de kustzone en de Nederlandse boomkorvaartuigen voorbij de 6-mijlszone nog meer uitgesproken. Ook in Nederland wordt de hoogste concentratie van boomkorvaartuigen genoteerd op een brede strook langs de kust rond de 12-mijlszone (o.a. Lindeboom 2008). Zowel de DZ-vlucht- als INBO-gegevens tonen een duidelijke concentratie van 'actieve' boomkor- (en garnaal)vaartuigen rond de Kustbanken, de

Vlakte van de Raan, de Zeelandbanken en de Hinderbanken. Dat er minder boomkorvaartuigen rond de Vlaamse banken en het gebied rond de Gootebank worden waargenomen, heeft waarschijnlijk te maken met het feit dat deze zones al enkele decennia toegekend zijn als zandexploitatie-zones en dat in de geulen rond deze banken de bodem meer stenen bevat. De vraag of deze zones effectief minder vis herbergen en of dit te wijten is aan de zandontginning kan momenteel niet worden beantwoord (Hostens *et al.* in prep.). Dat er quasi niet gevist wordt met de boomkor in de nabije kustzone ten oosten van Zeebrugge heeft vooral te maken met de aanwezigheid van de munitiedumpplaats op de Paardenmarkt en de hoge concentratie van slib in het sediment, waardoor ook de dichtheid aan bodemvissen in dit gebied laag is (Hostens *et al.* 2008).

Het moge duidelijk zijn dat de INBO-gegevens momenteel de enige betrouwbare gegevens zijn wat betreft de geografische verspreiding van de hengelsportvisserij. Deze is, zoals hiervoor reeds vermeld, vooral gelokaliseerd rond clusters van wrakken die ruim verspreid liggen over het BNZ, en dus zeker niet beperkt tot de nabije kustzone.

Tot op heden blijft de kieuw- (en warrelnet)visserij op het BNZ een typisch Franse aangelegenheid, waardoor deze zich beperkt tot de zone voorbij de 12 mijl. Verdere opvolging zal moeten uitwijzen of meer Belgische vissers dit type visserij willen of zullen uitvoeren, al dan niet in de zones dicht bij de kust.

#### **6.1.4.6     *Andere gegevens***

Er bestaan nog enkele andere technieken die kunnen bijdragen tot het bepalen van de visserij-inspanning. AIS of Automatic Identification System is een systeem waarmee de veiligheid van scheepvaart op zeeën en grote rivieren verhoogd wordt. Ieder schip dat met een AIS-transponder is uitgerust, zendt periodiek (interval 3 seconden tot 3 minuten) eigen specifieke gegevens uit (o.a. gegevens over het schip, de actuele positie, koers en snelheid, en ev. zelfs over de lading en de bestemming). Deze gegevens kunnen trouwens eenvoudig opgevangen worden door alle andere schepen en grondstations die over het AIS-systeem beschikken. Mocht dit systeem ook verplicht worden op kleinere schepen en mochten de gegevens ergens worden opgeslagen, dan vormen AIS-gegevens de ideale manier om de visserij-inspanning te bepalen.

Een relatief nieuwe techniek is het gebruik van SAR-beelden die door satellieten worden gegenereerd. SAR staat voor Synthetic Aperture Radar en wordt normaal gebruikt om relatief immobiele bronnen te lokaliseren. Toch kunnen SAR-beelden een passieve manier leveren om eender welke activiteit op zee waar te nemen (Kourti *et al.* 2000). SAR-gegevens kunnen gebruikt worden om vaartuigen quasi in 'real time' te detecteren en zodoende de visserij monitoring en controle te ondersteunen (Lemoine *et al.* 2004). Zo konden Kourti *et al.* (2005) aantonen dat tussen de 75 en de 100 % van de vaartuigen konden worden gedetecteerd, afhankelijk van de kwaliteit van het beeld en

de grootte van de vaartuigen. Helaas zijn dit type SAR-beelden momenteel nog veel te duur om echt bruikbaar te zijn (Montgomery 2000).

### 6.1.5 Conclusies en aanbevelingen

Algemeen kan gesteld worden dat er voor het Belgisch deel van de Noordzee geen gegevens voorhanden zijn betreffende de werkelijke visserij-inspanning. Uit de ICES-gegevens kon enkel het aantal visuren worden berekend over een gebied ruimer dan het BNZ, nl. de Zuidelijke Bocht van de Noordzee. De VMS-gegevens werden door geen enkele instantie vrijgegeven. Gegevens over de sportvisserij zijn tot op heden niet officieel opgenomen in de visserijstatistieken van België. Uit de DZ-vlucht- en INBO-gegevens kon wel de ruimtelijke verspreiding van het aantal vissersvaartuigen over een langere periode worden berekend, maar deze gegevens konden niet gerelateerd worden aan vangstgrootte, aantal vaardagen, tonnage of motorvermogen. Het is dus onmogelijk om een duidelijk beeld te krijgen van de geografische verspreiding van de werkelijke visserij-inspanning op het BNZ.

Ondanks deze beperkingen tonen de DZ-vlucht- en INBO-gegevens aan wat het wetenschappelijk belang kan zijn van het verzamelen van allerhande informatie in de rand van andere onderzoeks- of beleidsprogramma's. De DZ-vluchten zijn in eerste instantie bedoeld als controlemechanisme van de visserij-activiteit in de Belgische territoriale wateren, terwijl de INBO-zeereizen worden uitgevoerd ten behoeve van het zeevogelonderzoek. Toch bieden beide datasets een goed inzicht in de ruimtelijke verspreiding van de visserij-activiteit van verschillende vlootsegmenten op het BNZ. De DZ-vluchtgegevens, en in mindere mate de INBO-gegevens, moeten wel met de nodige voorzichtigheid geïnterpreteerd worden, o.a. doordat de staalname-inspanning groter was in de kustzone in vergelijking met de verderaf gelegen zones.

Algemeen kan gesteld worden dat de garnaalvisserij een typisch Vlaamse aangelegenheid is, gelokaliseerd in de nabije kustzone (<3 mijl) rond de Vlakte van de Raan, Oostende en de Kustbanken. De boomkorvisserij is vooral actief in de ruime omgeving van de Vlakte van de Raan, de Zeelandbanken en de Hinderbanken. Deze gebieden zijn trouwens gekenmerkt door hoge concentraties van bodemorganismen (zie ook Hoofdstuk 9). Tijdens de zeevogeltellingen werden iets minder boomkorvaartuigen waargenomen rond de Vlaamse banken, mogelijks gerelateerd aan de aanwezigheid van de belangrijkste zandwinningsgebieden in deze zone. Anderzijds werden op basis van de DZ-vluchtgegevens ook tussen Oostdyck en Buitenratel en rond de Middelkerkebank meer boomkorvaartuigen waargenomen.

Tussen 3 en 12 mijl werden Belgische en Nederlandse vissers in gelijke aantallen waargenomen. Voorbij de 12 mijlszone wordt de boomkorvisserij grotendeels onder Nederlandse vlag uitgeoefend. Engelse, Deense en Franse vissersvaartuigen worden slechts af en toe waargenomen en dan enkel buiten de Belgische territoriale wateren.

De bordenvisserij wordt beperkt uitgeoefend op het BNZ en dit vooral tussen de Gootebank en Thorntonbank rond de 12-mijlszone en ten zuiden van de Vlakte van de Raan.

Gebaseerd op gegevens tussen 1992 en 2007 lijkt de warrel- en vooral de kieuwnetvisserij beperkt aanwezig te zijn offshore van de 12-mijlszone. Bovendien blijkt dit vooral onder Franse vlag te gebeuren, een vlootsegment dat trouwens ook heel actief is aan de rand van de Frans-Belgische territoriale grens. Het is momenteel niet duidelijk waarom dit type visserij binnen de 12-mijlszone niet door meerdere Vlaamse vaartuigen wordt uitgeoefend.

De hengelsportvisserij is vooral gelokaliseerd rond clusters van grotere wrakken die verspreid liggen over het BNZ. De visserij-inspanning van de hengelsportvisserij lijkt zich te concentreren in drie stroken parallel met de kust, nl. binnen de 6-mijlszone en rond de 12 en 18 mijl uit de kust. Van de garnaalsportvisserij zijn quasi geen gegevens voorhanden, doch er kan algemeen worden aangenomen dat deze sloepen vooral in de kustnabije zone opereren. Gezien het geschatte aandeel van de sportvisserij in de totale visserij-inspanning, is het ten zeerste aangeraden om zo snel mogelijk betrouwbare gegevens te verzamelen voor alle sportvisserij-methodes, teneinde een totaalbeeld van de visserij-inspanning op het BNZ te bekomen.

Voorlopig is het onduidelijk hoe meer gedetailleerde gegevens over de visserij-inspanning (i.e. Catch per Unit Effort) kunnen verkregen of berekend worden voor het BNZ. De DZ-vluchtgegevens moeten zeker efficiënter beheerd worden en de opnames van vissersvaartuigen zouden nauwkeuriger en vollediger moeten gebeuren in de toekomst. Ook voor de INBO-gegevens is een up-date noodzakelijk en zou de informatie nauwkeuriger moeten worden genoteerd zodat meer gegevens bruikbaar worden. Het zou beide datasets ten goede komen mocht de staalname-inspanning gespreid worden over het volledige BNZ. Hopelijk kunnen in de toekomst de INBO-gegevens uitgebreid worden met gegevens omtrent vangstgrootte, tonnage en motorvermogen om zodoende tot een beter beeld van de echte visserij-inspanning te komen.

Vooralsnog is gebleken uit andere studies dat bewerkte VMS-gegevens (Vessel Monitoring System), uitgebreid met gegevens over de vangstgrootte (i.e. nauwkeurig ingevulde logboekgegevens), het best de visserij-inspanning kunnen weergeven. Daarvoor is het in België helaas nog wachten tot na 2009, wanneer het vrijgeven van VMS-gegevens voor wetenschappelijke doeleinden een Europese verplichting wordt. Een andere mogelijke piste is de toestemming vragen aan de individuele vissers en/of reders om eventueel hun deel van de VMS-gegevens te mogen gebruiken voor wetenschappelijk onderzoek (cf. Nederland, UK, Frankrijk). Binnen deze kortlopende voorstudie was de tijd te kort om dit grondig uit te voeren. Het zou in elk geval een aanleiding kunnen zijn om ook andere reders en/of de officiële instanties over de streep te halen om alle VMS-gegevens vrij te geven. De VMS-gegevens zullen echter pas ten volle hun nut bewijzen, wanneer (1) ze gerelateerd worden aan vangstgegevens; (2) de positionering van de vaartuigen in een frequentie van minder dan 30 minuten wordt doorgeseind; (3) kleinere schepen (< 15 meter) en vooral sportvissers eveneens verplicht worden om VMS-gegevens door te sturen.

Mogelijks zullen op termijn de AIS-gegevens (Automatic Identification System) en/of SAR-beelden (Synthetic Aperture Radar) de beste methode leveren om de visserij-inspanning te berekenen, tenminste als deze (1) beschikbaar worden gesteld voor wetenschappelijke doeleinden; (2) worden toegepast op alle vaartuigen; (3) goedkoper worden.

### 6.1.6 Dankwoord

Voor deze studie werd gebruik gemaakt van controlevlucht-gegevens die beschikbaar werden gesteld door de Dienst Zeevisserij (DZ) van het Departement Landbouw en Visserij. Deze gegevens werden in samenwerking met het Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ) gedigitaliseerd. Daarnaast werden ook gegevens geëxtraheerd uit de zeevogeldatabank van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO). Beide instituten worden bedankt voor hun medewerking.

### 6.1.7 Referenties

- Afonso-Dias M., Pinto C., Simões J. (2006) GeoCrust 2.0 – a computer application for monitoring the Portuguese crustacean trawl fishery using VMS, landings and logbooks data. ICES CM 2006/N:19.
- Anon. (2006): Resultaten van een pilootstudie over de recreatieve visserij op kabeljauw in de wateren onder Belgische jurisdictie.
- Degraer S., Wittoeck J., Appeltans W., Cooreman K., Deprez T., Hillewaert H., Hostens K., Mees J., Vanden Berghe W., Vincx M. (2006). De macrobenthosatlas van het Belgisch deel van de Noordzee. Federaal Wetenschapsbeleid D/2005/1191/5, 164 pp.
- Deng R., Dichmont C., Milton D., Haywood M., Vance D., Hall N., Die D. (2005) Can vessel monitoring system data also be used to study trawling intensity and population depletion? The example of Australia's northern prawn fishery. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62(3): 611-622.
- Dinmore T.A., Duplisea D.E., Rackham B.D., Maxwell D.L., Jennings S. (2003) Impact of a large-scale area closure on patterns of fishing disturbance and the consequences for benthic communities. *ICES J. Mar. Sci.*, 60: 371–380.
- Hostens K., Moulaert I. (2006). De macro-, epi- en visfauna op de Vlakte van de Raan. In: Coosen J. *et al.* (Ed.) (2006). Symposium: The Vlakte van de Raan revisited, Oostende (B). VLIZ Special Publication, 35: pp. 116-135.
- Hostens K., Moulaert I., Parmentier K., Van Hoey G., Hillewaert H., Hoffman S., Bekaert K., Wittoeck J. (2008) Biologische, chemische en biochemische monitoring van sediment en bodemorganismen bij het lossen van gebaggerd materiaal voor de Belgische kust (2006 - 2008). Rapport BAG/8.

- Hostens K., Moulaert I., Wittoeck J., Hillewaert H., Van Hoey G. (in prep). Zandwinning gerelateerd aan de biologische waarde van de Belgische Noordzee. Symposium zand, oktober 2008.
- Kourti N., Shepherd I., Pavlakis P., Hoffmann V. (2000). SAR-imagery for fishing vessel detection, Final Report. JRC no 14890-1998-12-A1CA ISP BE. 24 pp. + Annexes.
- Kourti N., Shepherd I., Greidanus H., Alvarez M., Aresu E., Bauna T., Chesworth J., Lemoine G., Schwartz G. (2005) Integrating remote sensing in fisheries control. *Fisheries Management and Ecology* 12 (5), 295–307.
- Lemoine G., Chesworth J., Schwartz-Juste G, Kourti N., Shepherd I. (2004) Near real time vessel detection using spaceborne SAR imagery in support of fisheries monitoring and control operations. In: *Proceedings of the Geoscience and Remote Sensing Symposium, IGARSS '04, Vol. 7: 4825- 4828.*
- Lindeboom H. (2008). The North Sea, past and present: shifting baselines and human uses, in: Mees J. & Seys J. (Ed.) (2008). VLIZ Young Scientists' Day, Brugge, Belgium, 29 February 2008: book of abstracts. VLIZ Special Publication, 40: pp. 24.
- Maes F., Schrijvers J., Van Lancker V., Verfaillie E., Degraer S., Derous S., De Wachter B., Volckaert A., Vanhulle A., Vandenabeele P., Cliquet A., Douvere F., Lambrecht J., Makgill R. (2005) Towards a spatial structure plan for sustainable management of the sea,(GAUFRE) research in the framework of the BSP programme 'Sustainable Management of the Sea', PODO II, Gent. 539pp.
- Mills C.M., Townsend S.E., Jennings S., Eastwood P.D., Houghton C.A. (2007) Estimating high resolution trawl fishing effort from satellite-based vessel monitoring system data. *ICES J. Mar. Sci.*, 64: 248–255.
- Goffin A., Lescrauwaet A.-K, Calewaert J.-B., Mees J., Seys J., Delbare D., Demaré W, Hostens K., Moulaert I., Parmentier K., Redant F., Mergaert K., Vanhooreweder B., Maes F., De Meyer P., Belpaeme K., Maelfait H., Degraer S., De Maerschalck V., Derous S., Gheskiere T., Vanaverbeke J., Van Hoey G., Kuijken E., Stienen E., Haelters J., Kerckhof F., Overloop S., Peeters B. (2007) MIRA Milieurapport Vlaanderen, Achtergronddocument 2006, Kust & zee, Vlaamse Milieumaatschappij, Erembodegem, Belgium, [www.milieurapport.be](http://www.milieurapport.be), 180 pp.
- Montgomery D.R. (2000) International fisheries enforcement management using wide swath SAR *Johns Hopkins Apl Technical Digest*, Vol. 21 (1): 141-147.
- Moulaert I., Hostens K., Hillewaert H., Wittoeck J. (2007) Spatial variation of the macrobenthos species and communities of the Belgian Continental Shelf and the relation to environmental variation. *ICES CM 2007/A.:09:1-13*
- Murawski S.A., Wigley S.E., Fogarty M.J., Rago P.J., Mountain D.G. (2005) Effort distribution and catch patterns adjacent to temperate MPAs. *ICES J. Mar. Sci.*, 62: 1150-1167.



Rijnsdorp A.D., Piet G.J., Poos J.J. (2007) Effort allocation of the Dutch beam trawl fleet in response to a temporarily closed area in the North Sea. ICES CM 2001/N:01: 1-17

## 6.2 Vaststellen geografische verspreiding potentiële visgronden per visserijmethode

Auteur: Depestele, J.

### 6.2.1 Inleiding

De Belgische visserij richt zich naar aanvoerwaarde vooral op tong (*Solea solea*) en qua totale aanvoer op schol (*Pleuronectes platessa*) (Anon., 2006). Naast kabeljauw (*Gadus morhua*), rog (Rajidae), garnaal (*Crangon crangon*) en andere bijvangstsoorten worden tong en schol voornamelijk gevangen met de boomkor. Meer dan 90% van de Belgische vloot bestaat uit boomkorvaartuigen. Dit is ook de visserijmethode die het meest wordt toegepast op het Belgisch deel van de Noordzee. Boomkorvisserij is een actieve visserijmethode die op quasi het volledige Belgische deel van de Noordzee haalbaar is. De visgronden waar deze visserijmethode zich op het Belgische deel van de Noordzee vooral op richt, worden beschreven in hoofdstuk 5.1. Nieuwe, potentiële visgronden voor deze visserijmethode worden niet beschreven, aangezien wordt aangenomen dat de boomkorvisserij door haar ruime toepassing de meest geschikte visgronden al bevest. Anderzijds zijn boomkorvissers voldoende talrijk en inventief om zelf de exploitatie van visgronden door technologische verbeteringen verder te ontwikkelen, zoals door het gebruik van drie-dimensionele plottingsystemen (ICES, 2006a; Rijnsdorp *et al.*, 2006).

Boomkorvisserij heeft echter enkele economische moeilijkheden door de hoge brandstof- en materiaalkosten. Haar ecologische impact wordt eveneens in vraag gesteld. Alternatieve visserijmethodes, in het bijzonder passieve visserijmethodes, zijn daarom een belangrijk aandachtspunt in de toekomstvisie en -strategie van ILVO-Visserij ter ondersteuning van de Belgische visserijsector (Polet *et al.*, 2005). Een interessante passieve visserijmethode die eveneens de belangrijkste doelsoort, namelijk tong op efficiënte en economisch rendabele manier kan vangen, is kieuw- en/of warrelnetvisserij (Stouten *et al.*, 2007). Kieuwnetvisserij op kabeljauw is eveneens een haalbare kaart, maar wegens het terugvallende kabeljauwbestand wordt hier niet dieper op ingegaan.

Kieuw- en/of warrelnetvisserij op tong wordt in beperkte mate bedreven op het Belgische deel van de Noordzee. De technische haalbaarheid van deze visserijmethode wordt daarom niet experimenteel aangetoond, noch is het in het kader van WAKO mogelijk om de vangstefficiëntie te evalueren. Haar toepassing en mogelijke verspreiding wordt echter wel toegelicht. Stouten *et al.* (2007) hebben aangetoond dat deze visserij, gecombineerd met andere métiers, economisch haalbaar is en zelfs een goede rentabiliteit heeft.

Om kieuw- en warrelnetvisserij beter te begrijpen en haar potentie in ruimtelijk verband beter te kennen, wordt kieuw- en warrelnetvisserij met als voornaamste doelsoort tong beschreven voor de naburige wateren (de Zuidelijke Noordzee en het Oostelijk deel van het Engels Kanaal). De al bestaande Belgische warrelnetvisserij wordt ook kort toegelicht naar haar potentie in technisch kader

en naar vangstsamenstelling. Haar beperkte, huidige geografische verspreiding wordt aangeduid in hoofdstuk 6.1.

Naast de verschillen in technische haalbaarheid met de boomkorvisserij door hun verschillend vangstprincipe hebben beide visserijmethodes ook andere implicaties naar ruimtegebruik. Boomkorvisserij is een actieve visserijmethode, maar kieuw- en warrelnetvisserij zijn passieve visserijmethodes. Dit betekent dat deze laatste statisch zijn en een ruimtelijke oppervlakte tijdelijk in een zekere mate in beslag nemen. Er wordt een beknopt overzicht gegeven van mogelijke relaties met ander ruimtelijk gebruik van het Belgische deel van de Noordzee. Dit is belangrijk, omdat er de vraag van statische ruimtegebruikers op het Belgische deel van de Noordzee alsmaar toeneemt, zoals voor het windmolenpark, aquacultuurzones, etc. Maes *et al.* (2005) vermelden zelfs één mogelijk beleidscenario waarbij ook mobiele visserijmethodes gelimiteerd zouden worden tot een geografisch gebied. Ruimtelijke implicaties zijn dus belangrijk in het kader van potentie voor visserij. Het temporele aspect speelt een belangrijke rol bij zonering, maar wordt in deze analyse slechts heel beknopt toegelicht.

### 6.2.2 Materiaal & Methoden

In dit onderdeel wordt er geen experimenteel werk uitgevoerd. Er worden ook geen predicties uitgevoerd over de mogelijke toekomstige veranderingen in productiviteit, soortenrijkdom, en -diversiteit of wijzigingen in populatiesamenstelling, etc. door wijzigingen in de visserijmethode. De vangstcapaciteit van elk van de visserijmethodes worden niet op lange termijn voorspeld, noch met elkaar vergeleken. De methode die hier wordt toegepast, dient om vast te stellen wat de toekomstige geografische verspreiding van potentiële visgronden voor kieuw- en warrelnetvisserij kan zijn. Een beschrijving van de technische haalbaarheid van kieuw- en/of warrelnetvisserij op basis van een beknopte literatuurstudie op het Belgische deel van de Noordzee, de Zuidelijke Noordzee (ICES-zone IVc) en het Oostelijke Engels Kanaal (ICES-zone VIIId) wordt gegeven op basis van een literatuurstudie. De aanvoerstatistieken van de Belgische warrelnetvaartuigen worden geanalyseerd naar vangstsamenstelling voor de periode 2002 tot en met 2006. Na eliminatie van de zeereizen waarbij de vangstsamenstelling meer dan 40 % onbekende soorten bevat, wordt de vangstsamenstelling voor tongvisserij van 2004, 2005 en 2006 geëxtraheerd uit de databank door de zeereizen te groeperen volgens de methode van “*K-means clustering*” (Silva *et al.*, 2002). Dit is een iteratieve verdelingsmethode waarbij op voorhand wordt bepaald om de zeereizen in drie groepen in te delen. De keuze voor drie groepen gebeurt op basis van de doelsoorten tong, kabeljauw en zeebaars. Zeereizen waarbij meer dan 40% van de soorten onbekend zijn, worden geëlimineerd uit de analyse. De zeereizen waarbij tong de doelsoort is, worden geanalyseerd volgens tijd en gebied. Anderzijds wordt de praktijkervaring van Belgische warrelnetvissers door middel van enquêtering ook meegenomen ter kwaliteitscontrole.

Implicaties van een mogelijke uitbreiding van kieuw- en/of warrelnetvisserij voor andere gebruikers van het Belgische deel van de Noordzee wordt eveneens bestudeerd door een literatuurstudie en consultatie van kieuw- en/of warrelnetvissers.

### 6.2.3 Resultaten

#### 6.2.3.1 Technische haalbaarheid

De technische haalbaarheid en de potentiële verspreiding van visgronden op het Belgische deel van de Noordzee voor warrelnetvisserij mag niet strikt worden herleid tot het gebruik van schakels<sup>4</sup> voor tong *sensu strictu*, maar moet worden geïnterpreteerd als de mogelijkheid om met kieuw- en warrelnetten *sensu lato* op tong te vissen. De vangstefficiëntie van beide varianten is weliswaar verschillend, maar het algemene vangstprincipe blijft gelijkaardig. Beide vistuigen zijn passief en maken gebruik van de bewegingspatronen van de doelsoort(en).

Het verschil tussen schakels, kieuwnetten die verkort zijn met sneuen<sup>5</sup> en kieuwnetten *sensu lato* zit vooral in de vangstefficiëntie. Deze is afhankelijk van het subtiele verschil tussen de vangstprincipes (Depestele *et al.*, 2006).

- Het vangstprincipe van kieuwnetvisserij is in hoofdzaak het kieuwen:  
Een vis van de gepaste afmeting wil door een maas zwemmen, maar komt vast te zitten doordat de maas net iets kleiner is dan zijn eigen lichaamsomtrek. Wanneer de vis het netgaren opmerkt en terug wil zwemmen, is het al te laat. Het netgaren blijft hangen achter het kieuwdeksel en de vis is ‘gekieuwd’.
- Het vangstprincipe van warrelnetvisserij is in hoofdzaak het verwarren:  
Deze methode rekent op de vechtlust van de vis. Wanneer een vis in buurt van een net komt en er eventueel al gedeeltelijk in vastzit, zal die zich kronkelen om er uit te geraken. Hierdoor verwacht hij zichzelf meestal nog verder in het net tot hij volledig vast zit.

Beide vangstprincipes komen voor in schakels, kieuwnetten met sneuen en kieuwnetten *sensu lato*, maar de verhouding van het “kieuwen” en “verwarren” is verschillend. Dit bepaalt de verschillen in vangstefficiëntie. De technische haalbaarheid van beide visserijmethodes kan dus uniform worden toegelicht, ook al zijn er verschillen in de socio-economische (zoals werklust) en ecologische (zoals selectiviteit) performantie van beide varianten. De technische haalbaarheid van kieuw- en warrelnetvisserij voor tong wordt aangetoond door de visserij in de Zuidelijke Noordzee en het Oostelijk deel van het Engels Kanaal te beschrijven. De al bestaande Belgische warrelnetvisserij op tong wordt geanalyseerd naar vangstsamenstelling.

---

<sup>4</sup> Schakels (Eng.: trammel nets; Fr.: trémails) zijn een bepaald type van verankerde warrelnetten. Ze bestaan uit drie achter elkaar hangende netten, waarvan de buitenste (de laddernetten) wijdmazig, en het binnennet fijnmazig en loshangend zijn. De vis zwemt door het eerste laddernet, stuit tegen het binnennet en duwt dit door het tweede laddernet. Op die wijze wordt een zak gevormd door een deel van het binnennet en is de vis gevangen (Anon. 1992)

<sup>5</sup> sneu: dunne dwarslijn tussen onder- en bovenpees opdat het net niet strak open zou staan, zodat de vis gemakkelijker er in kan verwarren

*Kieuw- en warrelnetvisserij in Zuidelijke Noordzee (ICES-zone IVc) en Oostelijk deel van het Engels Kanaal (ICES-zone VIId)*

Naast de Belgische kieuw- en warrelnetvisserij voor tong wordt door Nederland, Engeland, Duitsland (Duitse vaartuigen met Deense reder) en Frankrijk ook op tong gevestigd met dit type vistuig. De “meeste” Belgische warrelnetvisserij concentreert zich voornamelijk op het Belgisch deel van de Noordzee, terwijl Nederland, Engeland, Duitsland en Frankrijk onder meer in de Zuidelijke Noordzee en/of het Oostelijk deel van het Engels Kanaal op tong vissen. Bij ons weten is de beschrijving van die visserijen enkel voor het Oostelijk deel van het Engels Kanaal uitgebreid gebeurd en in mindere mate van detail ook voor de Zuidelijke Noordzee (Tétard *et al.*, 1995; Guitton *et al.*, 2003; Macmullen *et al.*, 2004). De vistuig en technische karakteristieken, de vangstsamenstelling en -capaciteit en de toegepaste visserijstrategie worden hieronder beschreven, gebaseerd op Tétard *et al.* (1995), Guitton *et al.* (2003) en Macmullen *et al.* (2004).

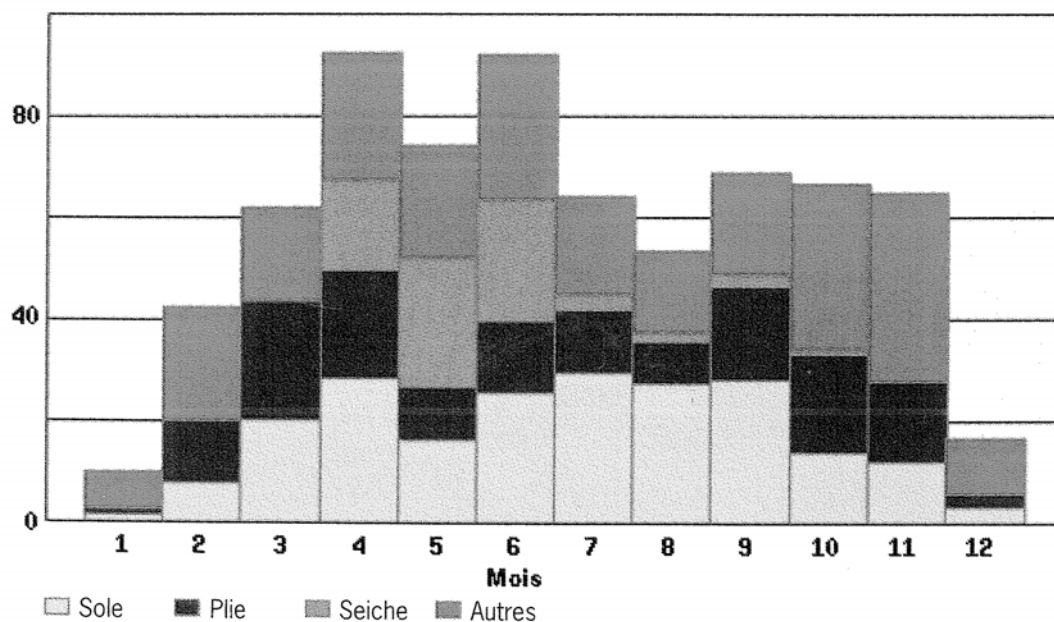
1. Kieuw- en warrelnetvisserij in het Oostelijk deel van het Engels Kanaal (Engeland)

a. Vistuig en technische karakteristieken

Zowel schakels als enkelwandige kieuwnetten worden toegepast voor tong. Schakels werden in het begin van de jaren '90 meer gebruikt voor tong, terwijl voor schol meer afgewisseld werd tussen schakels en enkelwandige kieuwnetten. Het enkelwandig net zou goedkoper zijn in aankoop en geleidelijk aan de schakels vervangen in regio's waar kreeftachtigen (*Crustacea*), die moeilijk te ontwarren zijn, abundant zijn. De maaswijdte van de binnenste wand of de enkele wand was aanvankelijk tussen 95 en 102mm (Tétard *et al.*, 1995), maar is tegenwoordig eerder tussen 100 en 125mm (Guitton *et al.*, 2003). Het vistuig bestaat uit 8 tot 10 stukken (Eng. *fleets*) van 40 tot 50m lang. De vaartuigen zijn kleiner dan 10m. De officiële statistieken rapporteren 150 vaartuigen, maar dit is waarschijnlijk een onderschatting.

b. Vangstsamenstelling en -capaciteit

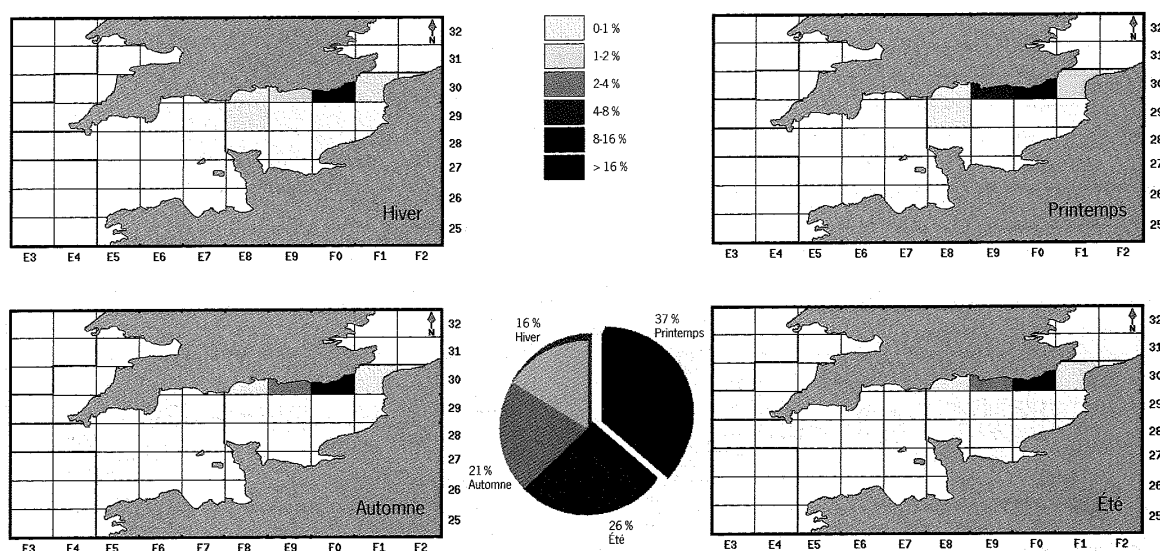
De doelsoort is tong met schol als belangrijkste bijvangstsoort. Andere soorten die bijgevangen worden, zijn kabeljauw, zeebaars (*Dicentrarchus labrax*), Mugilidae, zeekat (*Sepia sp.*), en wulken (*Buccinum undatum*). In de periode 1995 - 1998 werd gemiddeld 331 ton tong aangeland per jaar, wat gemiddeld 31% van de totale vangst uitmaakte (Macmullen *et al.*, 2004). Guitton *et al.* (2003) schat de jaarlijkse productie op 700 tot 800 ton. Figuur 6-12 geeft de maandelijkse aanvoer weer van de verschillende doelsoorten.



**Figuur 6-12** - Maandelijkse productie in ton per aangelande vissoort (sole: tong; plie: schol; seiche: zeeekat; autres: andere) (Aangepast van Guitton *et al.*, 2003)

### c. Toegepaste visserijstrategie

De vloot is geconcentreerd in het zuiden van Engeland. Meestal wordt binnen de 6-mijlszone, dicht bij de haven gevist. Door haar bescheiden karakteristieken zijn de winteractiviteiten beperkt. In die periode wordt vooral op schol gevist. De aanlandingen van tong worden vooral geconcentreerd in de lente. De vangsten van zeeekat vullen in die periode de tongenvangsten aan. Van maart tot november blijft de aanvoer en de aanvoerwaarde van tong het belangrijkste. Bijvangstsoorten als schol zijn jaarrond belangrijk, terwijl kabeljauw vooral in de winter en zeebaars in de zomer belangrijk zijn. De geografische en seizoensgebonden verdeling van de activiteiten wordt verduidelijkt in Figuur 6-13.



**Figuur 6-13** - Geografische en seizoensgebonden verspreiding van de productie (% van de jaarlijkse aanvoer) (Aangepast van Guitton *et al.*, 2003)

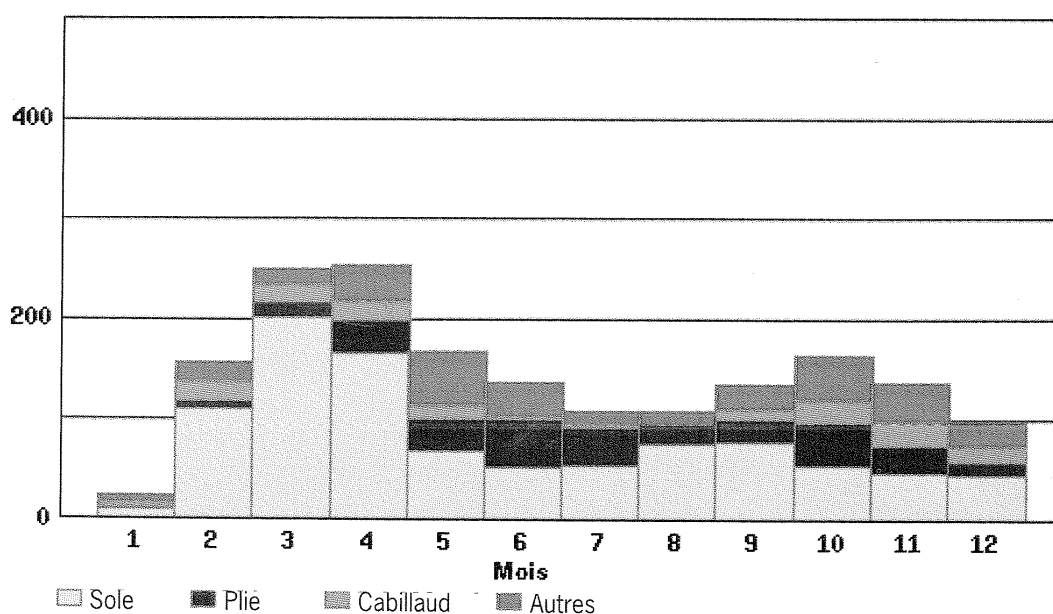
## 2. Kieuw- en warrelnetvisserij in het Oostelijk deel van het Engels Kanaal (Frankrijk)

### a. Vistuig en technische karakteristieken

Er wordt gevist met schakels. De maaswijdte varieert volgens de doelsoort en de visserijtactiek, maar voor tong heeft de binnenste wand een maaswijdte tussen 80 en 120 mm. De totale lengte van de netten kan tot 10 km bereiken, bestaande uit stukken van 10 tot 600 m. Er zijn 150 vaartuigen, waarvan het overgrote deel in de buurt van Boulogne-sur-Mer, Fécamp en Dieppe gebaseerd is. In de baai van de Seine wordt dit métier eveneens toegepast. Hun gemiddelde lengte bedraagt 9 m met een motorvermogen van 83kW.

### b. Vangstsamenstelling en -capaciteit

Tong domineert de vangsten, zowel in tonnenmaat als in aanvoerwaarde. Er kan tijdelijk ook gericht op schol gevist worden. Kabeljauw, tarbot (*Scophthalmus maximus*) en griet (*Scophthalmus rhombus*) zijn geapprecieerde bijvangst, maar maken gewoonlijk minder dan 20% van de totale vangst uit. Guitton *et al.* (2003) schat de jaarlijkse productie op 1200 tot 1900 ton, met de mogelijkheid van een onderschatting door niet-gerapporteerde verkoop. Figuur 6-14 geeft de maandelijkse aanvoer weer van de verschillende doelsoorten.

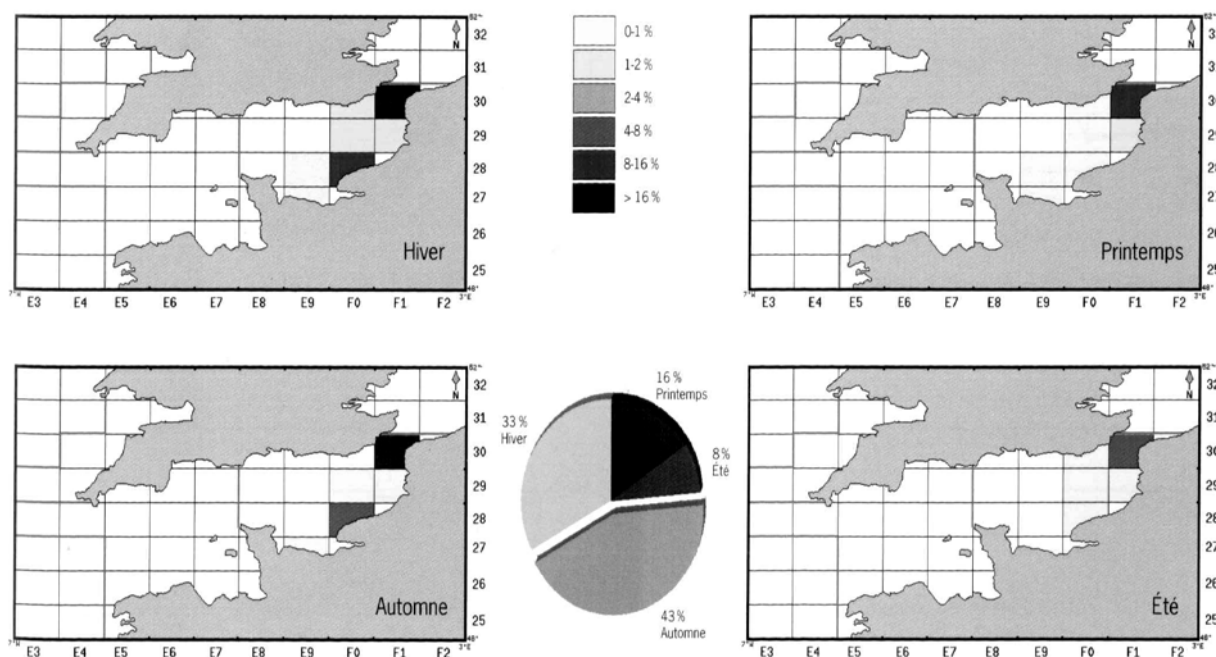


**Figuur 6-14** - Maandelijkse productie in ton per aangelande vissoort (sole: tong; plie: schol; cabillaud: kabeljauw; autres: andere) (Aangepast van Guitton *et al.*, 2003)

### c. Toegepaste visserijstrategie

De vloot is geconcentreerd rond Boulogne-sur-Mer, Fécamp en Dieppe. Er wordt ook gevist in de baai van de Seine. De visserij kan het ganse jaar plaatsvinden, maar wordt veelal afgewisseld met andere métiers. De vaartuigen zijn dikwijls relatief klein, tussen 7 en 12m. Er is ook een vloot van een twintigtal grotere vaartuigen van meer dan 15 m.

Deze vaartuigen kunnen de volledige zone van het Oostelijk deel van het Engels Kanaal bevissen en zelfs een deel van de Zuidelijke Noordzee. De grootste visserij-inspanning bevindt zich echter binnen de 12-mijlszone tussen Duinkerke en de baai van de Seine. Het visserijseizoen voor tong begint halverwege februari en duurt tot oktober. Sommige vissers concentreren zich gedurende de lente echter enkele maanden op schol of kabeljauw. De geografische en seizoensgebonden verdeling van de activiteiten wordt verduidelijkt in Figuur 6-15.



**Figuur 6-15** - Geografische en seizoensgebonden verspreiding van de productie (% van de jaarlijkse aanvoer) (Aangepast van Guitton *et al.*, 2003)

### 3. Kieuw- en warrelnetvisserij in de Zuidelijke Noordzee (Engeland, Nederland, Denemarken en in beperkte mate Frankrijk)

De kieuw- en warrelnetvisserij van de Zuidelijke Noordzee is minder gedetailleerd beschreven dan die in het Oostelijk deel van het Engels Kanaal. Macmullen *et al.* (2004) beschrijft de Engelse visserij. Het zijn vooral kleine vaartuigen (< 10 m) die afhankelijk van het seizoen vissen met potten, haken en lijnen of kieuwnetten. Er zijn enkele grotere (> 10 m) vaartuigen die vanaf Grimsby opereren en vooral *offshore* in de buurt van wrakken vissen. Schakels worden vooral gebruikt als “*all round*”-netten die de meeste doelsoorten vangen. Er wordt afgewisseld met kieuwnetten voor kabeljauw. De zogenaamde “*warnetten*” of kieuwnetten met korte sneuen (Eng.: *tangle nets*) worden vooral in het Zuiden van de regio gebruikt om roggensoorten te vangen. Over het algemeen is er een dalende trend in de visserij-inspanning en de vangsten in de Zuidelijke Noordzee.

De Engelse visserij is vooral *inshore* in ondiep water en sterk afhankelijk van kabeljauw en tong. Technische specificaties van de gebruikte netten voor tong en kabeljauw worden beschreven in Revill & Dunlin (2003). Nederlandse, enkele Franse en Duitse vlag-vaartuigen vissen in de Zuidelijke Noordzee ook op tong. ICES (2006b) vermeldt dat ongeveer 10% van de Noordzeetong bevestigd werd



met kieuw- en/of warrelnetten. Kwantitatieve gegevens over het vistuig, technische karakteristieken, de vangstsamenstelling en/of de visserijstrategie zijn ons echter onbekend. Anekdotische informatie maakt duidelijk dat de Nederlandse en Deense vissers hun tongenquota in de Zuidelijk Noordzee bevissen met het zogenaamde “Deense systeem” (schipper SH 15, pers. meded.). Dit systeem is enkelwandig en heeft 9 tot 10 mazen voor de nethoogte.

### *Kieuw- en warrelnetvisserij in de Zuidelijke Noordzee (IVc) (België)*

De technische haalbaarheid van kieuw- en warrelnetvisserij op tong hoeft amper bewezen te worden, aangezien drie vaartuigen van de Belgische vloot (m.n. N 95 “JONAS-II, O 369 “ATTILA” en O 554 “GODELIEVE”) aangetoond hebben dat deze visserijmethode technisch een haalbare kaart is op het Belgische deel van de Noordzee. In augustus 2007 is er een nieuw vaartuig in de Belgische vloot gekomen dat potentieel met kieuw- en/of warrelnetten kan vissen, namelijk O 32 “PETRUS PICTOR”. In het najaar (augustus - september) zijn er tevens enkele Duitse vaartuigen (onder meer SH 7, SH 11, SH 12, SH 15, etc.) met Deense schippers die sporadisch op het Belgisch deel van de Noordzee vissen. Zij vissen met het zogenaamde Deense systeem op tong ter hoogte van de hinderbanken (20 mijl Noordwest vanuit Oostende).

#### a. Vistuig en technische karakteristieken (Depestele & Van Craeynest, 2005)

Door de Belgische nettenvissers wordt er met schakels gevist op tong en met enkelwandige kieuwnetten op kabeljauw. De technische karakteristieken variëren volgens de doelsoort en de visserijtactiek. Tongenvisserij gebeurt met schakels, waarvan de binnenste wand een maaswijdte tussen 90 en 100 mm heeft. De totale lengte van de uitgezette netten varieert van 7,5 km tot 15 km. De netstukken zelf hebben een lengte van 50 à 60 tot 300 m. Deze netten staan ongeveer tussen 0,2 en 0,7 m hoog open. Er wordt gevist op dieptes die variëren tussen heel ondiep, bijvoorbeeld op de rand van zandbanken, en in water met een diepte tussen 20 en 40m. Afhankelijk van de omgevingsvariabelen als zichtbaarheid in het water en daarmee samenhangend de diepte wordt polyamide (nylon) of monofilament gebruikt.

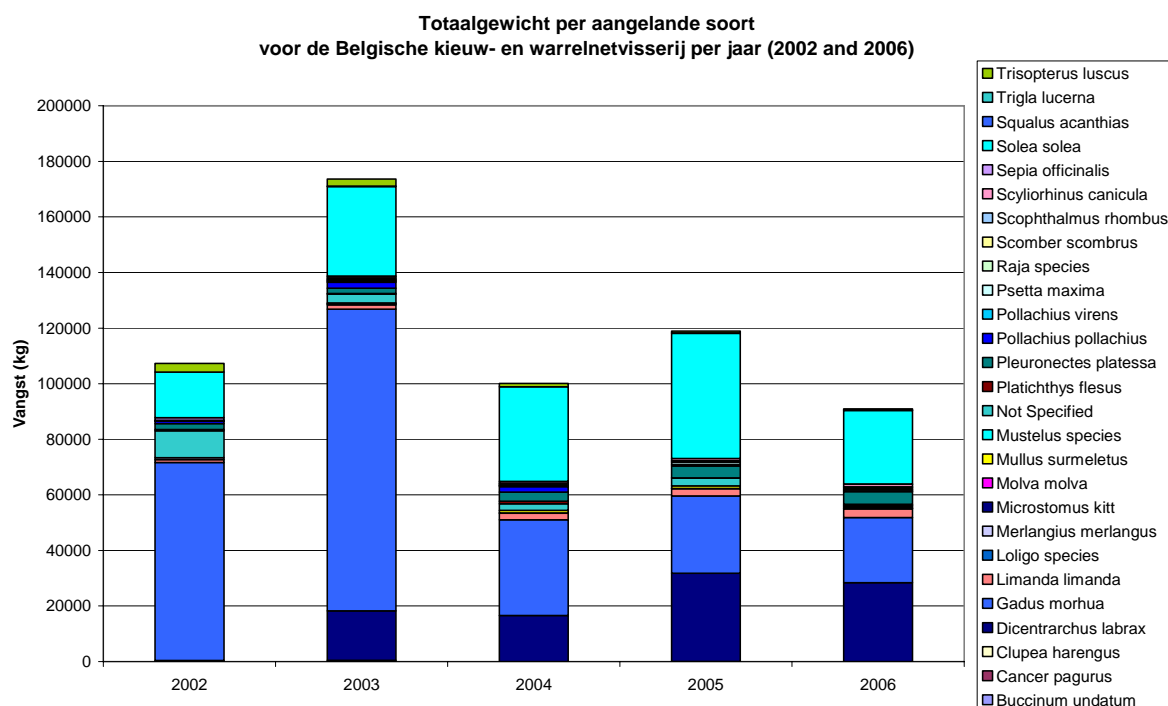
Visserij op kabeljauw gebeurt met een ander type netten. Deze enkelwandige kieuwnetten hebben een maaswijdte tussen 120 en 170 mm. Ze worden in de buurt van wrakken gepositioneerd, net zoals in Engeland (Revell & Dunlin, 2003). Meestal worden er drie netstukken van rond de 300 m uitgezet, afhankelijk van de grootte van het wrak. Netten voor kabeljauw of andere rondvis zoals zeebaars (*Dicentrarchus labrax*) staan hoger open dan de schakels voor tong, nl. 1,20 m of 3 tot 5 m.

Tot slot wordt door buitenlandse vaartuigen ook het “Deense systeem” voor tong toegepast. Deze netten zijn enkelwandig en hebben een maaswijdte van 80 tot 104 mm. Hun voornaamste kenmerk is dat ze slechts 9 tot 10 mazen hoog zijn. Er worden geen sneuen gebruikt. Er worden tot 600 netten

van 60 m uitgezet. Het “Deense systeem” heeft een lagere vangstefficiëntie dan de schakels, maar wordt toch gebruikt omdat het voor deze vaartuigen te duur is om ook schakels aan te kopen. Zij vissen namelijk voornamelijk ten noorden van 53° en 54° noorderbreedte en slechts enkele reizen in de Zuidelijke Noordzee. De bijvangst en teruggooi van benthische invertebraten, voornamelijk krabbenachtigen, is in de noordelijke gebieden hoger dan in de Zuidelijke Noordzee. Op het Belgische deel van de Noordzee worden amper benthische invertebraten bijgevangen (Deense schipper, mond. meded.).

#### b. Vangstsamenstelling en -capaciteit voor de Zuidelijke Noordzee (IVc)

In de periode 2002 - 2006 zijn drie doelsoorten belangrijk geweest naar aanvoer en waarde voor de Belgische kieuw- en warrelnetvaartuigen, namelijk tong, kabeljauw en zeebaars (Figuur 6-16). Andere soorten worden eveneens gevangen, maar naast schol en schar zijn deze soorten eerder van marginaal belang. Figuur 6-16 toont aan dat het belang van de visserij op kabeljauw is afgenomen in het voordeel van de visserij op zeebaars. Tongenvisserij kent doorheen de jaren 2002 tot en met 2006 een eerder constante aanvoer. Deze drie vissoorten domineren in elk jaar de vangsten voor de warrelnetvisserij, zowel qua vangst als qua aanvoerwaarde (Stouten *et al.*, 2007). In Figuur 6-16 is een uitgebreide lijst weergegeven van soorten die eveneens worden aangeland. Deze maken echter een heel klein aandeel van de vangst uit. Tabel 6-2 geeft weer welke soorten op meer dan 1% van de zeereizen werden bijgevangen en welke soorten op minstens 5% van de zeereizen werden bijgevangen in één van de jaren tussen 2002 en 2006.



**Figuur 6-16** - Jaarlijkse productie in kg per aangelande vissoort voor de Belgische kieuw- en warrelnetvaartuigen, die zowel kieuw- en/of warrelnetvisserij als hengeltvisserij kunnen beoefenen. Kabeljauw

was in 2002 en 2003 een belangrijke doelsoort, maar sinds 2003 is haar belang gradueel afgenomen en is zeebaars aan belang gaan winnen. De visserij op tong heeft een eerder constante aanvoer doorheen de jaren 2002 tot en met 2006.

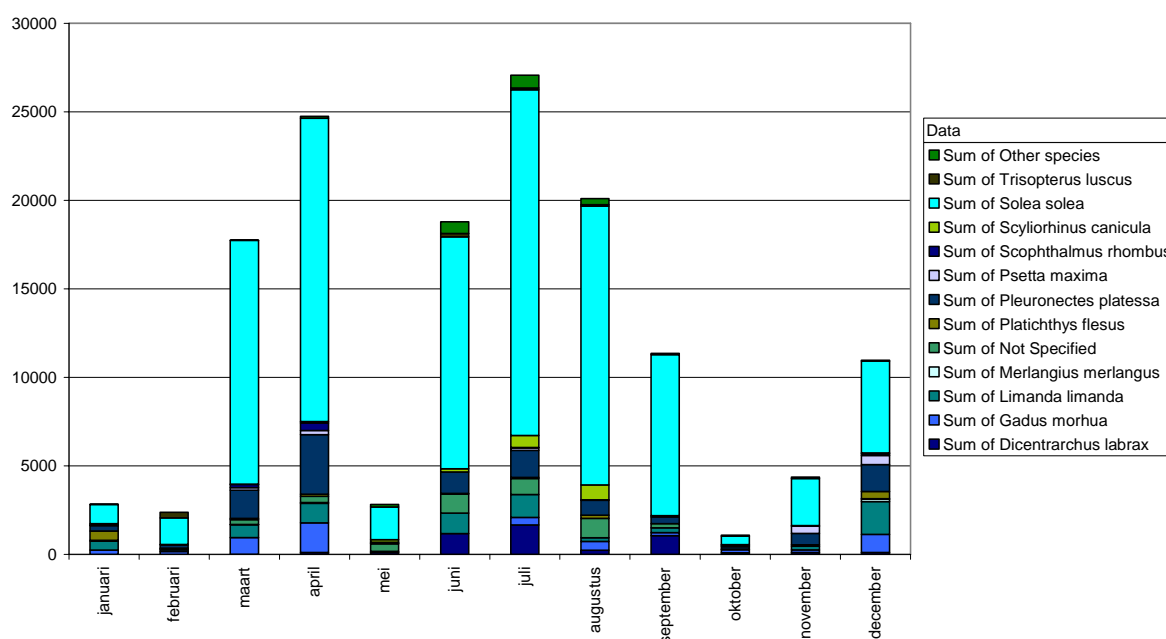
**Tabel 6-2** - Opsomming van doelsoorten en bijvangstsoorten voor de Belgische kieuw- en warrelnetvaartuigen in de periode 2002 tot 2006.

<b>Bijgevangen soorten die meer dan 1% van de aanvoer uitmaken in één van de jaren 2002, 2003, 2004, 2005 en 2006</b>	<b>Soorten die op minstens 5% van de zeereizen in de jaren 2002, 2003, 2004, 2005 en 2006 werden bijgevangen</b>
<i>Dicentrarchus labrax</i>	<i>Dicentrarchus labrax</i>
<i>Gadus morhua</i>	<i>Gadus morhua</i>
<i>Limanda limanda</i>	<i>Limanda limanda</i>
<i>Pleuronectes platessa</i>	<i>Merlangius merlangus</i>
<i>Scyliorhinus canicula</i>	<i>Platichthys flesus</i>
<i>Solea solea</i>	<i>Pleuronectes platessa</i>
<i>Trisopterus luscus</i>	<i>Psetta maxima</i>
	<i>Scophthalmus rhombus</i>
	<i>Solea solea</i>

De toegepaste visserijmethode is vanuit technisch standpunt niet eenduidig. Er wordt voornamelijk met kieuw- en/of warrelnetten gevist, maar ook de hengels worden toegepast. De tongvisserij gebeurt quasi uitsluitend met schakels. De zeereizen waarbij specifiek op tong werd gevist, werden uit de databank geselecteerd voor de periode 2004 tot en met 2006.

Figuur 6-17 geeft de maandelijkse productie van de tongvisserij weer. Tong is duidelijk de belangrijkste doelsoort en maakt in elke maand een groot procentueel aandeel van de vangst uit. Er wordt vermoed dat de soortselectiviteit van schakels voor tong hoog is. Er zijn weinig studies bekend die specifiek de soortselectiviteit van schakels op tong behandelen, noch over de soortselectiviteit van kieuwnetten in het algemeen. Valdemarsen & Suuronen (2003) en Chuenpagdee *et al.* (2003) schatten de algemene soortselectiviteit laag in. De analyse van de vangstsamenstelling van de tongvisserij met schakels lijkt deze resultaten niet te bevestigen. Een mogelijke oorzaak is dat de performantie van kieuw- en warrelnetvisserij bepaald wordt door diverse variabelen die een grote invloed kunnen hebben op de vangstsamenstelling en tevens ook op de grootte-selectiviteit. Enkele van deze variabelen zijn de toegepaste nethoogte, het gebruikte netgaren, de onderdompelingstijd (*soaking time*), de diepte waarop gevist wordt en de visgronden (Holst *et al.*, 2002; Morizur *et al.*, 1996; He, 2006).

De belangrijkste maanden voor de Belgische tongvisserij zijn echter naar aanvoer duidelijk maart, april, juni, juli, augustus en in mindere mate ook september en december. Uit de lagere aanvoer in mei en oktober mag niet besloten worden dat er minder potentie voor tongvisserij is in de Zuidelijke Noordzee. De Belgische vaartuigen kunnen ook in het Engels Kanaal (ICES-zone VIIId) of op een andere doelsoort vissen.



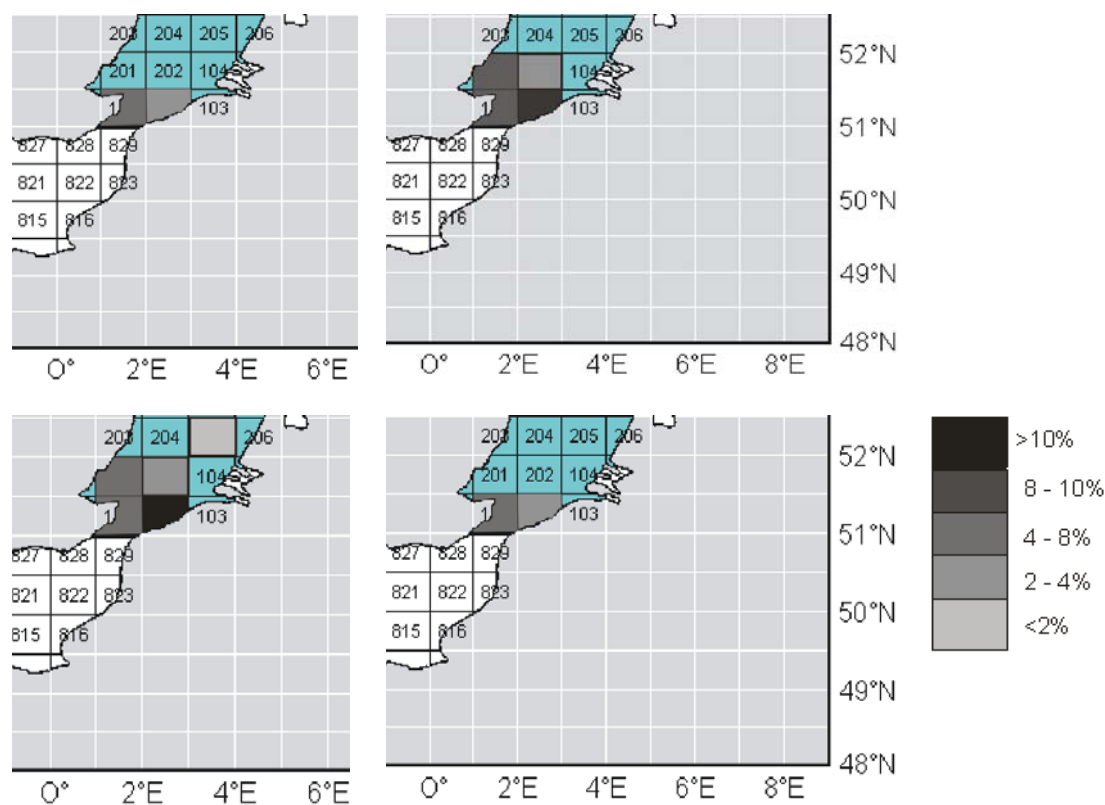
**Figuur 6-17** - Maandelijke productie in kg per aangelande vissoort voor de Belgische tongvisserij, uitgemiddeld over de periode 2004 – 2006. Maart, april, juni, juli, augustus en in mindere mate ook september en december zijn de belangrijkste maanden naar aangevoerde hoeveelheid in de Zuidelijke Noordzee (IVc)

### c. Toegepaste visserijstrategie

De beperkte Belgische vloot opereert voornamelijk op het Belgische deel van de Noordzee, maar er wordt ook gevist op andere visgronden in de Zuidelijke Noordzee en het Oostelijk deel van het Engels Kanaal. De ICES-zones IVc en VIIId zijn de belangrijkste visgebieden voor de Belgische kieuw- en warrelnetvisserij. Zoals blijkt uit de vangstsamenstelling is het belangrijk dat er tussen verschillende métiers kan gewisseld worden in éénzelfde jaar en eveneens doorheen de jaren. Het overschakelen tussen visserij op kabeljauw en tong en het toenemende belang van zeebaars als doelsoort zijn hier duidelijke voorbeelden van. De vaartuigen zijn klein en volledig anders uitgerust dan de boomkorvaartuigen. Het visserijseizoen voor tong begint halverwege februari en duurt tot halverwege oktober, afhankelijk van de aanwezigheid van tong, de marktprijs en de quota. De aanvoer wordt bijna uitsluitend gerealiseerd in de ICES-quadranten 31F1, 31F2, 32F1 en 32F2. Slechts 3,3% van de jaarlijkse aanvoer tussen 2004 en 2006 werd gerealiseerd in andere ICES-quadranten van de Zuidelijke Noordzee. Bovendien wordt er in het eerste en het vierde kwartaal amper op tong gevist. In Q2 en Q3 wordt 72,7% van de aanvoer gerealiseerd (zie ook Figuur 6-17). Tabel 6-3 en Figuur 6-18 geven aan welk procentueel aandeel van de vangst er jaarlijks gevangen worden in de respectievelijke ICES-quadranten per kwartaal. Het Belgische deel van de Noordzee overlapt grotendeels met ICES-quadrant 31F2. Behalve in ICES-rectangle 32F2 in het derde kwartaal, is het Belgische deel van de Noordzee voor het tweede en derde kwartaal van het jaar een belangrijke visgrond.

**Tabel 6-3** Procentueel aandeel van de jaarlijkse vangst per kwartaal (Q1, Q2, Q3 en Q4) en per ICES-quadrant (uitgemiddeld over de jaren 2004, 2005 en 2006)

	Q1	Q2	Q3	Q4
31F1	8,8	7,5	0,5	8,0
31F2	4,0	13,4	16,2	3,4
32F1	3,0	5,7	4,7	
32F2	0,1	3,8	17,6	
32F3			0,3	
33F3			1,0	
33F4			0,3	



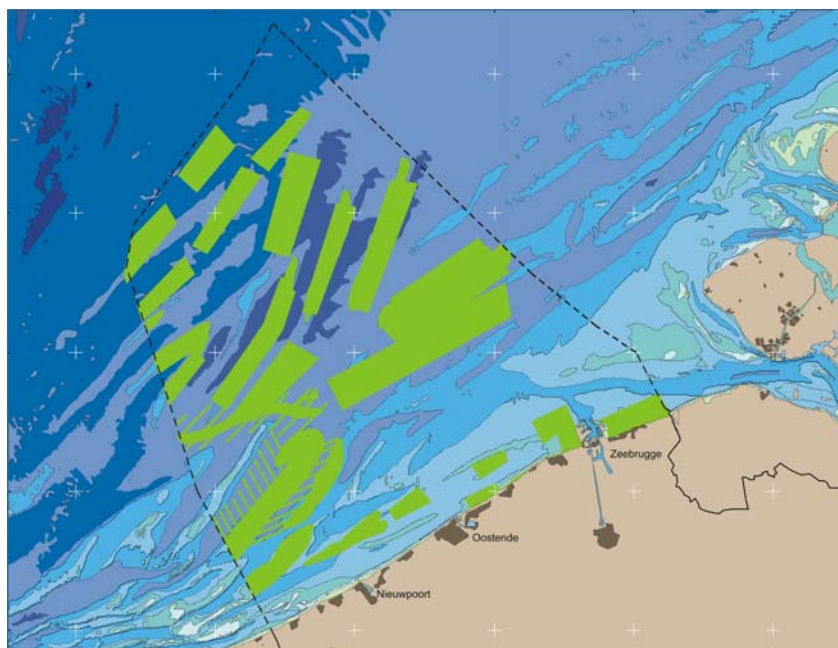
**Figuur 6-18** - Geografische en seizoensgebonden verspreiding van de productie (% van de jaarlijkse aanvoer, gebaseerd op gegevens van 2004 tot en met 2006)

### 6.2.3.2 Potentiële visgronden en relatie met ander ruimtegebruik

#### *Geprefereerde visgronden van Belgische kieuw- en warrelnetvissers*

Commerciële kieuw- en warrelnetvisserij kan technisch gezien op elke locatie op het Belgische deel van de Noordzee worden beoefend. Op basis van de ervaring van de Belgische kieuw- en warrelnetvissers zijn er bepaalde locaties die in de huidige situatie van ruimtegebruik de voorkeur genieten. Dit ruimtegebruik en de visserijspecifieke achtergrond-kennis zijn de drijvende krachten bij

de bepaling van die visgronden. Figuur 6-19 geeft aan welke visgronden door de Belgische kieuw- en warrelnetvissers zijn aangeduid.



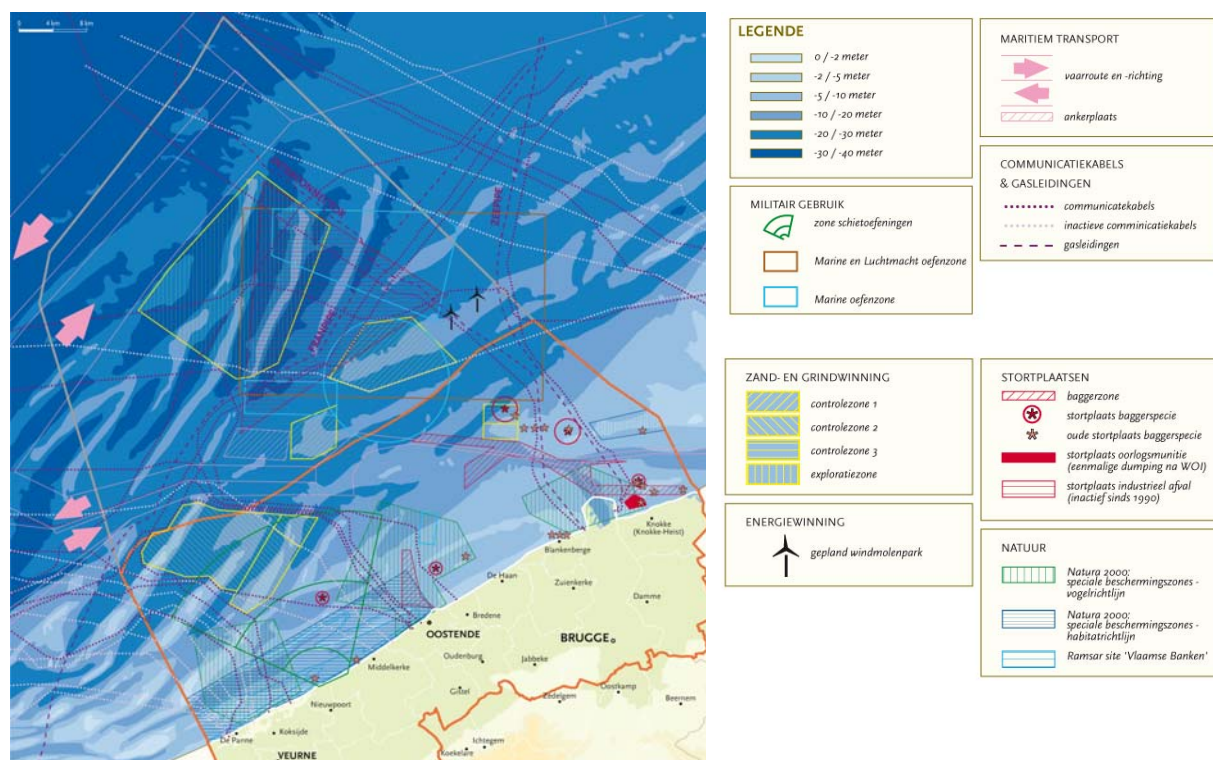
**Figuur 6-19** – Visgronden (als groen of groen gearceerd aangeduid) die door de schipper-reders van de drie Belgische warrelnetvaartuigen (O 369, O 554 en N 95) werden aangeduid als potentieel goed voor tongvisserij in de huidige omstandigheden van multifunctioneel gebruik van het Belgisch deel van de Noordzee

De potentiële visgronden zijn ruim verspreid over het Belgische deel van de Noordzee. De Belgische wateren kunnen overal bevestigd worden, maar toch kunnen er bepaalde patronen en preferenties worden onderscheiden. De Belgische vissers schatten de Oostelijke zone tussen de 3- en de 12-mijlszone in als minder geschikt als potentiële visgrond. Het is ook opvallend dat er vooral visgronden ter hoogte van de zandbanken worden verkozen. Vooral de Thorntonbank, de Hinderbanken, de Buitenratel en de Fairybank werden aangeduid. Twee mogelijke oorzaken zijn het vermijden van nettenverlies door boomkorvisserij tussen de zandbanken, maar vooral ook het verkiezen van een lagere bijvangst van ‘vuilte’. De Belgische vissers gebruiken schakels om op tong te vissen. Deze netten hebben een hogere vangstefficiëntie voor de doelsoorten, maar ook voor kreeftachtigen bijvoorbeeld. Vaarroutes werden aangeduid als mogelijke visgrond, maar werden toch liever vermeden. Elk van de vissers heeft ook zijn eigen voorkeuren op basis van ervaring over de visgronden en persoonlijke preferenties. Afstand tot de kust is één van de drijvende factoren voor visserij op het Belgische deel van de Noordzee. Een belangrijke factor hierbij is de afhankelijkheid van de weersomstandigheden. De diepte waarop gevist wordt, lijkt geen cruciale rol te spelen. Potentiële visgronden bevinden zich vanaf 2 m diepte tot ruim 20 m.

#### *Implicaties door ander ruimtegebruik*



Verschillende randvoorwaarden in verdragen en internationaal beleid benadrukken het behoud en het herstel van het mariene milieu, maar ook het voorkomen van potentiële conflicten tussen diverse gebruikers (Maes, 2005, Douvere *et al.*, 2005). Het Belgische deel van de Noordzee is een typisch voorbeeld waar ruimtelijke planning belangrijk is wegens de vele ruimteclaims (Maes *et al.*, 2005) (Figuur 6-20). Maes *et al.* (2005) besluit dat visserij 99% van het ruimtelijk oppervlak van het Belgische deel van de Noordzee kan benutten.



**Figuur 6-20** - ruimtegebruik op het Belgisch deel van de Noordzee (Aangepast van [www.kustatlas.be](http://www.kustatlas.be))

Maes *et al.* (2005) stellen tevens dat visserij verboden is in de Paardenmarkt als voormalige stortplaats van oorlogsmunitie. Andere zones waar visserij moeilijkheden kan ondervinden, zijn deze in de buurt van wrakken. Passieve visserij in de buurt van wrakken is vooral gericht op kabeljauw en kan een hoger nettenverlies en eventueel spookvissen veroorzaken (Revill & Dunlin, 2003) (zie Hoofdstuk 4). Kieuw- en warrelnetvisserij in de buurt van wrakken is technisch echter goed haalbaar. Tegenwoordig wordt wrakkenvisserij voor kabeljauw minder toegepast (zie 6.2.3.1 Technische haalbaarheid). De relatie van passieve visserij met andere gebruikers vraagt enkele specifieke aandachtspunten.

#### a. Relatie met actieve visserijmethodes

Actieve en passieve visserijmethodes vragen om goede afspraken en beheer om compatibel te zijn. Eén van de mogelijke milieuproblemen bij warrelnetvisserij is het spookvissen (zie Hoofdstuk 4).

Boomkorvisserij is een mogelijke oorzaak voor het verlies van kieuw- en/of warrelnetten en kan zo aanleiding geven tot spookvissen en een economisch verlies voor warrelnet vissers. Om dit risico te verminderen zijn preventieve maatregelen aangewezen. De meest effectieve beheersmaatregel is wellicht het geografisch scheiden van visgronden voor beide types vistuig. Deze scheiding kan permanent zijn, maar zonerings van de visgronden is ook een mogelijkheid (Macmullen *et al.*, 2004). Macmullen *et al.* (2004) vermeldt ook andere mogelijke oplossingen. In Nederland worden verschillende oplossingen voorgesteld om conflicten te vermijden door

- netten altijd in één koers uitzetten (bijvoorbeeld NO-ZW), zodat de positie tov. de boei duidelijk is;
- netten bij elkaar te plaatsen in één vak;
- gebruik te maken van radarreflectoren en lichtjes, ook binnen de 12 mijl.

De Belgische kieuw- en warrelnet vissers trachten nettenverlies te vermijden door:

- door visgronden te bevissen waar geen conflicten mogelijk zijn doordat boomkorvisserij er niet mogelijk is of niet frequent wordt toegepast;
- door een goede communicatie met andere vissers en de posities van de netten door te geven;
- door bij de netten te blijven liggen en alert te zijn.

Conflicten met passieve visserijmethodes komen voornamelijk door het delen van visgronden met andere visserijen, maar kan ook komen door andere mariene activiteiten zoals natuurbehoud, scheepvaart, toerisme en sportvisserij (Macmullen *et al.*, 2004). De Belgische vissers merken op dat zij deze conflicten minimaal schatten. Bij een eventueel uitgebreid toepassen van Belgische warrelnetvisserij moet er rekening mee gehouden worden dat Franse vissers ook in het Westelijk deel van het Belgische deel van de Noordzee vissen. Zij moeten echter buiten de 12-mijlszone blijven (EC 2371/2002).

#### b. Relatie met aquacultuur

Maes *et al.* (2005) omschrijft aquacultuur en visserij als niet compatibele activiteiten, omdat aquacultuur schade kan ondervinden van visserij.

#### c. Relatie met infrastructuur en potentie in het geplande windmolenpark

De infrastructuur op de zeebodem van het Belgische deel van de Noordzee bestaat onder meer uit kabels en pijpleidingen. Deze vormen geen problemen voor de kieuw- of warrelnetvisserij. Overal de relatie met het geplande windmolenpark is er geen informatie.

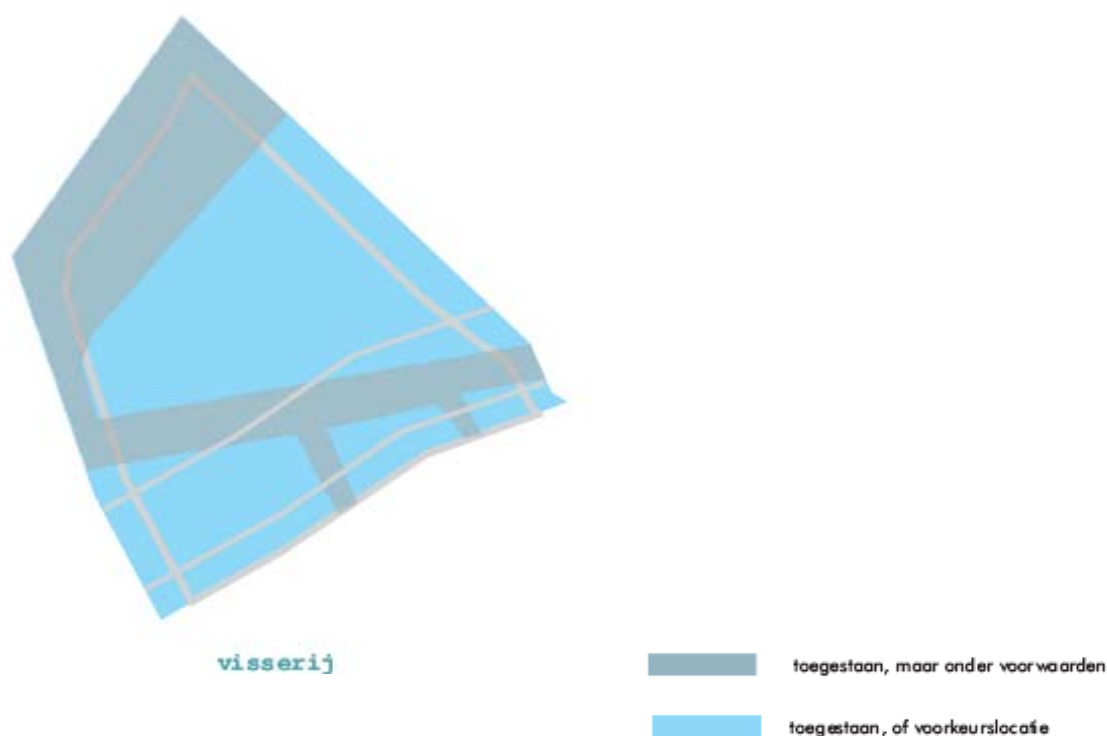
#### d. Relatie met natuurwaarden



Het marien milieu wordt op zich ook als “gebruiker” van het Belgische deel van de Noordzee beschouwd. Maes *et al.* (2005) geeft een beschrijving van de natuurwaarden van het Belgische deel van de Noordzee. In het project Biologische Waardering van de Zee worden deze natuurwaarden aan de hand van verschillende ecosysteemcomponenten meer in detail beschreven (Deraus *et al.*, 2007). Omdat het precies de bedoeling is van WAKO om een verkennend onderzoek uit te voeren naar hoe de relatie tussen boomkor- en warrelnetvisserij met de natuurwaarden van het Belgische deel van de Noordzee kunnen onderzocht worden, wordt hier niet dieper ingegaan op de mogelijke invloed van visserij op het milieu.

#### e. Relatie met scheepvaart

De vaarroutes worden aangeduid in Figuur 6-21. Er mag gevist worden in de scheepvaartzones, maar het hinderen van vaartuigen is verboden (Maes *et al.*, 2005). De ervaring van de Belgische warrelnetvisserij leert dat er tijdens het vissen zelf geen problemen zijn door de aanwezigheid van de boeien. Enkel tijdens het ophalen van de netten aandacht moet gegeven worden aan de scheepvaart.



**Figuur 6-21** - De relatie tussen visserij en ander ruimtelijk gebruik op het Belgische deel van de Noordzee toont dat enkel scheepvaart een wettelijk gevolg heeft voor haar toepassing. Scheepvaart heeft voorrang op visserij. (Aangepast van Maes *et al.*, 2005)

#### f. Relatie met zand- en grindontginning

Maes *et al.* (2005) omschrijft visserij en zand- en grindontginning als niet compatibele activiteiten. De Belgische kieuw- en warrelnetvisserij hebben diverse ervaringen met zand- en grindontginning. De ene omschrijft zand- en grindontginning als geen probleem, terwijl de andere verkiest om niet

hetzelfde gebied te exploiteren. Zand- en grindontginning wordt geïdentificeerd als een activiteit die in de toekomst een mogelijke concurrerende gebruiker van het Belgische deel van de Noordzee is.

g. Relatie met baggerwerken

De Scheldemonding moet intens worden gebaggerd (Figuur 6-10). Het is opvallend dat er in deze zone geen potentiële visgronden voor kieuw- en/of warrelnetvisserij zijn aangeduid (Figuur 6-9).

h. Relatie met militair gebruik

Visserij kan niet plaatsvinden in de oefenzone of -sector tijdens de oefeningen (Maes *et al.*, 2005).

i. Relatie met toerisme en recreatie

De relatie met toerisme en recreatie wordt niet als probleem ervaren voor de commerciële kieuw- en warrelnetvisserij. Recreatieve visserij wordt in de winter tot maximum 5 à 6 mijl bedreven (Maes *et al.*, 2005). In de periode van april tot september wordt ook verder uitgevaren door de sportvissers voor het zeehengelen. Deze vorm van sportvisserij veroorzaakt geen problemen voor de commerciële kieuw- en warrelnetvisserij op tong. Sportvisserij met gesleept vistuig mag tot op 3 mijl uit de kust. De commerciële kieuw- en warrelnetvissers hebben geen problemen met deze vorm van sportvisserij. De oorzaak ligt wellicht in het verschil qua visgronden. Hetzelfde geldt voor de strandvisserij met platte ingegraven netten, kartennetten, etc.

#### 6.2.4 Discussie

Het doel van deze taak is het vaststellen van de geografische verspreiding van potentiële visgronden van boomkor- en warrelnetvisserij. Boomkorvisserij wordt ruim toegepast, waardoor niet meer potentiële visgronden kunnen worden aangeduid. Er zijn slechts een beperkt aantal warrelnetvaartuigen in de Belgische vloot. Er wordt verwacht dat er meer potentie voor dit type vaartuigen en hun toegepaste visserijmethodes is (Polet *et al.*, 2005; Stouten *et al.*, 2007). Er werd vastgesteld dat verschillende métiers toegepast worden door deze vaartuigen op het Belgische deel van de Noordzee. Er zijn drie belangrijke doelsoorten, namelijk zeebaars, kabeljauw en tong. Er werd een eerste stap gezet in het onderzoek naar de potentie voor een ruimere toepassing van tongvisserij op het Belgische deel van de Noordzee.

De technische karakteristieken van het gebruikte vistuig werden onderzocht. Het is duidelijk dat er verschillende eigenschappen toegeschreven kunnen worden aan tongvisserij dan aan de andere visserijen van deze vaartuigen. Dit heeft zijn gevolgen voor de milieu-impact van deze visserij. De vangstsamenstelling en visserijstrategie werd geanalyseerd en er werd een duidelijke temporele en ruimtelijke trend teruggevonden op schaal van de Zuidelijke Noordzee. Tongvisserij met schakels is technisch en economisch een duidelijk haalbare kaart op het Belgische deel van de Noordzee,

nochtans zijn de gegevens onvoldoende gedetailleerd om op de schaal van het Belgische deel van de Noordzee conclusies te nemen. Uitbreiding van deze visserijmethode zou niet enkel plaatsvinden op het Belgische deel van de Noordzee, maar eveneens op schaal van de Zuidelijke Noordzee en wellicht ook het Oostelijk deel van het Engels Kanaal. Dit vraagt echter om verdere berekening van de vangsten per eenheid van visserij-inspanning (Eng.: *Catch per Unit Effort*, CPUE). Deze zou aangevuld moeten worden met de vangst per eenheid van visserij-inspanning van buitenlandse netters op het Belgische deel van de Noordzee en eventueel in de volledige Zuidelijke Noordzee, maar deze gegevens waren niet beschikbaar voor de analyse. Anderzijds is het noodzakelijk dat gemodelleerd wordt wat de veranderingen in aanvoer en onttrekking van biomassa zouden zijn als er meer tongvisserij, eventueel aangevuld met andere visserijen, op het Belgische deel van de Noordzee en/of in de Zuidelijke Noordzee zou plaatsvinden. Deze vangstsamenstelling en de vangst per eenheid van visserij-inspanning moet vergeleken worden met die van de boomkorvaartuigen om een goed idee te krijgen van de mogelijke toekomstige wijzigingen in de functionele en structurele relaties in het ecosysteem, bij ruimere toepassing van tongvisserij met schakels en de noodzakelijke andere, hiermee gecombineerde visserijen. Er moet tevens rekening mee gehouden worden dat deze vaartuigen ook andere visserijen kunnen uitoefenen die hun eigen milieu-impact op het ecosysteem hebben.

Naar ruimtegebruik toe wordt er eveneens een duidelijke trend waargenomen. Voor de zandbanken zouden worden bevestigd. Dit is een belangrijke vaststelling om de mogelijke milieu-impact te kunnen bepalen. De grootste conflicten die kunnen voorkomen zijn te relateren aan andere, typisch actieve visserijmethodes en eventueel zand- en grindontginning. Momenteel zijn de conflicten tussen beide gebruikers beperkt, maar een uitbreiding van passieve visserijmethodes vraagt om een betere toekomstige ruimtelijke planning. Er zijn verschillende mogelijkheden zoals ruimtelijke en/of temporele zonerings. Een meer uitgebreide toepassing van tongvisserij met schakels en daarbij implicerend ook andere visserijen zal voor de analyse ook rekening moeten houden met de volledige Zuidelijke Noordzee.

### **6.2.5 Conclusies en aanbevelingen**

Tongvisserij met schakels heeft wellicht potentie op het Belgische deel van de Noordzee en in de volledige Zuidelijke Noordzee. Deze analyse heeft de eerste stap gezet in het onderzoek naar de vangstmogelijkheden van kieuw- en/of warrelnetvisserij. De visserij-inspanning moet hierbij echter nog in kaart worden gebracht en vergeleken met de vangst per eenheid van visserij-inspanning van de boomkorvisserij. De vangstsamenstelling en de grootte van de vangst per eenheid van visserij-inspanning van boomkorvaartuigen (eurokotters, grote boomkor- en garnalenboomkorvaartuigen) moet vergeleken worden met deze van kieuw- en/of warrelnetvaartuigen om een goed beeld te

kunnen krijgen van de mogelijke potentie voor deze visserijen. Dit is noodzaak om de milieu-impact van deze visserijen te kunnen bepalen.

### 6.2.6 Referenties

- Anon. (1992). *Multilingual Dictionary of Fishing Gear*, 2nd edn. Oxford: Fishing News Books: Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities
- Anon. (2006) *De Belgische zeevisserij: aanvoer en besomming 2006*. Departement Landbouw & Visserij, Afdeling Landbouw- & Visserijbeleid, Zeevisserij. Oostende, Belgium. 104 pp.
- Chuenpagdee, R., Morgan, L.E., Maxwell, S.M., Elliott, A.N. & Pauly, D. (2003). Shifting gears: assessing collateral impacts of fishing methods in US waters. *Frontiers in Ecology and the Environment*: Vol. 1, No. 10, pp. 517-524.
- Depestele, J.; Polet, H.; Van Craeynest, N. (2006). Commerciële kieuw- en warrelnetvisserij. *De Grote Rede* 17: 2-6.
- Depestele, J.; Van Craeynest, N. (2005). Enquête uitgevoerd in het kader van het project “Innovatiecentrum Duurzame & Ecologische Visserij” met projectnummer “VIS/02/B/05/DIV”.
- Derous S., Verfaillie E., Van Lancker V., Courtens W., Stienen E.W.M., Hostens K., Moulart I., Hillewaert H., Mees J., Deneudt K., Deckers P., Cuvelier D., Vincx M., Degraer S., 2007, A biological valuation map for the Belgian part of the North Sea: BWZee, Final report, Research in the framework of the BELSPO programme “Global chance, ecosystems and biodiversity” – SPSD II, March 2007, pp. 99 (+ Annexes).
- Douvere, F. ; Belpaeme, K.; Vanhulle, A.; Maes, F. (2005). Plaats van de visserij in een geïntegreerd marien beleid, in: *Proceedings ‘In het oog van de storm: de Vlaamse zeevisserij op de drempel van de 21e eeuw’*. Redant, F. *et al.* (Eds.) (2005). Knokke Heist, 17 maart 2005. VLIZ Special Publication, 21: pp. 17-21.
- VERORDENING (EG) Nr. 2371/2002 VAN DE RAAD van 20 december 2002 inzake de instandhouding en de duurzame exploitatie van de visbestanden in het kader van het gemeenschappelijk visserijbeleid
- Guitton, J., Dintheer, C., Dunn, M., Morizur, Y. & Tétard, A. (2003). *Atlas des pêcheries de la Manche*. éd. Ifrémer, 216p.
- He, P. (2006). Effect of the headline height of gillnets on species selectivity in the Gulf of Maine. *Fisheries Research* 78 (2-3), p252-256.
- Holst, R., Wileman, D. & Madsen, N. (2002). The effect of twine thickness on the size selectivity and fishing power of Baltic cod gill nets. *Fisheries Research* 56, p303-312.
- ICES (2006a). Report of the ICES-FAO Working Group on Fishing Technology and Fish Behaviour (WGFTFB), 3–7 April 2006, Izmir, Turkey. ICES CM 2006/FTC:06, Ref. ACFM. 180 pp.

- ICES. (2006b). Report of the Working Group on the Assessment of Demersal Stocks in the North Sea and Skagerrak (WGNSSK), 5–14 September 2006, ICES Headquarters. ACFM:35. 1160 pp.
- Maes, F. (2005). Stromingen in het juridisch denken over visserij en visserijbeheer, in: Proceedings 'In het oog van de storm: de Vlaamse zeevisserij op de drempel van de 21e eeuw'. Redant, F. *et al.* (Eds.) (2005). Knokke Heist, 17 maart 2005. VLIZ Special Publication, 21: pp. 3-12.
- Maes F., Schrijvers J., Van Lancker V., Verfaillie E., Degraer S., Derous S., De Wachter B., Volckaert A., Vanhulle A., Vandenabeele P., Cliquet A., Douvere F., Lambrecht J., Makgill R. (2005) Towards a spatial structure plan for sustainable management of the sea,(GAUFRE) research in the framework of the BSP programme 'Sustainable Management of the Sea', PODO II, Universiteit Gent, Gent.
- MacMullen P. H., *et al.* (2004) Fantared 2, A study to identify, quantify and ameliorate the impacts of static gear lost at sea – the final report of EU Study Contract FAIR2 CT98 4338, Seafish technical report ISBN 0 903941 97 X
- Milà i Canals, L; Bauer, C; Depestele, J; Dubreuil, A; Freiermuth, K, R; Gaillard, G; Michelsen, O; Müller-Wenk, R; Rydgren, B. (2007). Key elements in a framework for land use impact assessment in LCA. *Int J LCA* 2007. Vol. 12 No 1, 5-15
- Morizur Y. S. Pouvreau et A. Guérolé, (1996). Les rejets dans la pêche artisanale française de Manche occidentale. Editions Ifremer, France, 1996, 125 p.
- Polet, H., Depestele, J., Stouten, H. & Vanderperren, E. (2006). Moving from beam trawls towards multi-rig ottertrawls - and further... op Conference on Energy Efficiency in Fisheries, Europese Commissie, DG Fisheries, Albert Borchette, Brussels.
- Polet, H.; Fonteyne, R.; Depestele, J. (2005). Milieu en visserij: nood aan een samenlevingscontract met toekomstperspectieven, in: Proceedings 'In het oog van de storm: de Vlaamse zeevisserij op de drempel van de 21e eeuw'. Redant, F. *et al.* (Eds.) (2005). Knokke Heist, 17 maart 2005. VLIZ Special Publication, 21: pp. 17-21.
- Revoll, A.S. & Dunlin, G., 2003. The fishing capacity of gillnets lost on wrecks and on open ground in UK coastal waters. *Fisheries Research*, 64, 107-113.
- Rijnsdorp, A. D., Buys, A. M., Storbeck, F. & Visser, E. G. (1998) Micro-scale distribution of beam trawl effort in the southern North Sea between 1993 and 1996 in relation to the trawling frequency of the sea bed and the impact on benthic organisms. *Ices Journal of Marine Science*, 55, 403-419.
- Rijnsdorp, A. D., Daan, N., and Dekker, W. (2006). Partial fishing mortality per fishing trip: a useful indicator of effective fishing effort in mixed demersal fisheries. *ICES J. Mar. Sci.*, 63: p.556-566
- Silva, L., Gil, J. & Sobrino, I. (2002) Definition of fleet components in the Spanish artisanal fishery of the Gulf of Cadiz (SW Spain ICES division IXa). *Fisheries Research* 59(1), p. 117-128.

- 
- Stouten, H.; Van craeynest, K.; Heene, A.; Gellynck, X.; Depestele, J.; Vanderperren, E.; Verschueren, B. & Polet, H. (2007). A quest to diversify the Belgian fleet: an economic evaluation. Presentation on The XVIIIth Annual EAFE Conference, 9-11 July 2007, University of Iceland campus, Reykjavik, Iceland.
- Tétard, A, Boon, M, Bennett, D, Berthou, P, Bossy, S, Casey, J, De Clerck, R, Delpech, J, Dintheer, C, Giret, M, Large, P, Latrouite, D, Lemoine, M, Millner, R, Morizur, Y, Ozanne, S, Palmer, D, Pawson, M, Pickett, G, Vince, M (1995). International catalogue off fishing fleet activity in the English Channel, in relation to technical interactions. Catalogue international des activités des flottilles de Manche, approche des interactions techniques. Brest, Ifremer, 337p.
- Valdemarsen, J.W. & Suuronen, P. (2003). Modifying fishing gear to achieve ecosystem objectives. In: Responsible Fisheries in the Marine Ecosystems, 321-341 Edited by M. Sinclair and G. Valdemarsen. Food and Agricultural Organisation, Rome.

## **7. Onderzoek naar de mogelijkheid om een Biologische Waarderingskaart voor het Belgisch deel van de Noordzee te ontwikkelen met zeezoogdieren**

### **7.1 Analyse beschikbare gegevens over de verspreiding van zeezoogdieren op het Belgische deel van de Noordzee & Onderzoek naar de mogelijkheid om een Biologische Waarderingskaart voor het Belgische deel van de Noordzee met zeezoogdieren te ontwikkelen**

*Auteurs: Courtens, W., Haelters, J., Stienen, E.*

#### **7.1.1 Analyse van de beschikbare data van INBO**

##### **7.1.1.1 *Materiaal & methoden***

Aan de hand van de waarnemingen van zeezoogdieren verzameld tijdens de zeevogeltellingen van het INBO werd nagegaan of het mogelijk is om voor zeezoogdieren een verspreidings- en dichtheidskaart te ontwikkelen voor zeezoogdieren analoog aan deze voor zeevogels.

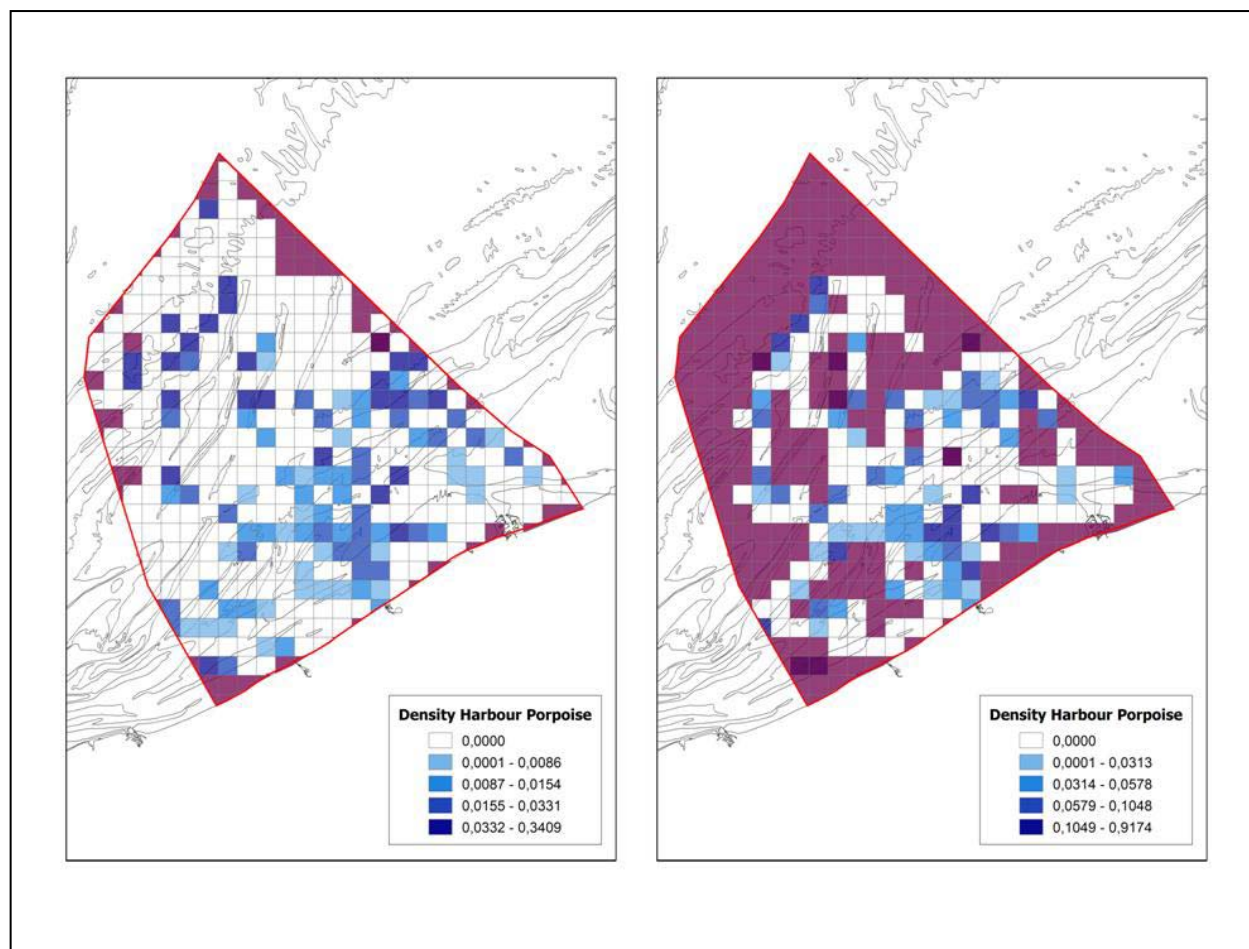
##### **7.1.1.2 *Resultaten & discussie***

Figuur 7-1 geeft een overzicht van de waarnemingen van zeezoogdieren tijdens de zeevogeltellingen op het Belgische deel van de Noordzee tussen 1992 en 2005. Figuur 7-2 geeft geen goed beeld van de werkelijke verspreiding van zeezoogdieren omdat het beeld sterk wordt beïnvloed door de frequentie waarmee in bepaalde gebieden is geteld. Daarom werden de waarnemingen van Bruinvis omgezet in dichtheidskaarten. Twee dichtheidskaarten werden opgesteld. Enerzijds een kaart waar alle waarnemingen in werden verwerkt en één kaart waar enkel de waarnemingen van Bruinvis na 2003 werden opgenomen. Figuur 7-3 werd gemaakt gezien sinds 2004 in het Belgisch gedeelte van de Noordzee evenals in de Nederlandse wateren een sterke toename van het aantal waarnemingen van Bruinvissen werd vastgesteld en het noodzakelijk werd geacht deze recente wijzigingen los te koppelen van historische gegevens. Algemeen wordt aangenomen dat het hierbij niet gaat om een effectieve aantalstoename, maar om een verschuiving van de foerageergebieden van dieren uit noordelijkere regionen. In de paarsgekleurde hokken werd minder dan 10 km<sup>2</sup> geteld, deze worden als onbetrouwbaar beschouwd.



**Figuur 7-1** - Overzicht van alle waarnemingen van zeezoogdieren op het Belgische deel van de Noordzee tussen 1992 en 2005.

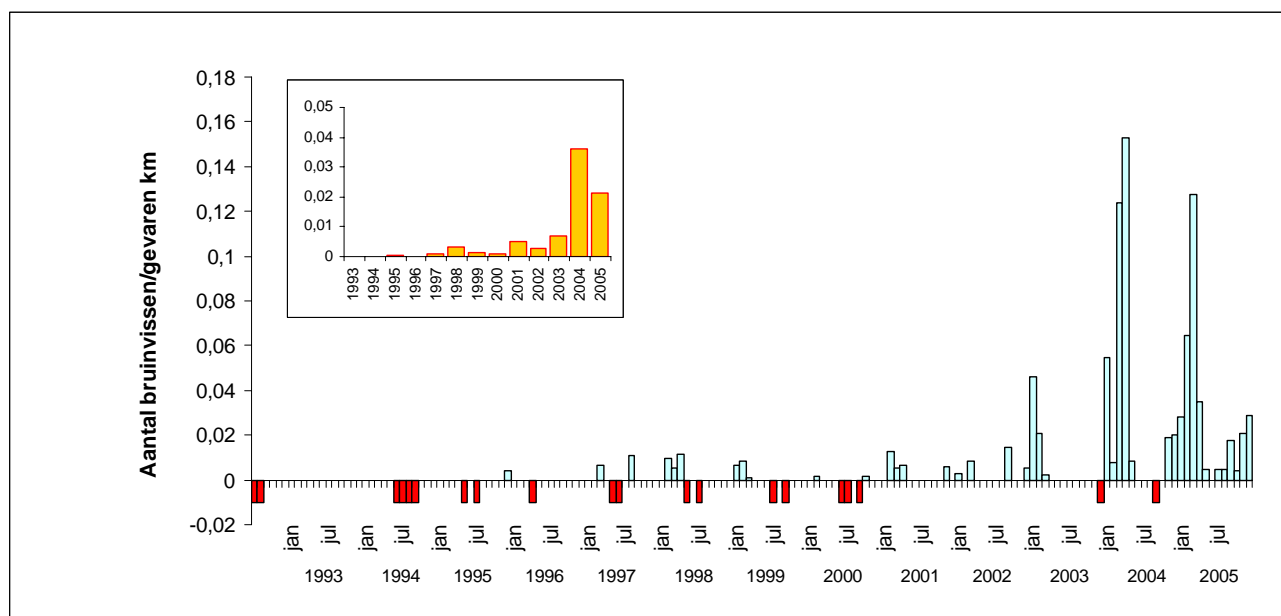




**Figuur 7-2** - Dichtheid van Bruinvis in de periode 1992-2005.

**Figuur 7-3** - Dichtheid van Bruinvis in de periode 2003-2005.

De kaarten lijken te suggereren dat in bepaalde gebieden meer zeezoogdieren voorkomen in dan andere gebieden. Zo werden rond de Stroombank/Nieuwpoortbank opmerkelijk veel Bruinvissen waargenomen en ook rond de Thorntonbank en ten noorden van de Hinderbanken lijkt er een concentratie van Bruinvissen te zijn. Toch zijn we ervan overtuigd dat het nog te vroeg is om daar verregaande conclusies aan te verbinden en achten wij het niet erg opportuun om in deze fase al een extra zeezoogdierenlaag toe te voegen aan de BWZee-kaart. Daarvoor is de toename nog te recent en hebben we nog te weinig gegevens over deze sterk mobiele ecosysteemcomponent. De gegevens zijn sterk gebiased zowel in ruimte als in de tijd en dus is het nog te vroeg om verdere analyses uit voeren.



**Figuur 7-4** - Aantal waargenomen Bruinvissen per gevaren kilometer in het Belgische deel van de Noordzee tussen 1992 en 2005.

Figuur 7-4 geeft een overzicht van de veranderingen in de relatieve dichtheid van Bruinvissen (i.e. het aantal waargenomen individuen per gevaren km) in de periode juli 1992 – december 2005. Een rode balk met een negatieve waarde betekent dat er in de desbetreffende maand niet is gevaren. Figuur 7-4 laat twee dingen heel duidelijk zien. Ten eerste dat er tot en met december 2002 nauwelijks Bruinvissen werden waargenomen in het BNZ en dat de aantallen daarna sterk toenamen. Ten tweede is er een duidelijk seizoenaal patroon zichtbaar, met een duidelijke piek rond januari-maart en een dieptepunt in juni-juli. De inzet toont de gemiddelde dichtheid per jaar wat het beeld van de recentelijk toename nog eens verduidelijkt.

### 7.1.1.3 Conclusies en aanbevelingen

De laatste jaren is er een sterke toename van het aantal dolfijnachtigen in het BNZ, welke overigens ook in Nederland werd vastgesteld (o.a. Camphuysen, 2004). Het is nog te vroeg om uitspraken te doen over de ruimtelijke verspreiding van zeezoogdieren in het BNZ, laat staan om die verspreiding nog verder te differentiëren naar seizoenen. Teneinde een betrouwbaarder inzicht te krijgen in de spatiële en temporele verspreiding van Bruinvis in het Belgische gedeelte van de Noordzee, dienen meer gegevens te worden verzameld. Ondertussen is er door het INBO alweer bijna twee extra jaren geteld geweest, deze gegevens zijn echter nog niet gedigitaliseerd. Deze gegevens zouden alvast een veel betrouwbaarder beeld kunnen geven. Mogelijk kan er zelfs een schatting worden gemaakt van de populatiegrootte en kan aldus een inschatting worden gemaakt van de mortaliteit veroorzaakt door warrelnetvisserij. Ook kan op basis van een uitgebreidere dataset allicht een afbakening worden gemaakt van de meest kwetsbare gebieden voor Bruinvissen en kan een additionele layer worden

voorzien voor de BWZee-kaart. In het najaar van 2007 zullen ook hydrofoons worden ingezet om een beter en gedetailleerder beeld te krijgen van de verspreiding en het gedrag van Bruinvissen in het BNZ.

#### **7.1.1.4 Referenties**

Camphuysen C.J. 2004. The return of the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in Dutch coastal waters. *Lutra* 47: 113-122.

### **7.1.2 Analyse van de beschikbare data van de BMM**

#### **7.1.2.1 Inleiding**

Naast strandinggegevens bevinden zich in het databestand van de BMM gegevens over waarnemingen van zeezoogdieren in Belgische wateren. Deze waarnemingen werden door het publiek of diensten actief op zee overgemaakt, ze betreffen eigen waarnemingen van de BMM, of betreffen waarnemingen die door het huidige INBO (vroegere IN) gemaakt werden in het kader van onderzoeksprojecten van de overheid, meestal in het kader van het onderzoek van zeevogels.

#### **7.1.2.2 Materiaal en methoden**

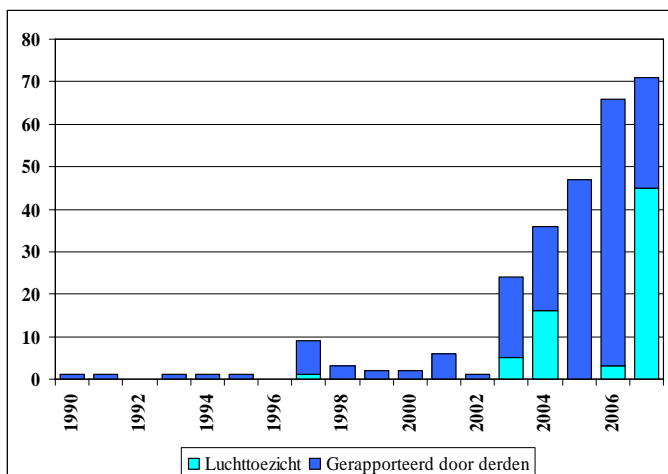
Voor dit project werden de gegevens over waarnemingen gerapporteerd door derden, en de eigen waarnemingen uitgevoerd door de BMM, op kaart gebracht. De data afkomstig van het INBO werden weggelaten, gezien deze onvolledig beschikbaar waren, en in een ander hoofdstuk van dit rapport weergegeven worden. In vele gevallen betreffen de gerapporteerde posities relatieve posities (vb. “net voor Oostende”, “nabij de Westhinder meetpaal”, etc.), en werd een positie op kaart geschat door de BMM. Gezien de schaal van de kaart, en gezien de mobiliteit van bruinvissen, wordt de fout die zo gemaakt wordt als aanvaardbaar geacht, en werden deze relatieve posities behouden en weergegeven op de kaarten.

De waarnemingen van bruinvissen gemaakt vanuit het vliegtuig van de BMM worden apart op kaart aangegeven. De observatie vanuit trage, laag vliegende vliegtuigen wordt in het buitenland en in internationale projecten zoals SCANS als een kosten-efficiënte methode beschouwd om, naast gerichte campagnes met vaartuigen, een inschatting te maken van de verspreiding en abundantie van bruinvissen en andere walvisachtigen. De vliegtuigwaarnemingen hier gerapporteerd betreffen waarnemingen gemaakt tijdens observatievluchten voor pollutiecontrole, en de omstandigheden waren niet steeds ideaal voor het waarnemen van bruinvissen.

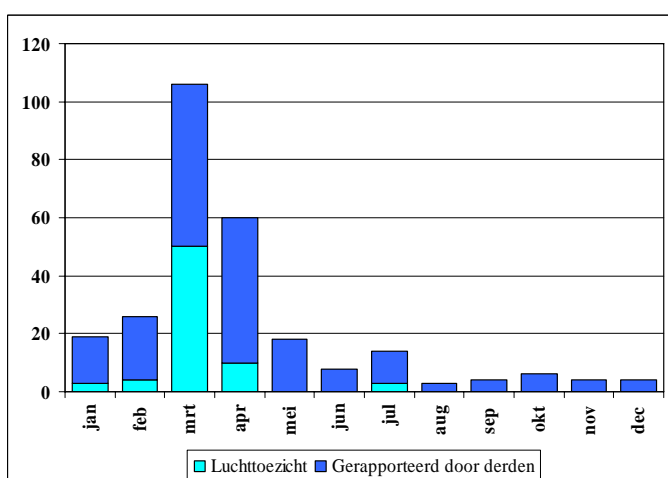
### 7.1.2.3 Resultaten

In het databestand van de BMM bevinden zich (buiten de waarnemingen van bruinvissen verricht tijdens vogeltellingen door het IN/INBO) 272 waarnemingen van groepjes bruinvissen (1995-juni 2007), het overgrote deel van die waarnemingen in Belgische wateren. De gemiddelde groeps grootte bedroeg 2 dieren (S.DEV. 1,4; maximum aantal dieren 8). Het aantal groepjes bruinvissen dat jaarlijks en trimesterieel gerapporteerd werd door derden, en dat tijdens toezichtsvluchten waargenomen werd, wordt in een aantal grafieken weergegeven. Daarnaast werd een overzicht van deze waarnemingen op een aantal kaarten gebracht. Bij de grafieken horen enkele kanttekeningen, die duidelijk maken dat de realisatie van deze grafieken niet gerelateerd is aan de waarnemersinspanning:

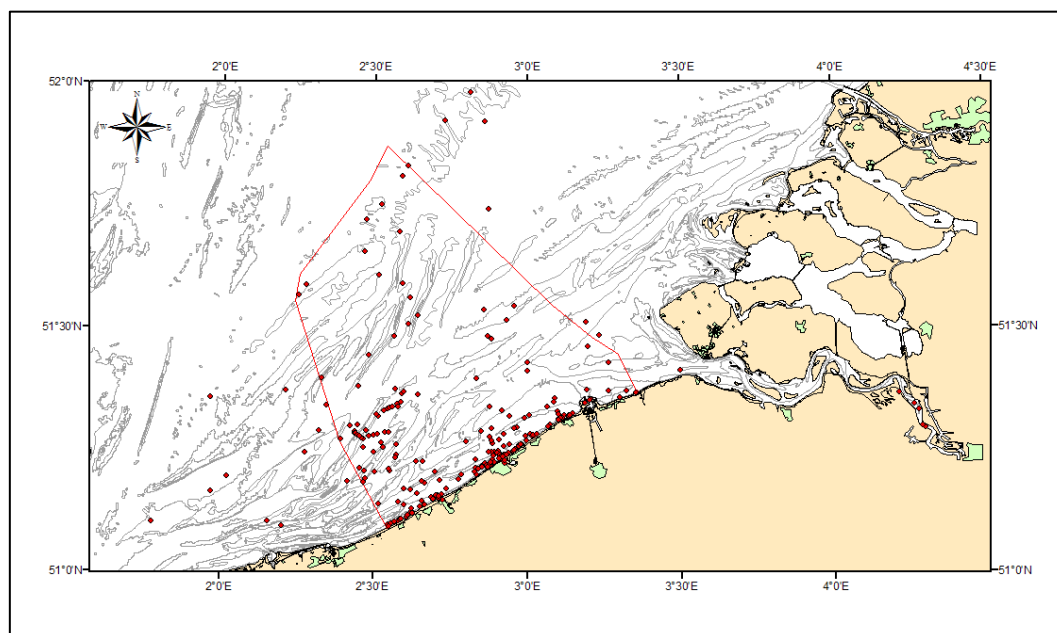
- Het luchttoezicht werd omwille van technische redenen in 2004 en 2005 gedeeltelijk uitgevoerd met vliegtuigen die voor observatiedoeleinden minder geschikt zijn dan het vliegtuig dat normaal gezien gebruikt wordt (een Britten Norman Islander). Daardoor zijn in die jaren relatief weinig waarnemingen van bruinvissen gemaakt vanuit de lucht, en geeft de grafiek een vertekend beeld. Doorheen de jaren worden door het publiek steeds vaker waarnemingen doorgestuurd.
- De belangrijkste vaststelling uit de kaarten is dat het voorkomen van bruinvissen in Belgische wateren niet homogeen verspreid is over de ruimte; het lijkt erop dat vooral in de omgeving van de westelijke zandbanken (Westhinder, Oostdyck, Buitenratel) meer bruinvissen voorkomen dan in andere gebieden. Daarbij dient te worden vermeld dat de waarnemersinspanning niet homogeen verspreid is. Ook is duidelijk dat het aantal waargenomen dieren piekt in de maanden maart en april. Dit komt overeen met de voorjaarspiek in de strandingen. Een mogelijke bias bestaat in de activiteit op zee, die vooral bij recreanten, die een deel van de waarnemingen rapporteerden, veel lager is in de wintermaanden. Hoewel de aanwezigheid van recreanten in de kustzone zeer uitgesproken is in de zomermaanden, blijken weinig waarnemingen te worden gemeld.
- Een andere vaststelling is dat veel waarnemingen gemeld worden van vlak bij de kust (waarnemingen o.a. vanaf het strand), wat aantoont dat de dieren bij hoogwater in het gebied voorkomen waar strandnetten opgesteld staan (wat door strandvissers vaak niet voor mogelijk gehouden wordt).



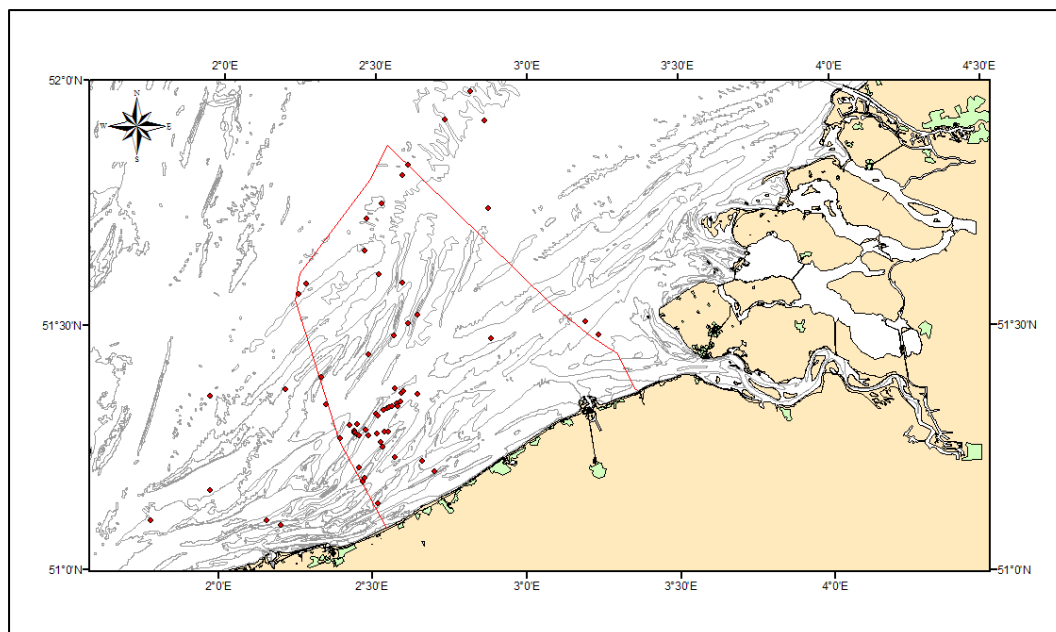
**Figuur 7-5** - Aantal waarnemingen van groepjes bruinvissen dat door derden gerapporteerd werd aan BMM, en dat tijdens toezichtsvluchten, uitgevoerd door BMM, waargenomen werden. De waarnemingen tijdens toezichtsvluchten kunnen omwille van de aard van de opdracht in de meeste gevallen niet als effort-related beschouwd worden. De groepsgrootte bedraagt 2 dieren (S.DEV. 1.4).



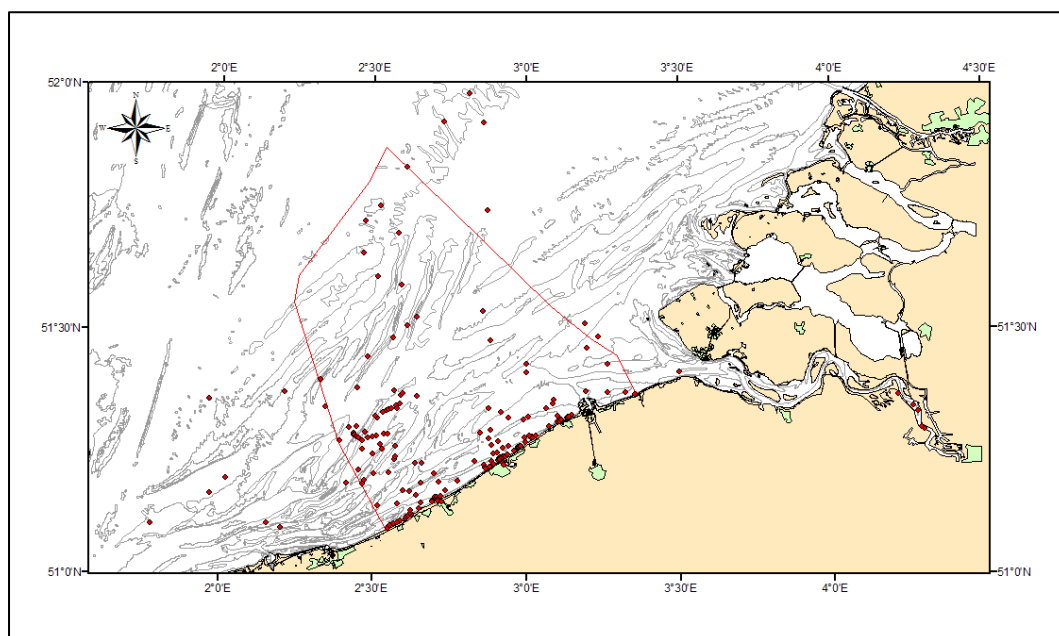
**Figuur 7-6**- Aantal waarnemingen per maand van groepjes bruinvissen dat tussen 1995 en 2007 door derden gerapporteerd werd aan BMM, en dat tijdens toezichtsvluchten uitgevoerd door BMM waargenomen werd. De waarnemingen tijdens toezichtsvluchten kunnen omwille van de aard van de opdracht in de meeste gevallen niet als effort-related beschouwd worden.



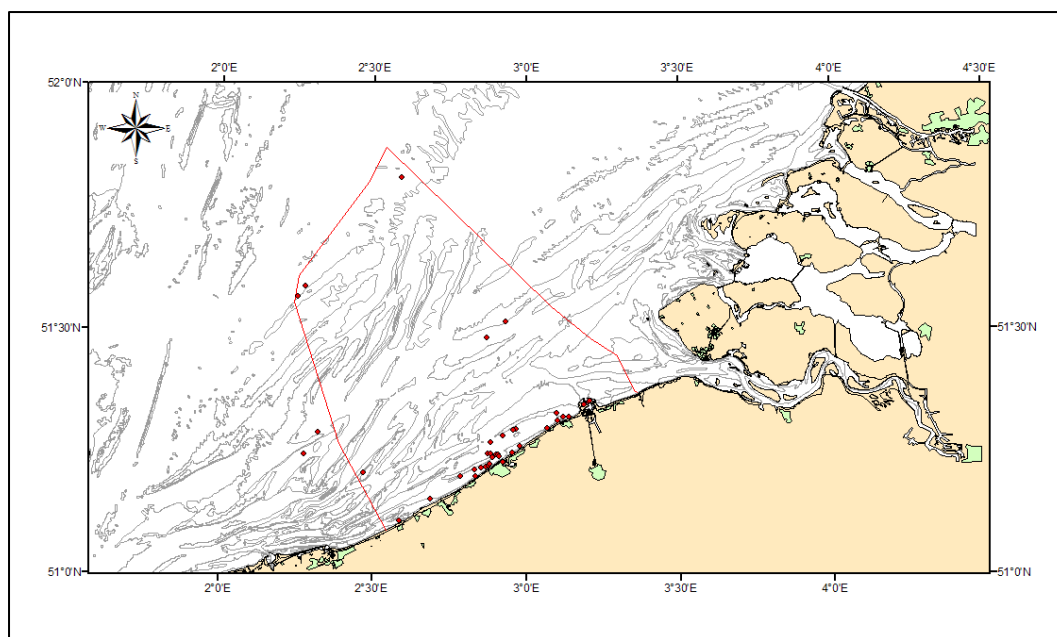
**Figuur 7-7** - Groepjes bruinvissen zoals in het databestand van de BMM (exclusief de bruinvissen gerapporteerd door het INBO) tussen 1995 en 2007 (juni).



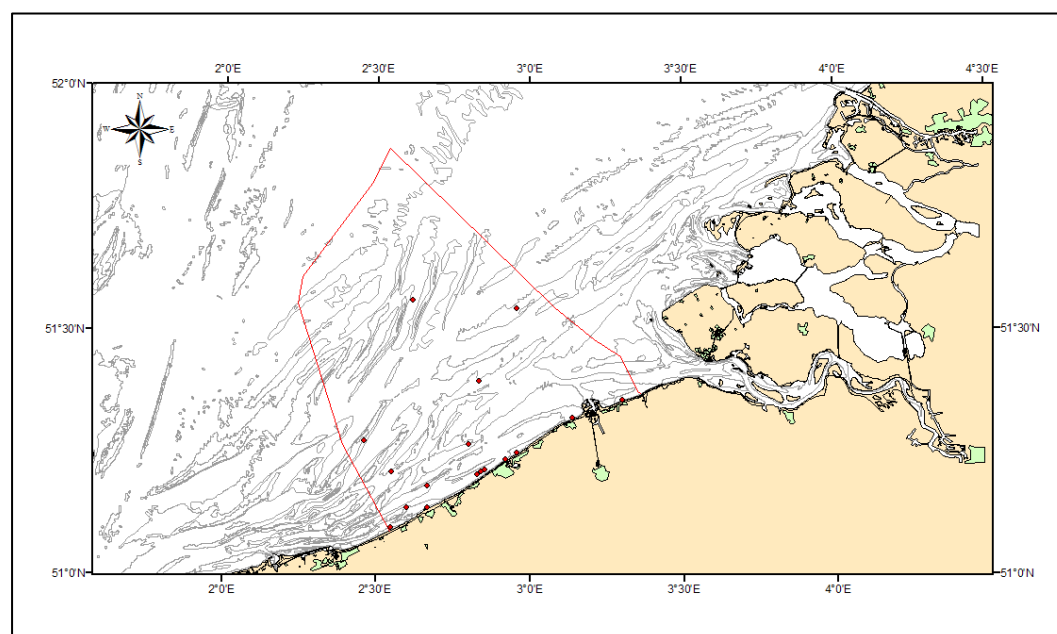
**Figuur 7-8** - Posities van groepjes bruinvissen waargenomen vanuit het toezichtsvliegtuig van de BMM tussen 1995 en 2007 (juni).



**Figuur 7-9** - Groepjes bruinvissen zoals in het databestand van de BMM (exclusief de bruinvissen gerapporteerd door het INBO) tussen 1995 en 2007 (juni) in het voorjaar (januari–april).



**Figuur 7-10** - Groepjes bruinvissen zoals in het databestand van de BMM (exclusief de bruinvissen gerapporteerd door het INBO) tussen 1995 en 2007 (juni) in de zomermaanden (mei-augustus).



**Figuur 7-11** - Groepjes bruinvissen zoals in het databestand van de BMM (exclusief de bruinvissen gerapporteerd door het INBO) tussen 1995 en 2007 (juni) in het najaar (september-december).

#### 7.1.2.4 *Discussie en conclusies*

De anekdotische waarnemingen geven ons een goed beeld van de temporele (en spatiale) verspreiding van de bruinvis in de kustwateren. Gezien de aanwezigheid van overheden en het publiek verder op zee gelimiteerd is, is van de verder afgelegen gebieden weinig informatie beschikbaar. Vandaar dat de resultaten van dergelijke analyse met voorzichtigheid dienen te worden behandeld.

---

Waarnemersinspanning gerelateerde observaties kunnen de tellingen van vogels zijn vanaf een aantal kuststations, zoals dit ook in Nederland plaatsvindt. Bij deze vogeltellingen, vooral tijdens de migratieperiodes, worden zowel waarnemingen van zeezoogdieren genoteerd als de waarnemersinspanning. Om een snapshot van de aanwezigheid van bruinvissen in Belgische wateren te maken, zouden campagnes met het observatievliegtuig nuttig zijn. Vanuit dit vliegtuig kunnen bij goede weersomstandigheden gemakkelijk bruinvissen worden waargenomen, en in enkele uren tijd kan een groot deel van de Belgische wateren overvlogen worden.



## **7.2 Mogelijke oplossing om het probleem van heterogene verspreidings-gegevens, vooral in tijd, aan te pakken door uittesten T-POD**

*Auteur: Haelters, J.*

### **7.2.1 Het gebruik van T-PoDs**

Een T-PoD (POrpoise Detector) is een autonoom monitoringsysteem voor ultrasoon geluid. Het toestel dient te worden verankerd, en heeft een autonomie van een maand tot enkele maanden, afhankelijk van de batterijen en de instellingen. Een T-PoD voert een monitoring uit van geluiden onder water, en neemt de tijdsduur en lengte van relevante 'clicks' op bepaalde frequenties op met een resolutie van 10 microseconden. De bijhorende software analyseert achteraf de geregistreerde clicks, en identificeert de geluiden gemaakt door dolfijnen en bruinvissen (met een indicatie van de probabiliteit van de herkomst). De T-PoD beschikt over 6 kanalen, die na elkaar een scan van het geluid uitvoeren (elk kanaal voert elke minuut een scan uit van 9.7seconden). Deze kanalen kunnen ingesteld worden op specifieke soorten(groepen), zoals bruinvissen (target filter op 130 kHz) of dolfijnen (target filter op 50 kHz). De detectielimiet van een T-PoD voor bruinvissen en dolfijnen is verschillend en bovendien afhankelijk van de omgevingsomstandigheden. Men neemt aan dat bruinvissen gedetecteerd worden tot op ongeveer 300 m van de T-PoD, maar met een zeer grote waarschijnlijkheid tussen 70 en 100 m. Voor dolfijnen ligt de detectieafstand een stuk hoger.

De bedoeling van het uitzetten van T-PoDs is het aantonen van de aanwezigheid of afwezigheid van bruinvissen over een bepaalde periode in een bepaald gebied. Door middel van de analyse van de gegevens kunnen de relatieve aantallen in verschillende gebieden of in verschillende periodes bepaald worden. Het toestel is niet geschikt om absolute aantallen bruinvissen in te schatten.

T-PoDs worden gefabriceerd door Chelonia Ltd, UK. De versie van de software die initieel gebruikt werd is TPOD.EXE 7.31; de verzamelde gegevens werden naderhand een tweede maal geanalyseerd met een meer geavanceerde versie van de software (7.48 en vervolgens 8.23). De resultaten blijven echter grotendeels gelijk. De gebruikte T-PoD was er één van versie 4 (volgnummer 568).

### **7.2.2 De metingen met een T-PoD uitgevoerd in het kader van WAKO**

Voor het WAKO project werd 1 T-PoD aangekocht voor het inschatten van de mogelijkheden van het gebruik van het toestel in Belgische wateren, en voor het uittesten van de technische aspecten van de verankeringen. De T-PoD werd voor deze testfase in het WAKO project vier maal verankerd. Daarnaast werd een korte test uitgevoerd in de haven van Nieuwpoort voor het nagaan van eventuele 'valse' identificaties van de echosounders van vaartuigen.

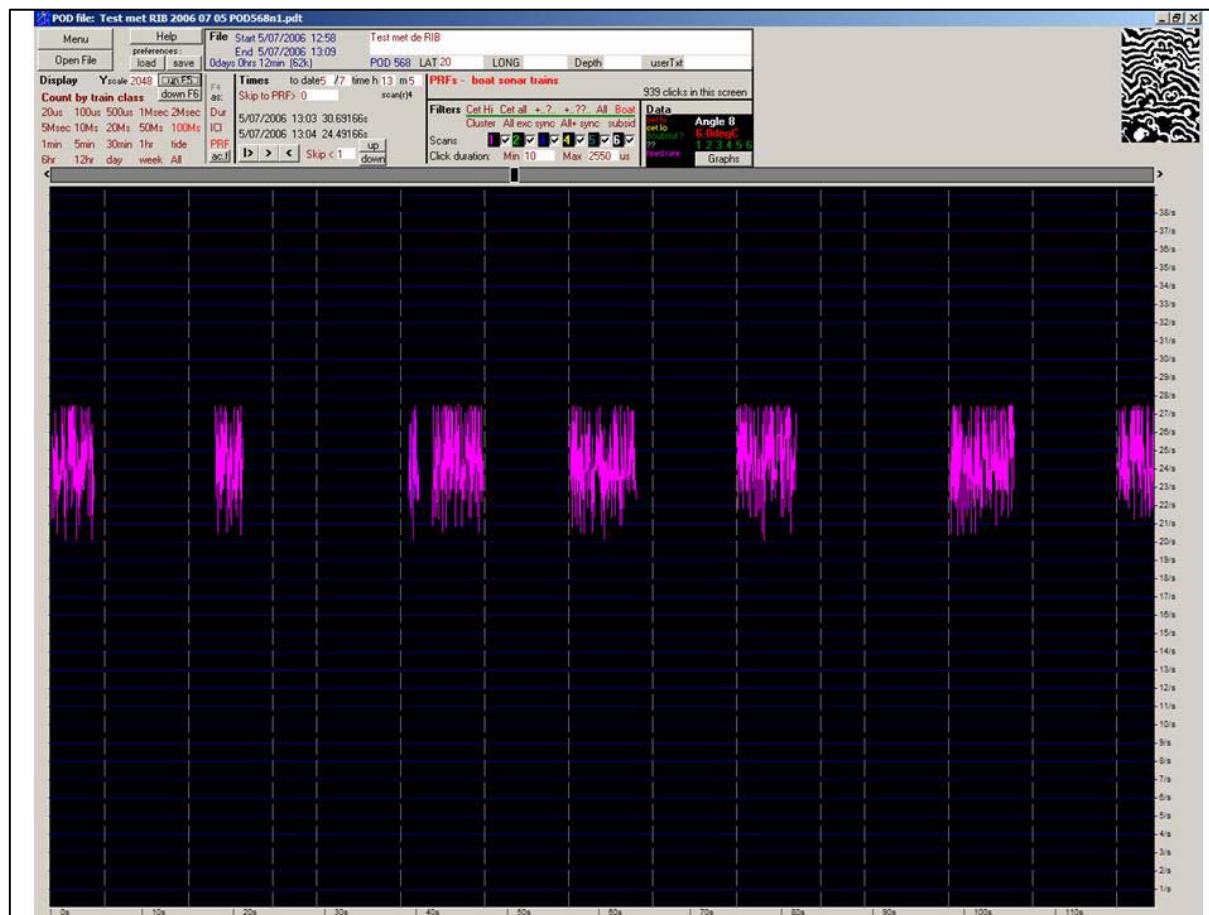
### 7.2.2.1 Test in de haven van Nieuwpoort

Net zoals dolfijnen en bruinvissen produceren echosounders en dieptemeters clicks met een regelmatige herhaling en een bepaalde frequentie. Voor het nagaan van de analyse door de T-PoD van het geluid veroorzaakt door dergelijke toestellen werd een test uitgevoerd in de haven van Nieuwpoort. De settings van de T-PoD waren de volgende:

- Target filter: kanalen 1-3-5 op 50 kHz (frequentie voor het opsporen van dolfijnen)
- Target filter: kanalen 2-4-6 op 130 kHz (frequentie voor het opsporen van bruinvissen)
- Ref. filter: kanalen 1-3-5 op 70 kHz
- Ref. filter: kanalen 2-4-6 op 92 kHz
- Click bandwidth: 5
- Noise adaptation: ++
- Sensitivity: 6
- Scan limit on N of clicks logged: 240

Deze test werd uitgevoerd met het controlevaartuig van het KBIN (BMM) de Tuimelaar. Dit vaartuig is uitgerust met een echosounder met frequenties 50 en 200kHz. Het gebruik van deze echosounder terwijl de T-PoD geactiveerd was onder water, leverde op geen van de kanalen een signaal op dat na analyse als ‘cet hi’ of als ‘cet lo’ bestempeld werd (respectievelijk signalen die met hoge en lage waarschijnlijkheid als afkomstig van walvisachtigen bestempeld worden).

Daarna werd de Tuimelaar vastgelegd in de haven op positie 51°08,93’N; 002°43,80’E (waterdiepte: 2.4 meter). Bij het langskomen van 1 vaartuig (een zeilschip) werd bij de analyse op de kanalen 2-4-6 een aantal click herhalingen als ‘cet lo’ bestempeld, een veel groter aantal ‘?’ en ‘??’ beoordelingen, die wijzen op andere bronnen dan walvisachtigen, en geen enkel signaal als ‘cet hi’. Deze click herhalingen werden bij volgende analyse (update van de software) als afkomstig van vaartuigen beschouwd, en de grafiek met de pulse repetition frequency signalen die als afkomstig van vaartuigen geïdentificeerd werden, is duidelijk (Figuur 7-12). Bij het langsvaren op beperkte afstand van een aantal andere vaartuigen werd geen signaal gedetecteerd als Cet Hi of Cet Lo. Het besluit van deze test is dat het toestel in ‘cet hi’ betrouwbaar is, en dat indien enkel ‘cet lo’, en veel ‘?’ en ‘??’ vastgesteld worden, de data met veel omzichtigheid dienen te worden behandeld. Volgens de ontwerper van het toestel zijn ‘cet lo’ betrouwbaar indien men terzelfdertijd ‘cet hi’ vaststelt: *“don’t believe in Cet Lo detections if you don’t see any Cet Hi trains”* (Nick Tregenza, persoonlijke mededeling). De ‘cet lo’ kunnen - mits ervaring met het visueel analyseren van de signalen – eventueel eveneens toegewezen worden aan walvisachtigen, zeker indien ook Cet Hi detecties aanwezig zijn.



**Figuur 7-12** - Detecties van de sonar van vaartuigen tijdens een test in de haven van Nieuwpoort. Deze signalen werden vooral als ‘?’ en ‘??’ gecatalogiseerd, en kunnen mits wat ervaring niet verward worden met de clicks van bruinvissen. De x-as is een tijdsas (van 0 tot 120 seconden). De y-as geeft de pulse repetition frequency (van 0/s tot 40/s).

### 7.2.2.2 Verankeringen

Voor de verankeringen van de T-PoD in dit project werd gebruik gemaakt van de tripode van de BMM, en van een systeem uitgewerkt door de Vlaamse Hydrografie. De tripode is een relatief groot stalen frame dat op de zeebodem geplaatst wordt, en gemarkeerd wordt met oppervlakteboeien. Figuur 7-13 en Figuur 7-14 tonen foto's van deze verankering. De verankering gebeurde met het oceanografisch schip Belgica, de recuperatie met hetzelfde schip of met een schip van de Vlaamse overheid. Het systeem uitgewerkt door de Vlaamse Hydrografie bestaat uit een kubusvormig metalen frame waar de T-PoD in geplaatst wordt (zie Figuur 7-15). Dit frame werd enkel bij de laatste verankering gebruikt. De uren van verankering en recuperatie, en de uren van de t-PoD, worden gegeven in GMT, tenzij locale tijd (LT) vermeld wordt. In Figuur 7-16 worden de posities van de verschillende verankeringen weergegeven. In oktober 2007 werd een bijkomende verankering uitgevoerd, maar de analyses van de verzamelde gegevens kon niet meer op tijd gebeuren voor opname in dit rapport.



**Figuur 7-13** - Tripode, met naast andere meetapparatuur, de T-PoD op de centrale as (foto Joan Backers, KBIN/BMM).



**Figuur 7-14** - Detail van de bevestiging van de T-PoD aan de tripode (foto Joan Backers, KBIN/BMM).



**Figuur 7-15** - T-PoD bij het bovenhalen na de laatste verankering. Het frame werd uitgewerkt door de Vlaamse Hydrografie (foto Vlaamse Hydrografie).

**Tabel 7-1** - Overzicht van de verankeringen van de T-PoD tussen 2006 en juli 2007

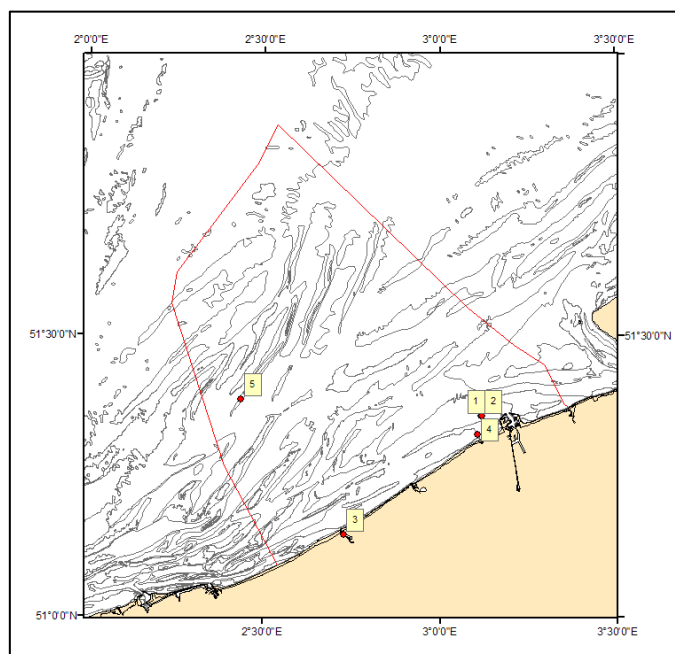
	Datum start	Datum end	Totale tijd log	Positie T-PoD	Settings bruinvissen	Settings dolfijnen
1	27 mrt 06	18 apr 06	(1)	51°21.563'N; 003°07.178'E	1,2,3,4,5,6	geen
2	15 mei 06	15 jun 06	30d, 22h, 43'	51°21.56'N; 003°07.198'E	1,2,3,4,5,6	geen
3	05 jul 06	05 jul 06	(2)	51°08.93'N; 002°43.80'E	2,4,6	1,3,5
4	08 nov 06	07 feb 07	90d, 20h, 42' (3)	51°19.603'N; 003°06.53'E	2,4,6	1,3,5
5	18 apr 07	30 jul 07	102d, 21h, 34' (4)	51°23.302'N; 002°26.306'E	2,4,6	1,3,5

(1): Door een verkeerde manipulatie van de tripod waren er geen metingen.

(2): Testmetingen in de haven.

(3): Totale tijd; er waren 2 onderbrekingen: 27 november 2006 (3 uren); 14-18 december 2006 (4 dagen, 1 uur).

(4): De T-PoD bleef enkele dagen langer in het water, maar de batterijspanning was te laag om nog metingen uit te voeren.



**Figuur 7-16** - Posities waar metingen uitgevoerd werden met de T-PoD (zie Tabel 7-1).



### Verankering van 27 maart 2006 tot 18 april 2006

Positie: 51°21.563N; 003°07.178E

Diepte: 12.78m bij verankering op 27 maart 2006 10:31h

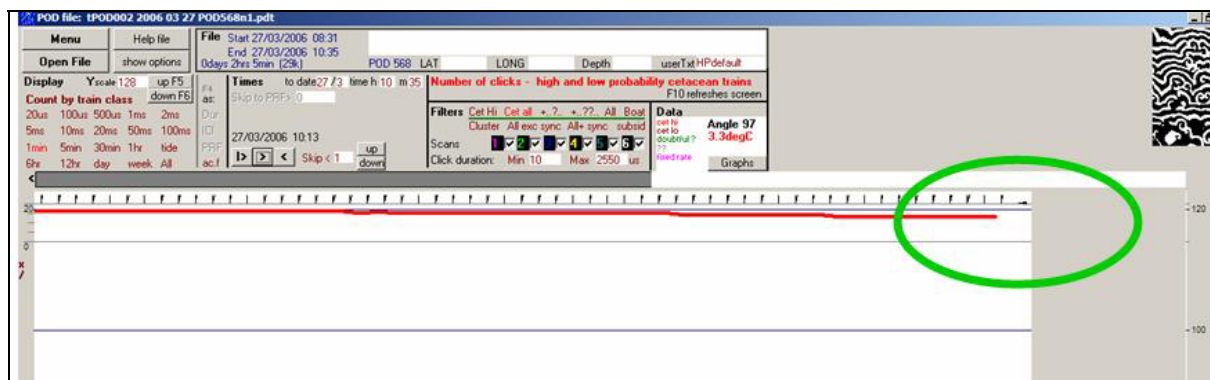
Start metingen: 27 maart 2006, 10:35h (activatie T-PoD: 8:31h)

Einde metingen: 18 april 2006, 09:19h

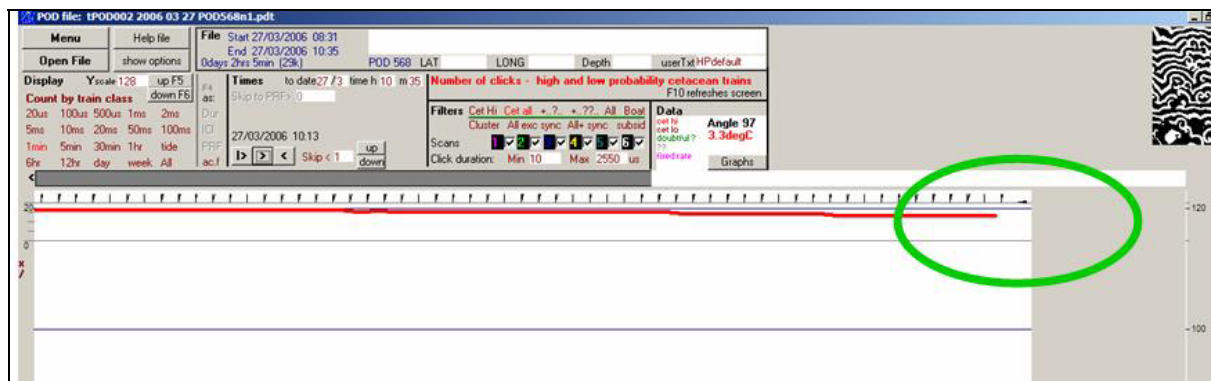
Instellingen T-PoD:

- Target filter: de 6 kanalen op 130kHz (frequentie voor het opsporen van bruinvissen)
- Ref. filter: 92kHz
- Click bandwidth: 5
- Noise adaptation: ++
- Sensitivity: 10
- Scan limit on N of clicks logged: 240

Door een verkeerde manipulatie van de tripode waar de T-PoD aan bevestigd was, is de tripode op de zijkant op de zeebodem terecht gekomen. Dit gebeurde mede door de niet gunstige weersomstandigheden op het tijdstip van de verankering (wind 7 Bft). De T-PoD is uitgerust met een hoeksensor (G-sensor), die afhankelijk van de instellingen, de T-PoD activeert of desactiveert. In dit geval was de desactivatie ingesteld op horizontaal, waardoor de T-PoD uitgeschakeld werd vanaf het moment van het kantelen van de tripode (om 10:35h op 27 maart), en uitgeschakeld bleef tot het ophalen. De verkeerde positie van de tripode op de zeebodem vanaf het moment van de verankering kon achteraf aangetoond worden door de metingen van de hoeksensor van de T-PoD (zie



Figuur 7-17).



**Figuur 7-17** - Aanduiding van de hoeksensor bij de verankering op 27 maart 2006 (groen omlijnd); net na het plaatsen van de tripode is die onder water gekanteld. De x-as is een tijdsas (van 0 tot 5 minuten), bovenaan wordt een aanduiding gegeven van de hoeksensor. Die geeft 0° aan bij het te water laten, maar duidt na een 5-tal minuten 90° aan, wat erop wijst dat de tripode 90° gekanteld is. Bij een hoek van iets minder dan 90° werd de T-PoD automatisch uitgeschakeld.



**Verankering van 15 mei 2006 tot 15 juni 2006**

Positie: 51°21.56'N; 3°07.198'E

Diepte: 9.87m bij verankering om 11:15h

Start metingen: 15 mei 2006, 11:47h (activatie 8:24h)

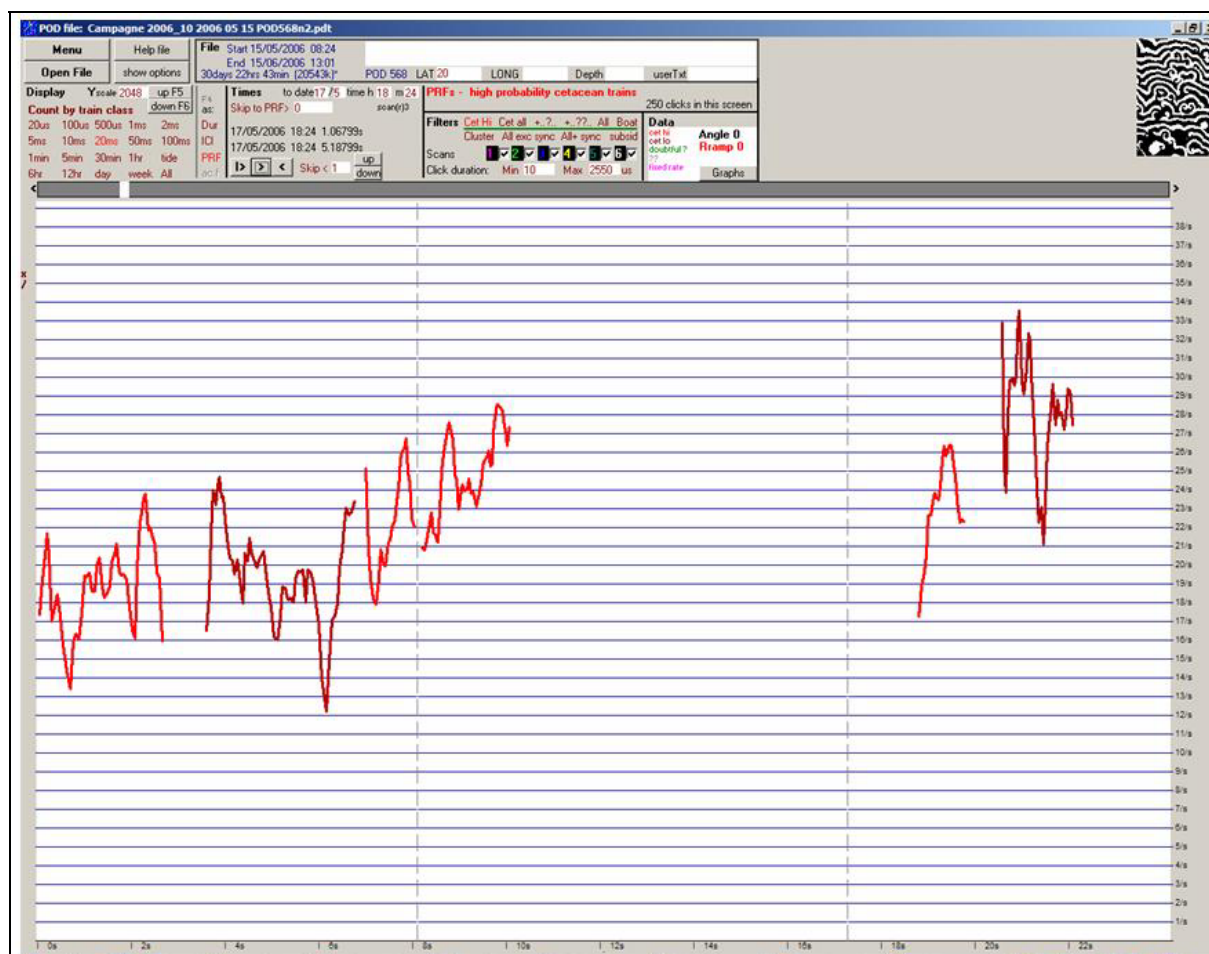
Einde metingen: 15 juni 2006, 10:45 (13:01h desactivatie)

Instellingen T-PoD:

- Target filter: de 6 kanalen op 130kHz (frequentie voor het opsporen van bruinvissen)
- Ref. filter: 92kHz
- Click bandwidth: 5
- Noise adaptation: ++
- Sensitivity: 10
- Scan limit on N of clicks logged: 240

Deze maal werd de G-sensor ingesteld zodat de T-PoD zich enkel bij een gedeeltelijke omkering zou uitschakelen, niet bij het kantelen van de tripode. De tripode bleek echter goed te zijn geplaatst, waardoor dit niet nodig was. De resultaten van de detecties worden in Figuur 7-19 weergegeven.

De tripode werd uitgezet op een relatief vlakke zandbodem, en vormde voor bruinvissen blijkbaar een aantrekkingspunt. In de scans werden talrijke benaderingssequenties vastgesteld (zie Figuur 7-18). Hierbij werd het interval tussen de clicks steeds kleiner, en werd de probabilliteit (relatief aantal 'cet hi' analyses hoger naarmate het dier of de dieren dichter bij de tripode kwamen. In theorie is het met deze metingen mogelijk om de zwemsnelheid van de bruinvissen naar de tripode toe te berekenen, en het zou eventueel ook mogelijk zijn vast te stellen of het één dier, of enkele dieren betreft (overlappende 'click trains').



**Figuur 7-18** - Benaderingssequentie: een bruinvis nadert de verankerde tripode. De x-as is een tijdsas (0 tot 60 seconden); de y-as duidt de pulse repetition frequency aan (0 tot 40/s). Enkel de CET HI clicktrains worden weergegeven; er zijn in de scan ook een aantal CET LO trains.

### ***Verankering van 8 november 2006 tot 7 februari 2007***

Positie: 51°19.603'N; 003°06.53'E

Diepte: 5 m bij laag tij

Start metingen: 8 november 2006, 14:43h

Einde metingen: 7 februari 2007, 15:10h

Onderbrekingen in de metingen (onderhoud van de andere sensoren):

- 27 november 2006, 9:00h LT tot 12:00h LT
- 14 december 2006, 10:00h LT tot 18 december 2006, 11:00h LT

Op 25 januari 2007 werden met de Zearend uitgebreide maar vruchteloze recuperatiepogingen ondernomen. Op 7 februari 2007 was het recuperatieschip reeds om 11:00h LT ter plaatse.

Instellingen T-PoD:

- Target filter: kanalen 1-3-5 op 130 kHz (frequentie voor het opsporen van bruinvissen)
- Target filter: kanalen 2-4-6 op 50 kHz (frequentie voor het opsporen van dolfinen)
- Ref. filter: kanalen 1-3-5 op 92 kHz
- Ref. filter: kanalen 2-4-6 op 70 kHz
- Click bandwidth: 5
- Noise adaptation: ++
- Sensitivity: 10
- Scan limit on N of clicks logged: 240

Als test werden 3 van de kanalen (2-4-6) ingesteld op een frequentie die geschikt is voor het opsporen van dolfinen (in onze wateren vooral witsnuitdolfinen en in mindere mate tuimelaars). Gezien de nabijheid van de kust van de verankering was het echter niet waarschijnlijk dat detecties van deze soorten zouden gemaakt worden (wat naderhand bevestigd werd door de metingen).

### ***Verankering van 18 april tot 2 augustus 2007***

Positie: 51°23.302'N; 002°26.306'E

Diepte: 17,5 m bij laag tij

Start metingen: 18 april 2007, 12:00h LT

Einde metingen: 2 augustus 2007, 13:30h LT

Instellingen T-PoD:

- Target filter: kanalen 1-3-5 op 130 kHz (frequentie voor het opsporen van bruinvissen)
- Target filter: kanalen 2-4-6 op 50 kHz (frequentie voor het opsporen van dolfinen)
- Ref. filter: kanalen 1-3-5 op 92 kHz
- Ref. filter: kanalen 2-4-6 op 70 kHz
- Click bandwidth: 5
- Noise adaptation: ++
- Sensitivity: 10
- Scan limit on N of clicks logged: 240

Opnieuw werden 3 van de kanalen (2-4-6) ingesteld op een frequentie die geschikt is voor het opsporen van dolfinen. Gezien de afstand tot de kust was het niet onwaarschijnlijk dat ook dolfinen zouden gedetecteerd worden (naderhand bevestigd door de metingen).

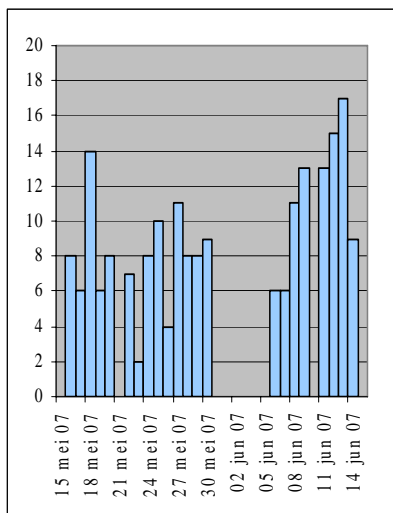
### 7.2.3 Analyse van de meetgegevens

Voor het verwerken en analyseren van de meetgegevens werd gebruik gemaakt van versie 8.23 van de T-PoD software, die in vergelijking met eerdere versies een betere filtering van de gegevens uitvoert. Het verschil in het resultaat tussen een analyse met de oudere software en met versie 8.23 is echter miniem, en in vele gevallen zelfs onbestaande. De analyse geeft onder meer het aantal 'ontmoetingen' of vaststellingen van bruinvissen met de T-PoD per dag, het aantal positieve detectie-minuten per dag, etc.

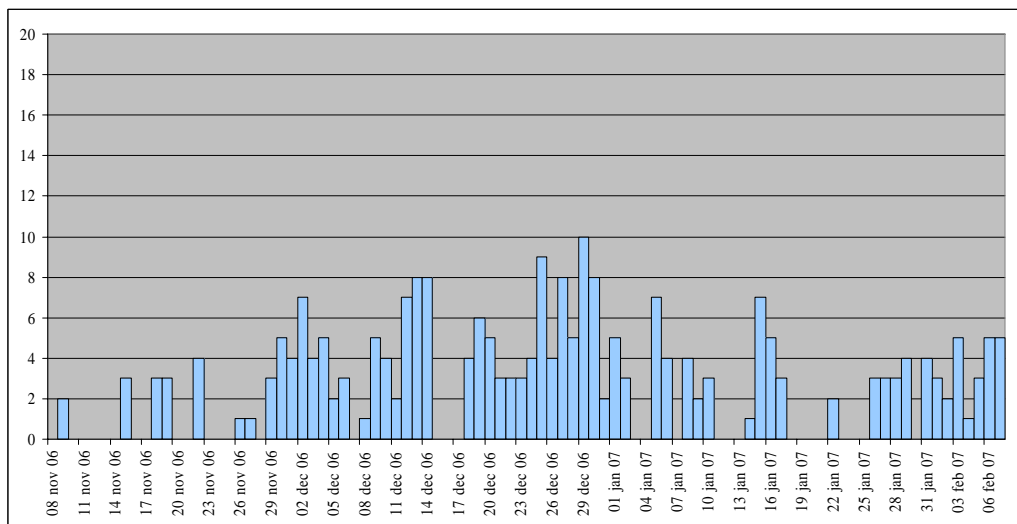
In de onderstaande grafieken wordt een overzicht gegeven van het *aantal vaststellingen van bruinvissen per dag*. Een *vaststelling* is een periode waarin bruinvissen geregistreerd worden (Cet Hi – evt samen met Cet Lo); een tweede vaststelling kan enkel gebeuren indien tenminste 10 minuten geen registratie is van de aanwezigheid van bruinvissen. Voor de verwerking van de resultaten werden de Cet Lo klassen enkel gebruikt wanneer ook Cet Hi aanwezig was op dezelfde dag. Daardoor is het aantal vaststellingen per dag waarschijnlijk een onderschatting, gezien Cet Lo in vele gevallen afkomstig zijn van bruinvissen.

De meetgegevens tonen aan dat er in het voorjaar van 2006 (midden mei tot midden juni) relatief veel bruinvissen aanwezig waren voor de kust, nabij Blankenberge (Figuur 7-19). Een jaar later zijn er in dezelfde periode veel minder vaststellingen per dag nabij de Westhinder (Figuur 7-201); het aantal vaststellingen per dag is er laag vanaf midden april, met vele dagen zonder vaststellingen van de aanwezigheid van bruinvissen, en lijkt wat op te lopen rond midden juli. Eind 2006 (november – december) loopt het aantal vaststellingen per dag op vanaf eind november; in december zijn er elke dag vaststellingen (Figuur 7-20). In januari is het voorkomen van de bruinvis in dit gebied erratisch: er zijn vele dagen zonder vaststellingen; vanaf eind januari loopt het aantal vaststellingen per dag opnieuw op.

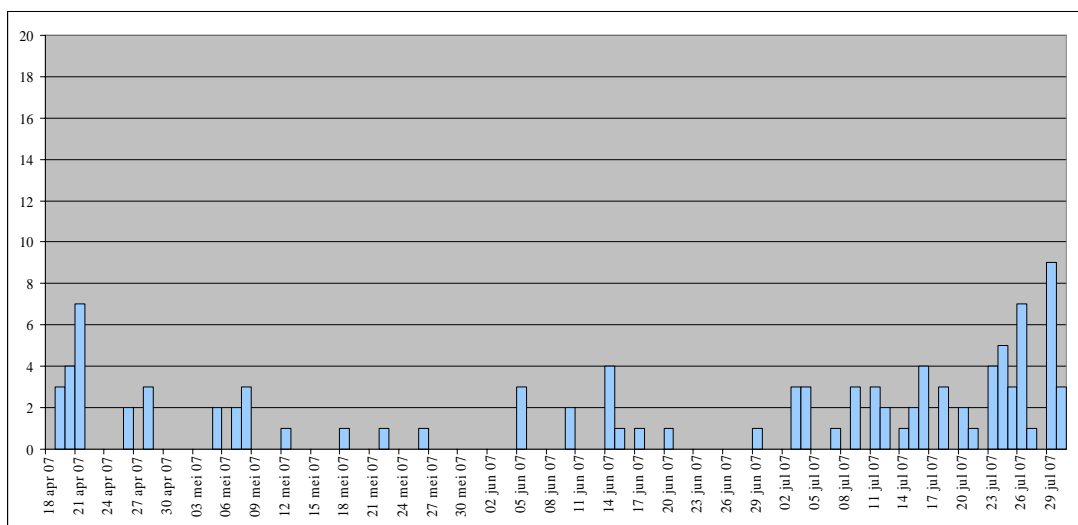
Enkel bij de verankering ter hoogte van de Westhinder werden ook dolfijnen geregistreerd. Dit is een gebied waar geregeld groepjes witsnuitdolfijnen waargenomen worden, en sporadisch ook andere dolfijnachtigen. De database van de BMM bevat enkele visuele waarnemingen van dolfijnen in Belgische wateren gedurende deze periode, maar geen van deze waarnemingen kon gecorreleerd worden met de detecties door de T-PoD.



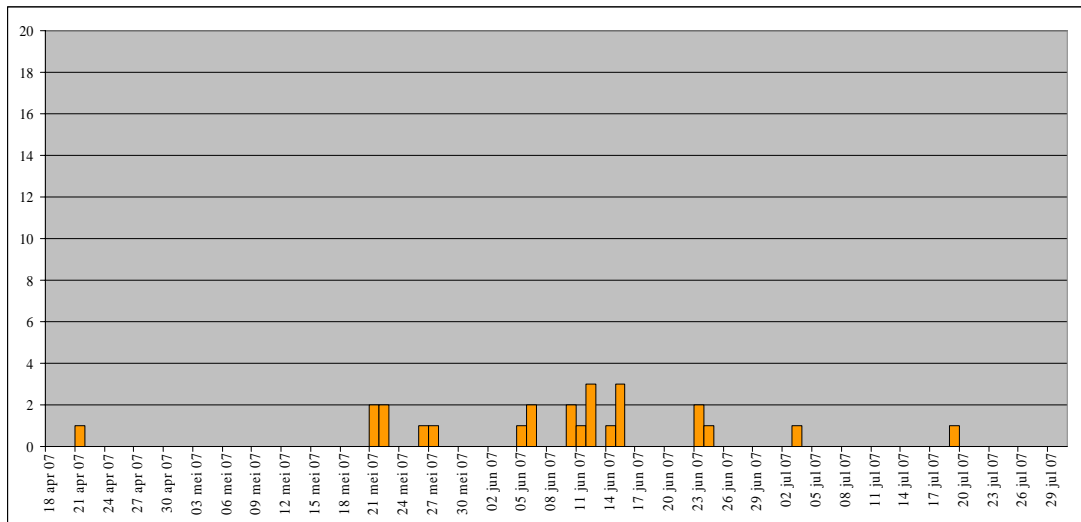
**Figuur 7-19** - Aantal vaststellingen van bruinvissen per dag; verankering 15 mei – 14 juni 2006.



**Figuur 7-20** - Aantal vaststellingen van bruinvissen per dag; verankering 8 november 2006 – 7 februari 2007.



**Figuur 7-21** - Aantal vaststellingen van bruinvissen per dag; verankering 18 april – 30 juli 2007



**Figuur 7-22** - Aantal vaststellingen van dolfijnen per dag; verankering 18 april – 30 juli 2007

#### **7.2.4 Conclusie**

Gegevens verzameld met T-PoDs kunnen een ons een maat geven voor het relatieve aantal bruinvissen aanwezig in een gebied, en een referentie vormen voor toekomstige monitoring met dit systeem of met andere systemen die eventueel meer mogelijkheden zullen bieden in de toekomst. Het systeem is door omwille van de aard van de verzamelde data en de autonomie zeer kosten-efficiënt.

In ieder geval tonen de gegevens aan dat bruinvissen in elk seizoen in onze wateren voorkomen, zelfs dicht bij de kust. Er zijn maandelijks en jaarlijkse schommelingen in het aantal bruinvissen dat voorkomt. Door het uitzetten van een groter aantal T-PoDs over een langere periode kan een spatio-temporeel beeld gevormd worden van de bruinvis in Belgische wateren, samen met een idee van de geprefereerde habitat. Met deze data kan advies gegeven worden, bijvoorbeeld in het kader van visserij-activiteiten die mogelijk een bedreiging vormen voor bruinvissen. De T-PoD kan eveneens gebruikt worden om effecten van menselijke activiteiten, zoals de bouw en exploitatie van windparken op zee, op de bruinvis vast te stellen.

De periode van dit project was te kort om een meer grondige analyse uit te voeren van de click trains zoals geregistreerd door de T-PoD. D.m.v. de geregistreerde gegevens kan bijvoorbeeld ook een analyse gemaakt worden van tidale of diurnale patronen.

#### **7.2.5 Dankwoord**

Voor het verankeren van de T-PoD willen we heel graag volgende personen en diensten bedanken:

- Joan Backers en Jean-Pierre Deblauwe;
- De bemanning van de BELGICA en de schepen van de Vlaamse overheid;
- De Vlaamse Hydrografie, en meer in het bijzonder John Nuyts, Guido Dumon, Johan Vercruysse en Steven Huysentruyt.

Jean-Pierre Deblauwe en Nick Tregenza willen we bedanken voor hun assistentie bij de installatie van de soft- en hardware, en bij het analyseren van de verzamelde data.

## **8. De strategie van BWZee aanpassen voor impactevaluatie van visserijmethodes (boomkor- en warrelnetvisserij), ten einde de milieu-impact integraal (impact op zeevogels, zeezoogdieren en benthos en door spookvissen) te kunnen evalueren**

*Auteurs: Derous, S., Degraer, S., Vincx, M.*

De mariene biologische waarderingskaart van het Belgisch deel van de Noordzee (BNZ) werd opgesteld op basis van data van vier ecosysteemcomponenten, zijnde macrobenthos, zeevogels, epibenthos en demersale vis. Tijdens biologische waardering worden de verschillende deelgebieden van het BNZ relatief ten opzichte van elkaar gescoord. Naast deze finale kaart zijn ook de onderliggende waarderingskaarten per ecosysteemcomponent en per indicator (zeldzaamheid, aggregatie, densiteit, soortenrijkdom, biomassa,..) belangrijke tools voor het beleid. Twee criteria worden gehanteerd voor de waardering: zeldzaamheid en aggregatie/fitness gevolgen.

De waarderingskaarten kunnen tijdens beheersactiviteiten enkel gebruikt worden als waarschuwingssignalen om gebieden met hoge waarde tijdens het inplannen van nieuwe activiteiten te vermijden. Ze geven geen enkele indicatie over de gevolgen of impacten indien de activiteiten wel in deze waardevolle gebieden zouden gelocaliseerd worden. Dit komt omdat er tijdens de ontwikkeling van het waarderingsconcept en het bijhorende protocol geen rekening werd gehouden met criteria zoals kwetsbaarheid of resiliëntie, wat belangrijk is tijdens impactevaluaties.

Er zijn verschillende opties om impactevaluaties uit te voeren op basis van deze waarderingskaarten. Het zou bijvoorbeeld mogelijk kunnen zijn om een revisie van de kaart uit te voeren na verloop van een tiental jaren (wanneer een bepaalde beleidsmaatregel bijvoorbeeld werd ingevoerd). De nieuwe kaart zal dan de "nieuwe" waardes van de deelgebieden weergeven. Het is dus enkel mogelijk om kaarten te maken die de waardeverschuivingen over middellange termijn weergeven. Dit betekent ook dat, aangezien deelgebieden relatief ten opzichte van elkaar worden gewaardeerd, dat het goed mogelijk is dat een globale waardevermindering over het ganse BNZ niet op de kaarten duidelijk wordt. De nieuwe kaarten zullen eveneens enkel een geïntegreerd beeld geven van de waardeverschuivingen die zijn opgetreden als gevolg van alle impacten en verbeteringsmaatregelen, die in de loop van deze periode hebben plaatsgevonden, en niet enkel van impacten van bepaalde visserij-gerelateerde verandering.

Daarnaast moet er ook bij stilgestaan worden of een verschil in waarde wel een goed signaal voor een bepaalde impact is, want het is zeer goed mogelijk dat een bepaalde activiteit zowel negatieve (wegschrapen macrobenthos door boomkor) als positieve (aggregatie van zeevogels achter boomkorvaartuigen) impacten kan hebben en op de totale waarderingskaart zullen deze nuances



---

misschien verloren gaan. Tenslotte is het maken van een dergelijke revisie erg tijdrovend en kostelijk. Een andere mogelijkheid om impactanalyses rond visserij uit te voeren, is het werken met bepaalde gevalstudies. In het kader van het doctoraat van Marijn Rabaut zouden bepaalde gebieden met Lanice riffen afgesloten kunnen worden voor boomkorvisserij om zo een vergelijking met toegankelijke gebieden te kunnen maken. Specifieke studies in dergelijke kleine gebieden zouden eventuele waardeverschuivingen dan kunnen linken aan de visserij-activiteiten die in WAKO bestudeerd worden. Nog een andere optie voor het integreren van impactdata met de waarderingskaarten is het uitvoeren van een meta-analyse (zie hierboven) en deze data te linken aan de specifieke omgeving van het BNZ. Voordeel van een dergelijke meta-analyse is het feit dat extra staalnames hierdoor niet meer nodig zijn. Nadeel is dat er genoeg data uit de literatuur beschikbaar moeten zijn. Literatuuronderzoek rond de impact van boomkor- of warrelnetvisserij spitst zich meestal toe op impacten op soortenrijkdom, densiteiten of productiviteit van benthosgroepen en kan zo gelinkt worden aan de onderliggende indicatoren van de waarderingsstrategie. In hoofdstuk 9 wordt tenslotte onderzocht of de mogelijkheid bestaat om de milieu-impact van visserijmethodes te evalueren door de biologische waarde te vergelijken met visserij-inspanning.

## **9. Onderzoek naar de mogelijkheid tot evaluatie van de milieu-impact van visserijmethodes door vergelijkende studie Biologische Waarde en visserij-inspanning**

*Auteurs: Hostens, K., Moulaert, I.*

### **9.1 Inleiding**

Dat de visserij een impact heeft op het milieu zal niemand nog in twijfel trekken. Dit wordt uitgebreid besproken in Hoofdstuk 4. De resultaten van de vele individuele studies naar de effecten van specifieke visserijtechnieken zijn echter niet consistent. Dit is grotendeels te wijten aan de verschillen in het ontwerp en de methode van het vistuig, het habitat en specifieke omgevingsfactoren per case studie (Goffin *et al.* 2007). Bovendien is het moeilijk om de effecten van de visserij te onderscheiden van de effecten van andere menselijke activiteiten of van natuurlijke veranderingen in het milieu.

Binnen dit hoofdstuk wordt een poging gedaan om na te gaan of er een correlatie bestaat tussen de visserij-inspanning en de biologische waarde op het Belgisch deel van de Noordzee (BNZ). Daartoe worden de resultaten uit Hoofdstuk 6 (huidige visserij-inspanning gebaseerd op DZ- en INBO-gegevens) vergeleken met de resultaten betreffende de biologische waardering van het BNZ (BelSpo-project BWZee, Derous *et al.* 2007c). De biologische waarderingskaarten werden opgesteld zonder rekening te houden met gegevens over waar welke menselijke activiteit plaatsgrijpt. Door de visserij-intensiteitskaarten daarover heen te leggen, proberen we aan te tonen of gebieden met een lage biologische waarde al dan niet gekenmerkt worden door een hogere visserij-inspanning.

### **9.2 Materiaal en methode**

#### **9.2.1 Biologische waardering**

Door de stijgende socio-economische interesse in het Belgische zeegebied is er meer dan ooit nood aan een ruimtelijk structuurplan dat gebaseerd is op een geïntegreerd marien beleid, waarbij ook de biologische waarde van het systeem in rekening wordt gebracht. Binnen het project BWZee, gefinancierd door het Federaal Wetenschapsbeleid werd een waarderingsprotocol ontwikkeld en een eerste biologische waarderingskaart voor het BNZ opgesteld (zie <http://www.vliz.be/projects/bwzee/>). Daartoe werd de bestaande ecologische informatie betreffende zeevogels, macrobenthos, epibenthos en demersale vis verzameld. Dit zijn namelijk de vier mariene componenten waarvoor gedetailleerde ruimtelijke verspreidingsgegevens beschikbaar zijn (Deraus *et al.* 2007c).

Aan de hand van vooraf vastgelegde waarderingscriteria werden de 4 datasets uitgebreid bevroegd. De sommatie van alle aparte 'waarden' levert dan de geïntegreerde biologische waarde, die relatief wordt weergegeven in een raster met gridcellen van 3 km<sup>2</sup> (Deraus *et al.* 2007a, 2007b, 2007c). De biologische waarderingskaart voor het BNZ moet zeker met de nodige voorzichtigheid

geïnterpreteerd worden, omdat de informatie beperkt is tot slechts vier ecosysteemcomponenten waarvoor de staalname-intensiteit niet evenredig verspreid is in tijd en ruimte.

### **9.2.2 Visserij-inspanning**

In hoofdstuk 6 hebben we gezien dat er relatief weinig (bruikbare) gegevens voorhanden zijn omtrent de visserij-inspanning op het Belgisch deel van de Noordzee. Enkel op basis van de DZ- en INBO-gegevens kon een eerste indruk gegeven worden van de visserij-inspanning. De DZ-gegevens zijn tellingen van vissersvaartuigen die maandelijks meermaals worden uitgevoerd tijdens controlevluchten door DZ in samenwerking met BMM. Doordat de controle-opdracht van DZ beperkt is tot de territoriale wateren, zijn de DZ-gegevens voornamelijk bruikbaar om het aantal vissersvaartuigen binnen de 18-mijlszone weer te geven. De INBO-gegevens zijn opnames van visserij-activiteiten die genoteerd worden tijdens de vele boot-campagnes in het kader van het zeevogelonderzoek. De INBO-gegevens werden weliswaar ook intensiever verzameld in de kustzone, maar konden op basis van een aantal omzettingfactoren gedeeltelijk gestandaardiseerd worden om de lagere staalnamefrequentie in de meer offshore gebieden te compenseren.

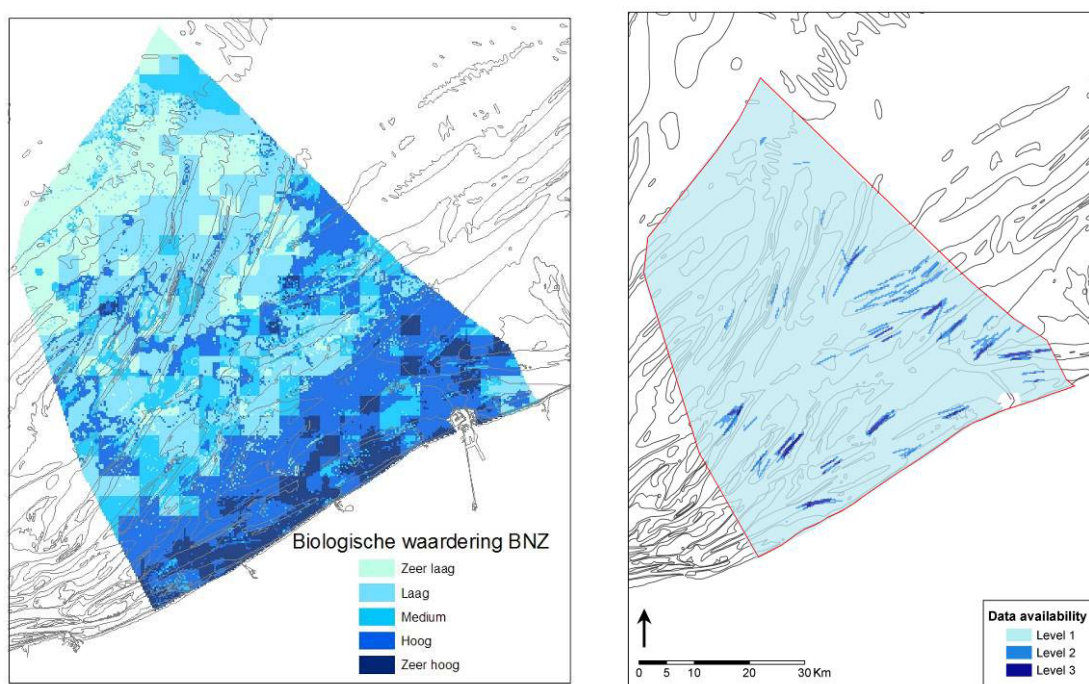
De visserij-inspanning is gebaseerd op het totaal aantal vissersvaartuigen dat werd waargenomen over een periode van 1997 tot 2007 voor de DZ-gegevens en van 1992 tot 2005 voor de INBO-gegevens. Voor de boomkor (inclusief garnaal)visserij en de bordenvisserij werden enkel de 'actieve' vaartuigen weerhouden in beide datasets (i.e. vissend, schoonmakend, spoelend). Ook de weinige bordenvissers werden bij deze data opgeteld. Voor de hengelsportvisserij werden enkel op basis van de INBO-gegevens de 'stilliggende' vaartuigen weerhouden. De kieuw- en warrelnetvisserij wordt te beperkt uitgeoefend op het BNZ om bruikbare correlaties weer te geven.

Om de visserij-inspanning grafisch weer te geven werd het aantal waargenomen vissersvaartuigen opgedeeld in drie 'intensiteits'-klassen, die het relatief aantal 'actieve' boomkorvaartuigen en 'stilliggende' hengelsporters weergeven per 3 km<sup>2</sup>-hok op het BNZ. Zie Hoofdstuk 6 voor een meer gedetailleerde beschrijving van deze datasets.

## **9.3 Resultaten**

### **9.3.1 Biologische waardering**

Op basis van de ruimtelijke verspreidingsgegevens voor zeevogels, macrobenthos, epibenthos en demersale vissen werd het BWZee-protocol getoetst op het Belgisch deel van de Noordzee (BNZ). Een uitgebreide bespreking van de aparte en geïntegreerde resultaten is terug te vinden in Derous *et al.* (2007c). Hier worden enkel de belangrijkste resultaten samengevat (voor een overzicht van de opgegeven plaatsnamen wordt verwezen naar Figuur 9-1).



**Figuur 9-1** - Geïntegreerde mariene biologische waarderingskaart van het Belgisch deel van de Noordzee (links) en weergave van de totale gegevens-beschikbaarheid (rechts).

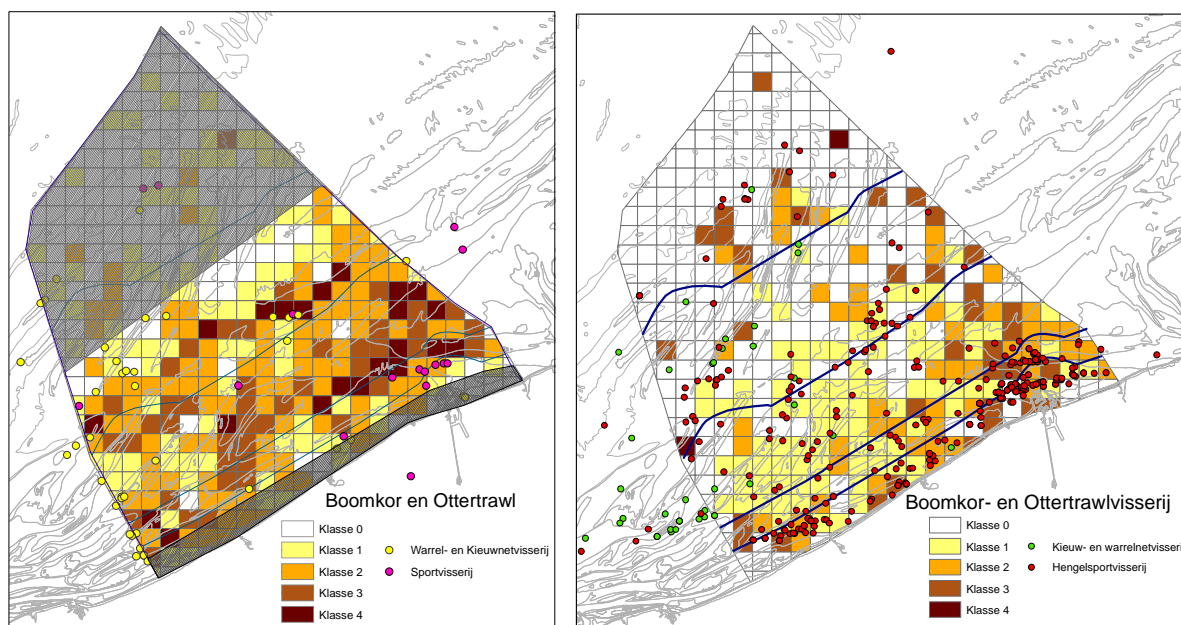
In de geïntegreerde biologische waarderingskaart werd vooral de brede kustzone gekarakteriseerd door een hoge biologische waarde voor de vier ecosysteemcomponenten (Figuur 9-1). Een aantal andere gebieden vertoonden eveneens een hoge biologische waarde voor één of meerdere groepen: (1) de Thorntonbank en de geulen tussen de Hinderbanken (voornamelijk voor epibenthos en vogels); (2) de omgeving rond de Vlakte van de Raan (voornamelijk voor vogels en vissen); en (3) het gebied tussen de Vlaamse banken en de Hinderbanken (voornamelijk voor macrobenthos). De laagste biologische waarde werd berekend voor de offshore dieper gelegen delen van het BNZ, de vaargeul en een deel van de oostelijke kustzone rond de monding van de Westerschelde.

### 9.3.2 Visserij-inspanning

Voor een uitgebreide bespreking van de visserij-inspanning op basis van de DZ- en INBO-gegevens wordt verwezen naar Hoofdstuk 6. Hier worden de belangrijkste resultaten nog even samengevat.

Uit beide datasets blijkt dat de boomkorvloot gespreid opereert over een groot deel van het BNZ, behalve in de meest offshore zone, de hoofdvaargeul en het ankergebied (Figuur 9-2). De garnalvisserij is vooral actief in de nabije kustzone (behalve rondom Zeebrugge) met een voorkeur voor de Vlakte van de Raan, de buurt van Oostende en de Kustbanken. De 'echte' boomkorvisserij is

naast de ruime omgeving van de Vlakte van de Raan vooral actief rond de Zeelandbanken en de Hinderbanken en iets minder rond de Vlaamse banken. Slechts enkele bordenvissers werden genoteerd op het BNZ. Ook de warrel- en kieuwnetvisserij wordt slechts beperkt uitgevoerd in Belgische wateren en dit vooral offshore van de 12-mijlszone. De hengelsportvisserij is gelokaliseerd rond de grotere wrakken, geconcentreerd in drie stroken parallel met de kust.



**Figuur 9-2** - Dichtheid van de geselecteerde vissersvaartuigen gebaseerd op DZ-gegevens (links) en INBO-gegevens (rechts). Klasse 0 geen waarnemingen, klasse 4 meeste waarnemingen. Grijs zone in linkse figuur: minder betrouwbaar wegens te lage staalnameintensiteit.

### 9.3.3 Correlatie biologische waarde en visserij-inspanning

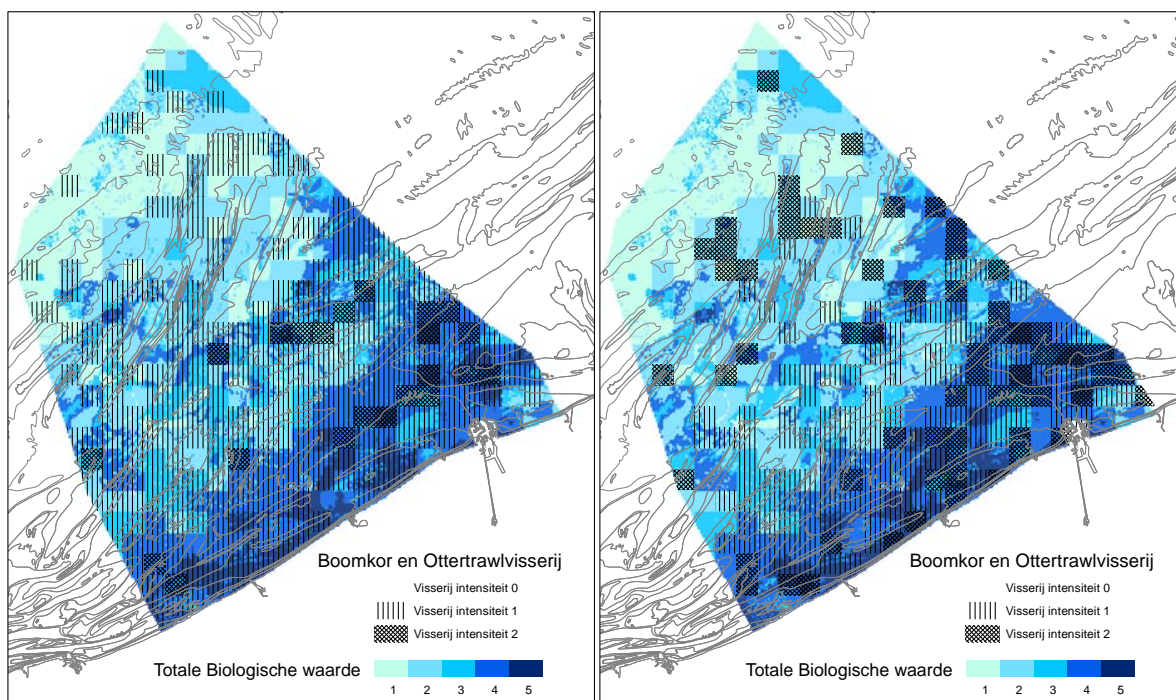
Hoewel de biologische waarderingskaart niet als dusdanig kan worden gebruikt om effecten van menselijke activiteiten aan te tonen, kan d.m.v. GIS-overlays een eventuele correlatie worden weergegeven tussen de biologische waarde en bijvoorbeeld de visserij-inspanning.

De hoogste visserij-intensiteit van de boomkor- (en garnaal)vloot werd voornamelijk waargenomen in zones met een hoge tot heel hoge biologische waarde en dit vooral in de nabije kustzone en in de ruime omgeving rond de Vlakte van de Raan en de Thorntonbank (Figuur 9-3 en Figuur 9-5). Enkel het gebied van de Hinderbanken, waar eveneens een hoge visserij-intensiteit werd waargenomen, lijkt gekenmerkt door een lagere biologische waarde.

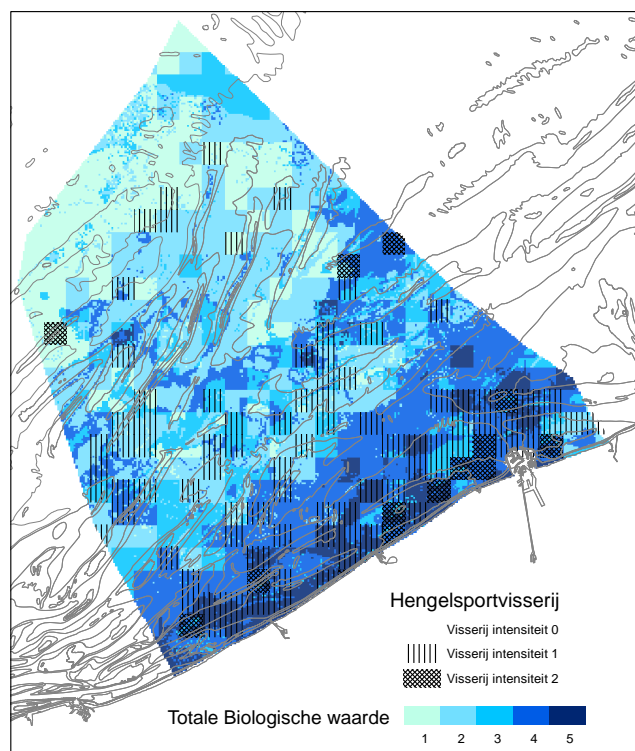
Voor de hengelsportvisserij is de overlap van de hoogste visserij-intensiteit met de biologisch meest waardevolle gebieden in de kustzone, ten zuiden van de Vlakte van de Raan, ten zuiden van de Blighbank en ten westen van de Vlaamse banken nog duidelijker (Figuur 9-4).



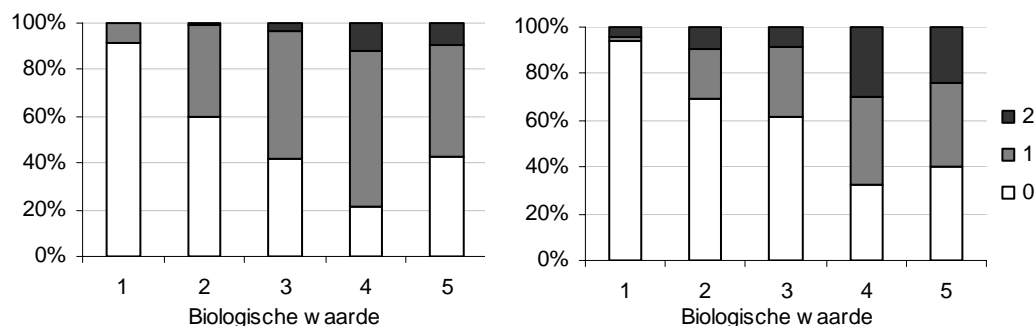
De gebieden met een gemiddelde biologische waarde worden over het algemeen iets minder intensief bevestigd door de verschillende vissersvloeden, terwijl gebieden met een lage biologische waarde quasi niet worden bevestigd (Figuur 9-5).



**Figuur 9-3** - Overlay van de totale biologische waarderingskaart (uit Derous *et al.* 2007c) met de relatieve frequentie van waargenomen actieve vissersvaartuigen (boomkor en bordenvisserij) op basis van de DZ-gegevens (links) en INBO-gegevens (rechts).



**Figuur 9-4** - Overlay van de totale biologische waarderingskaart (uit Deros *et al.* 2007c) met de relatieve frequentie van waargenomen 'stilliggende' hengelsportvaartuigen op basis van de INBO-gegevens.



**Figuur 9-5** - Correlatie tussen biologische waarde (1 lage BW, 5 hoge BW) en visserij-inspanning voor de boomkorvisserij (0 geen, 2 veel vissersvaartuigen) gebaseerd op de DZ-gegevens (links) en de INBO-gegevens (rechts).

## 9.4 Discussie

Uit diverse studies is gebleken hoe moeilijk het is om éénduidig de milieu-impact van de visserij aan te tonen (zie Hoofdstuk 4). De structurele samenstelling van de benthische fauna in de Noordzee is zeker veranderd door de intensieve boomkorvisserij (de Groot & Lindeboom, 1994). Dit zal ongetwijfeld een effect gehad hebben op de 'biologische waarde' van het Noordzee ecosysteem. Maar de Noordzee en de hedendaagse faunasamenstelling is daarnaast ook onderhevig aan diverse andere menselijke activiteiten en veranderingen die gepaard gaan met natuurlijke processen (Kaiser & de Groot 2000).

Om na te gaan of er een correlatie bestaat tussen de visserij en de biologische waarde op het BNZ, werden de gegevens omtrent de visserij-inspanning, genoteerd tijdens de DZ-controlevluchten en de INBO-zeevogeltellingen, geprojecteerd op de geïntegreerde biologische waarderingskaart uit Deros *et al.* (2007c). D.m.v. deze GIS-overlays kan worden nagegaan of gebieden met een hogere visserij-inspanning gekarakteriseerd worden door een hoge of lage biologische waarde.

In eerste instantie moet duidelijk gesteld worden dat alle gebruikte datasets (zowel deze gebruikt voor de biologische waardering als de DZ- en INBO-gegevens) onderhevig zijn aan een discrepantie in staalname-intensiteit, waarbij de veel hogere data-resolutie voor de kustzone niet kan worden weggecijferd. Bij de interpretatie van de resultaten moet dit dus zeker in het achterhoofd worden gehouden. Rekening houdende echter met deze tekortkomingen, lijkt het erop dat zowel de boomkor- (en garnaal)visserij als de hengelsportvisserij vooral plaatsgrijpen in die gebieden waar eveneens een hoge biologische waarde, geïntegreerd over (slechts) vier ecosysteemcomponenten, werd genoteerd. Dit lijkt op zich niet zo onlogisch: de kustzone, de Vlakte van de Raan en de Zeelandbanken worden gekarakteriseerd als biologisch waardevol gebied omdat ze gekenmerkt zijn door een hogere diversiteit en hoge concentraties benthische organismen en hoge dichtheden aan garnalen en

demersale vissen. Gezien het belang van al deze organismen in de voedselketen, trekken deze gebieden grotere vissen en zeevogels aan waardoor de biologische waarde nog groter wordt, maar waardoor de visserij zich normalerwijze ook in die zones zal concentreren omdat er nu eenmaal hogere concentraties aan commerciële vissen te vinden zijn.

Hieruit zou men voortijdig kunnen besluiten dat een hoge visserij-inspanning, uitgedrukt in relatief aantal vissersvaartuigen, niet noodzakelijk gecorreleerd is met een lage biologische waarde op het BNZ. Enkel in het gebied rond de Hinderbanken zou de lagere biologische waarde gecorreleerd kunnen worden aan een hogere visserij-intensiteit. De kaartjes moeten echter met de nodige omzichtigheid geïnterpreteerd worden. Ten eerste is er de reeds eerder aangehaalde staalname-intensiteit voor alle datasets die sterk gericht is naar de kustzone toe. Daardoor zou het kunnen dat zowel de biologische waarde als de visserij-inspanning onderschat zijn in de meer offshore gebieden. Ten tweede werden quasi alle waarnemingen overdag uitgevoerd en bestaan er geen bruikbare gegevens over de uitgebreide visserij-activiteit die 's nachts wordt uitgevoerd. Ten derde wordt, bij gebrek aan betere gegevens, de visserij-inspanning hier uitgedrukt als totaal aantal vissersvaartuigen die over een periode van 10 jaar werden waargenomen tijdens een relatief beperkt aantal staalname-campagnes. Er is dus geen enkele aanduiding van de echte visserij-inspanning, i.e. Catch per Unit Effort waarbij ook grootte van de vangst, aantal visuren of beviste oppervlakte in rekening worden gebracht. Ten vierde is niets opgenomen (of geweten) over de omvang van de bijvangst en teruggooi van ondermaatse en niet-commerciële vissen en bodemorganismen op het BNZ, laat staan van de impact daarvan op het ecosysteem.

Bovendien zegt een dergelijke momentopname van de biologische waarde niets over het feit dat de algemene productiviteit en biodiversiteit sterk zijn gedaald. Er werd bij de bepaling van de 'huidige' biologische waarde bewust geen rekening gehouden met de impact van allerhande menselijke activiteiten die onherroepelijk hun stempel hebben gedrukt op het mariene ecosysteem (Deros *et al.* 2007a). In vergelijking met 50 jaar geleden is de opbrengst van de wereldwijde commerciële visserij gehalveerd ondanks een verdrievoudiging van de visserij-inspanning (Pauly *et al.* 1998). In de Noordzee is de spawning-stock biomassa van de meeste commerciële mariene organismen gereduceerd met 90 % in de laatste 100 jaar (FSBI 2001). Naar schatting is de primaire productie nodig om het huidige visbestand in de Noordzee te onderhouden nog slechts 30 % van wat het ooit geweest zou zijn (Jennings & Blanchard 2004). De relatief hoge biologische waarde van de kustzone zoals ze in de studie van Deros *et al.* (2007c) werd berekend, was enkele decennia geleden ongetwijfeld dus veel hoger.

M.a.w. hoewel we in deze momentopname geen negatieve correlatie zien tussen visserij-inspanning en biologische waarde, heeft de visserij (naast andere menselijke activiteiten) over een langere periode ongetwijfeld een serieuze impact op het mariene milieu, waardoor de relatieve biologische waarde verworden is tot wat we nu nog 'biologisch hoog waardevol' plegen te noemen. Helaas zijn er te weinig oudere gegevens beschikbaar om dit afdoende aan te tonen.



## 9.5 Conclusie

Algemeen kan gesteld worden dat betere gegevens nodig zijn wat betreft visserij-inspanning om de milieu-impact van verschillende visserijmethodes te evalueren op het Belgisch deel van de Noordzee. Twee grote beperkingen doen zich voor: (1) de lagere staalname-intensiteit in de offshore gebieden van het BNZ die doorweegt in alle datasets en (2) het feit dat de visserij-inspanning enkel gebaseerd is op het aantal waargenomen vissersvaartuigen die werden genoteerd binnen twee projecten die op zich niet meteen tot doel hebben om de visserij-inspanning te bepalen, namelijk de controlevluchten uitgevoerd door DZ en BMM en de zeevogeltellingen door INBO.

De GIS-overlay van de biologische waarderingskaart uit het BWZee-project met de visserij-inspanningskaarten op basis van de DZ- en INBO-gegevens, toont geen rechtstreekse, negatieve correlatie aan tussen de visserij-inspanning en de biologische waarde op het BNZ. Integendeel, de hoogste visserij-inspanning lijkt zich eerder te concentreren in de gebieden waarvoor ook de hoogste biologische waarde werd berekend, i.e. de kustzone, de omgeving van de Vlakte van de Raan, de Thorntonbank en de Hinderbanken voor de boomkor/garnaalvisserij en de brede kustzone voor de hengelsportvisserij. Op zich een logisch gevolg van het feit dat vissers actiever zijn in gebieden waar de vissen in hogere aantallen voorkomen, omwille van de grotere voedselbron, namelijk de bodemdieren, die samen met de vissen eveneens de zeevogels aantrekken, waardoor de geïntegreerde biologische waarde van deze gebieden hoger wordt ingeschat. De correlatie van andere visserijmethodes (borden-, kieuw- en warrelnetvisserij) met de biologische waarde d.m.v. GIS-overlays kon niet worden nagegaan, omdat deze technieken slechts beperkt worden gebruikt op het BNZ.

Tenslotte kan op basis van de biologische waarderingskaart, die slechts een momentopname is van de 'huidige' relatieve biologische waarde, niet achterhaald worden dat de algemene productiviteit in de Noordzee sterk gedaald is. M.a.w. de relatief hoge biologische waarde van de kustzone nu is ongetwijfeld slechts een fractie mochten we die waarde kunnen vergelijken met enkele decennia geleden. Er zijn echter te weinig historische gegevens beschikbaar om dit op een dergelijke kleine schaal te bekijken.

## 9.6 Dankwoord

Klaas Deneudt (e.a. medewerkers) van het VLIZ worden bedankt voor hun hulp bij het maken van de GIS-layers.

## 9.7 Referenties

- de Groot S.J. and Lindeboom, H.J. (1994) Environmental impact of bottom gears on benthic fauna in relation to natural resources management and protection of the North Sea. NIOZ Report No. 1994-1 1, Texel, Netherlands.
- Derous S., Agardy M. T., Hillewaert H., Hostens K., Jamieson G., Lieberknecht L., Mees J., Moolaert I., Olenin S., Paelinckx D., Rabaut M., Rachor E., Roff J. C., Stienen E. W. M., van der Wal J. T., Van Lancker V., Verfaillie E., Vincx M., Weslawski J. M. & Degraer S. (2007a) A concept for biological valuation in the marine environment. *Oceanologia*, 49 (1): 99-128.
- Derous S., Austen M., Claus S., Daan N., Dauvin J.-C., Deneudt K., Depestele J., Desroy N., Heessen H., Hostens K., Husum Marboe A., Lescrauwaet A.-K., Moreno M., Moolaert I., Paelinckx D., Rabaut M., Rees H., Ressourreição A., Roff J. C., Talhadas Santos P., Speybroeck J., Stienen E. W. M., Tatarek A., Ter Hostede R., Vincx M., Zarzycki T. & Degraer S. (2007b) Building on the concept for marine biological valuation with respect to translating it to a practical protocol: Viewpoints derived from a joint ENCORA-MARBEF initiative, and adaptation of the concept. *Oceanologia*, 49(4):1-8.
- Derous S., Verfaillie E., Van Lancker V., Courtens W., Stienen E., Hostens K., Moolaert I., Hillewaert H., Mees J., Deneudt K., Deckers P., Cuvelier D., Vincx M., Degraer S. (2007c) BWZee: A biological valuation map for the Belgian part of the North Sea. Final report. PODO-II, Belspo-project. 99 p (+ annexes).
- FSBI (2001) Marine protected areas in the North Sea. Briefing Paper 1, Fisheries Society of the British Isles, Granta Information Systems, 82A High Street, Sawston, Cambridge CB2 4H, UK, 12 pp.
- Goffin A., Lescrauwaet A.-K, Calewaert J.-B., Mees J., Seys J., Delbare D., Demaré W, Hostens K., Moolaert I., Parmentier K., Redant F., Mergaert K., Vanhooreweder B., Maes F., De Meyer P., Belpaeme K., Maelfait H., Degraer S., De Maerschalck V., Derous S., Gheskiere T., Vanaverbeke J., Van Hoey G., Kuijken E., Stienen E., Haelters J., Kerckhof F., Overloop S., Peeters B. (2007) MIRA Milieurapport Vlaanderen, Achtergronddocument 2006, Kust & zee, Vlaamse Milieumaatschappij, Erembodegem, Belgium, [www.milieurapport.be](http://www.milieurapport.be), 180 pp.
- Jennings S. and Blanchard J.L. (2004) Fish abundance with no fishing: predictions based on macro-ecological theory. *Journal of Animal Ecology*, 73: 632-642.

Kaiser M.J., de Groot S.J. (2000) The effects of fishing on non-target species and habitats: biological, conservation and socio-economic issues. Fishing News Books. Blackwell Science: Oxford, UK. ISBN 0-632-05355-0. xvi, 399 pp.

Pauly D., Christensen V., Dalsgaard J., Froese R. and Torres F. (1998) Fishing down marine food webs. *Science*, 279: 860-863.

## 10. Conclusies en aanbevelingen

Het project WAKO is een voorstudie om de huidige kennis over de milieu-impact van warrelnet- en boomkorvisserij in kaart te brengen en die in de mate van het mogelijke in verband te brengen met de visserij op het Belgisch deel van de Noordzee. Het doel is een eerste evaluatie van de milieu-impact van beide visserijmethodes uit te voeren en de hiaten in de wetenschappelijke kennis te identificeren. De kern van het project is te onderzoeken of er potentie zit in een aanpassing van de strategie rond biologische waardering die in het project BWZee (Deraus *et al.*, 2007) is ontwikkeld om een integrale evaluatie van de milieu-impact mogelijk te maken.

### 10.1 Evaluatie van de milieu-impact van warrelnet- en boomkorvisserij

De onderzochte effecten worden weergegeven in Tabel 10-1; Tabel 10-2; Tabel 10-3; Tabel 10-4. De effecten op drie ecosysteemcomponenten werden onderzocht, namelijk benthische invertebraten, zeezoog-dieren en zeevogels. Het effect van beide visserijmethodes op vis wordt niet beschouwd in het kader van WAKO.

Voor de ecosysteemcomponent “benthos” kan besloten worden dat de effecten van boomkorvisserij, gericht op platvis, duidelijk aanwezig zijn. Warrelnetvisserij heeft amper een effect. De invloed op zeevogelpopulaties is bij warrelnetvisserij beperkt door de lage teruggooi. De bijvangst in dergelijke netten kan voor duikende soorten belangrijk zijn, hoewel hier geen kwantitatieve gegevens over beschikbaar zijn. Boomkorvisserij, zowel gericht op garnaal als op platvis, beïnvloedt de zeevogelpopulaties aanzienlijk op het Belgisch deel van de Noordzee door de hoge teruggooi van voornamelijk rondvissoorten en snij-afval. Voornamelijk meeuwensoorten, die zich ophouden in de kustzone, zijn hierdoor beïnvloed. Zeezoogdieren worden niet of amper beïnvloed door boomkorvisserij. Bij warrelnetvisserij is de bijvangst van zeezoogdieren sterk afhankelijk van het type visserij. Recreatieve strandvisserij, gericht op tong, vormt in het voorjaar een probleem. De bijvangst in commerciële kieuwnetvisserij op tong is in de Deense wateren heel beperkt gebleken. Vooral in niet-Deense wateren, oa. de Zuidelijke Noordzee, en in een periode dat er weinig zeezoogdieren voorkwamen, is de bijvangst in tongennetten laag gebleken. Hetzelfde wordt verwacht voor de Belgische zeevisserij, maar programma’s met waarnemers zouden hier duidelijkheid in moeten brengen. Spookvissen is zowel voor warrelnet- als voor boomkorvisserij geen substantiële bron van sterfte voor organismen op het Belgische deel van de Noordzee.

**Tabel 10-1** - Evaluatie van de milieu-impact van warrelnet- en boomkorvisserij op benthos.

<b>Warrelnetvisserij</b>	<p>- Directe effecten zonder dat organismen gevangen worden: heel gering tot nihil ingeschat, zeker in het geval van de Belgische zeevisserij. Algemeen zijn effecten mogelijk in habitats met uitgesproken fysische structuren of door spookvissen (zie onder).</p> <p>- bijvangst en teruggooi van benthische invertebraten: de effecten zijn wellicht beperkt tot verwaarloosbaar, maar weinig bestudeerd. De voornaamste, mogelijke effecten van kieuw- en/of warrelnetvisserij kunnen voorkomen door spookvissen (zie onder).</p>
<b>Boomkorvisserij, gericht op grijze garnaal (<i>Crangon crangon</i>)</b>	<p>- mogelijke invloed door bijvangst en teruggooi en de grootte-selectieve verwijdering van de doelsoort.</p> <p>- <i>trawl path mortality</i>:</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1) slechts beperkt bestudeerd.</li> <li>2) weinig directe effecten op sessiele en mobiele soorten.</li> </ol>
<b>Boomkorvisserij, gericht op platvissoorten, vnl. tong (<i>Solea solea</i>) en schol (<i>Pleuronectes platessa</i>)</b>	<p>- rechtstreekse sterfte op te splitsen in <i>trawl path mortality</i> en bijvangst en teruggooi (niet bestudeerd in WAKO).</p> <p>- <i>trawl path mortality</i>:</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1) veralgemenende conclusies: <ol style="list-style-type: none"> <li>(a) Afname in abundantie van minder laag-productieve en traag reproducerende soorten.</li> <li>(b) stijgende dominantie van hoog-productieve opportunisten en aaseters in benthische gemeenschappen.</li> <li>(c) verminderde diversiteit en soortenrijkdom.</li> </ol> </li> <li>2) effecten zijn habitat-afhankelijk.</li> <li>3) studies zijn vooral gericht op habitat gekarakteriseerd door zand en modderig zand.</li> </ol>

**Tabel 10-2** - Evaluatie van de milieu-impact van warrelnet- en boomkorvisserij op zeevogels.

<b>Warrelnetvisserij</b>	<p>- De teruggooi is relatief laag voor warrelnetvisserij, gericht op tong. De invloed op zeevogelpopulaties wordt beperkt ingeschat, hoewel er geen kwantitatieve gegevens beschikbaar zijn voor het Belgisch deel van de Noordzee.</p> <p>- Bijvangst van zeevogels kan voorkomen bij duikende soorten die hun prooi op het zicht onder water lokaliseren en achtervolgen, zoals Roodkeelduiker, Fuut, Aalscholver, Zwarte Zee-eend, Alk en Zeekoet. Wetenschappelijke data voor het Belgisch deel van de Noordzee zijn niet beschikbaar.</p>
<b>Boomkorvisserij, gericht op grijze garnaal (<i>Crangon crangon</i>)</b>	<p>- De impact van de garnalenboomkor-visserij door teruggooi op Noordzee-schaal is klein, maar kan substantieel zijn op lokaal vlak, voornamelijk tijdens het broedseizoen. Op het Belgische deel van de Noordzee zijn het vooral meeuwensoorten die in sterke mate afhankelijk zijn van boomkorvisserij. Vooral in de kustzone is er een merkbaar effect van visserijactiviteiten op zeevogels.</p> <p>- Bijvangst van zeevogels is accidenteel en er wordt vermoed dat deze niet problematisch is</p>

---

<b>Boomkorvisserij,</b> <b>gericht op</b> <b>platvissoorten,</b> vnl. tong <i>(Solea solea)</i> en schol <i>(Pleuronectes platessa)</i>	<p>- Teruggooi is hoog en heeft een substantiële invloed op zeevogel-populaties (zowel aaseters als niet-aaseters). Voornamelijk het snij-afval en de teruggegooide rondvis wordt geconsumeerd. Op het Belgische deel van de Noordzee zijn het vooral meeuwensoorten die in sterke mate afhankelijk zijn van boomkorvisserij. Vooral in de kustzone is er een merkbaar effect van visserijactiviteiten op zeevogels.</p> <p>- Bijvangst van zeevogels is accidenteel en er wordt vermoed dat deze niet problematisch is</p>
---	---

---

- Bepaalde zeevogels worden sterk beïnvloed door visserij via de voedselbeschikbaarheid, zoals de zwarte zee-eend. Veel soorten op het Belgische deel van de Noordzee voeden zich echter met pelagische vis en worden slechts beperkt beïnvloed door de Belgische zeevisserij.
  - Verstoring komt voor bij bepaalde soorten zoals de zwarte zee-eend, maar heeft een geringere impact dan bijvangst, teruggooi en overbevissing.
- 

**Tabel 10-3-** Evaluatie van de milieu-impact van warrelnet- en boomkorvisserij op zeezoogdieren.

---

<b>Warrelnetvisserij</b>	<p>- twee types studies evalueren de bijvangst van zeezoogdieren in kieuw- en/of warrelnetvisserij:</p> <p>1) adhv. strandingen: incidentele bijvangst is de laatste jaren gestegen op het Belgische deel van de Noordzee, voornamelijk in maart-april, wellicht vooral te wijten aan recreatieve strandvisserij.</p> <p>2) adhv. waarnemers aan boord:</p> <p style="padding-left: 40px;">(a) diverse variabelen spelen een rol bij de bijvangst van zeezoogdieren. Eénduidigheid kon niet worden achterhaald.</p> <p style="padding-left: 40px;">(b) er zijn grote verschillen in bijvangst tussen verschillende types nettensvisserij. Bijvangst in tongensvisserij is in de Deense visserij minimaal gebleken, vooral in niet-Deense wateren. Metingen vonden echter plaats in een periode van lage abundantie van bruinvissen. Tarbot- en kabeljauwvisserij echter veroorzaken wel bijvangsten.</p>
<b>Boomkorvisserij,</b> <b>gericht op grijze</b> <b>garnaal</b> ( <i>Crangon</i> <i>crangon</i> )	<p>- Bijvangst van zeezoogdieren in boomkorvisserij is onbestaande, tenzij in heel uitzonderlijke, toevallige omstandigheden.</p>
<b>Boomkorvisserij,</b> <b>gericht op</b> <b>platvissoorten,</b> vnl. tong <i>(Solea solea)</i> en schol <i>(Pleuronectes platessa)</i>	<p>- Bijvangst van zeezoogdieren in boomkorvisserij is onbestaande, tenzij in heel uitzonderlijke, toevallige omstandigheden.</p>

---

**Tabel 10-4** - Evaluatie van de milieu-impact van warrelnet- en boomkorvisserij door spookvissen.

<b>Warrelnetvisserij</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Veelal kunnen conclusies over spookvissen genomen worden uit analogieën met andere visserijen, vooral door een evaluatie van de invloedsfactoren als stroming, visgrond, etc.</li> <li>- Verloren visnetten in diep water (oa. helling &gt;400m) vormen een probleem.</li> <li>- Spookvissen is bij kustvisserij relatief beperkt. De levensduur van de verloren netten is beperkt en de vangsthoeveelheden zijn heel laag in vergelijking met bijvoorbeeld teruggooi door sleepnetten.</li> <li>- Er wordt verwacht dat spookvissen voor warrelnetvisserij op open visgronden op het Belgische deel van de Noordzee relatief weinig problemen veroorzaakt doordat ondiep gevist wordt en er grote stromingen zijn.</li> </ul>
<b>Boomkorvisserij, gericht op grijze garnaal</b> ( <i>Crangon crangon</i> ) en op <b>platvissoorten</b> , vnl. tong ( <i>Solea solea</i> ) en schol ( <i>Pleuronectes platessa</i> )	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Sleepnetten worden virtueel inert na verlies. Daardoor worden er wellicht slechts verwaarloosbare aantallen organismen gevangen. Het verlies van vistuig veroorzaakt veeleer pollutie, dan sterfte van niet-doelsoorten.</li> <li>- Sleepnetten kunnen aanhechtings-substraat vormen voor benthische invertebraten zoals hydroïden en zee-anemonen en extra habitat veroorzaken.</li> </ul>

## **10.2 Potentie in de aanpassing van de strategie van BWZee om de milieu-impact van warrelnet- en boomkorvisserij integraal met elkaar te vergelijken**

Mariene biologische waarderingskaarten zijn opgesteld voor het Belgische deel van de Noordzee. Het doel hiervan is om op basis van vier ecosysteemcomponenten, namelijk macrobenthos, zeevogels, epibenthos en demersale vis, een objectieve en geïntegreerde methode te ontwikkelen die ruimtelijk aanduidt wat de biologische waarde is van een bepaalde entiteit. De waarderingskaarten kunnen tijdens beheersactiviteiten enkel gebruikt worden als waarschuwingssignalen om gebieden met hoge waarde aan te duiden (Derous *et al.*, 2007). In het WAKO-project is onderzocht of er potentie is voor een aanpassing van de strategie van biologische waardering om de effecten van visserij te evalueren op benthische invertebraten, zeevogels en zeezoogdieren (hoofdstuk 8).

### **10.2.1 Mogelijkheden tot evaluatie van de effecten van visserij door aanpassing van de strategie van biologische waardering**

Er zijn drie mogelijkheden aangehaald die het mogelijk moeten maken om de effecten van visserij te evalueren:

#### *1. Rechtstreekse vergelijking tussen de ruimtelijke verspreiding van de visserij-inspanning en biologische waardering (hoofdstuk 8 en 9).*

Er wordt met statistische technieken gezocht of er een verband bestaat tussen de ruimtelijke verspreiding van visserij-inspanning en biologische waardering. Dit kan op twee manieren gebeuren.

##### *a. Vergelijking op een welbepaald tijdstip*

Algemeen kan gesteld worden dat betere gegevens nodig zijn wat betreft visserij-inspanning om de milieu-impact van verschillende visserijmethodes te evalueren op het Belgisch deel van de Noordzee. Uit de vergelijking lijkt naar voren te komen dat de hoogste visserij-inspanning zich concentreert in gebieden waarvoor ook de hoogste biologische waarde werd berekend. Op zich een logisch gevolg van het feit dat vissers actiever zijn in gebieden waar de vissen in hogere aantallen voorkomen, omwille van de grotere voedselbron, namelijk de bodemdieren, die samen met de vissen eveneens de zeevogels aantrekken, waardoor de geïntegreerde biologische waarde van deze gebieden hoger wordt ingeschat. De correlatie van andere visserijmethodes dan boomkor/garnalenvisserij en de hengelvissers met de biologische waarde d.m.v. GIS-overlays kon niet worden nagegaan, omdat deze technieken slechts beperkt worden gebruikt op het BNZ. Tenslotte kan op basis van de biologische waarderingskaart, die slechts een momentopname is van de 'huidige' relatieve biologische waarde, niet achterhaald worden dat de algemene productiviteit in de Noordzee sterk gedaald is. M.a.w. de relatief hoge biologische waarde van de kustzone nu is ongetwijfeld slechts een



fractie mochten we die waarde kunnen vergelijken met enkele decennia geleden. Er zijn echter te weinig historische gegevens beschikbaar om dit op een dergelijke kleine schaal te bekijken.

- b. Vergelijking tussen biologische waarderingskaarten na verloop van een voldoende lange periode

Biologische waardering kan gewijzigd zijn na enkele tientallen jaren. Een revisie van de huidige biologische waarderingskaarten kan dit naar voor trachten te brengen. Een wijziging in biologische waardering kan te wijten zijn aan natuurlijke veranderingen en/of menselijke verstoringen. Visserij-verstoring is één van de mogelijke verklaringen. Onderzoek van de ruimtelijke verspreiding van visserij-activiteiten kan hypothesen weergegeven over de verandering van biologische waarde, maar het is wellicht moeilijk uitsluitsel te geven over welke antropogene verstoring verantwoordelijk is voor de wijzigingen. Daarbij komt dat biologische waardering een relatieve methode is. Een globale waardeverschuiving kan dus niet worden waargenomen.

2. *Rechtstreekse vergelijking tussen visserij-inspanning en biologische waardering in een geïsoleerd studiegebied, i.e. een gevallenstudie.*

Door het uitsluiten van een of meerdere visserijmethodes in een bepaald studiegebied kunnen de veranderingen in biologische waardering worden vastgesteld. Dit kan een indicatie zijn van de graad van verstoring van verschillende visserijmethodes en laat een rechtstreekse vergelijking toe. Logistiek is een dergelijke aanpak niet evident, wegens de moeilijkheid om een bepaald gebied af te sluiten en de noodzakelijke minimumgrootte die hiervoor nodig is.

3. *Integratie van ruimtelijk geïntegreerde, kwantitatieve gegevens over de effecten van visserij in een strategie die leidt tot een vernieuwde biologische waarde, na verrekening van de effecten van visserij.*

De beste optie is wellicht deze waarbij er vertrokken wordt van de bestaande biologische waarderingskaarten. Een kwantitatieve doorrekening van de effecten van verschillende visserijmethodes op de verschillende ecosysteemcomponenten kan nieuwe biologische waarderingskaarten produceren die de effecten van visserij bij verschillende intensiteiten van verstoring kan weergegeven. Het nadeel van deze aanpak is dat er een uitgebreide databank nodig is waarbij de effecten van een bepaalde visserijmethode worden gekwantificeerd en in verband worden gebracht met ruimtelijke karakteristieken van de visgronden.

### **10.2.2 Hiaten in de kennis over visserij om de strategie van biologische waardering te gebruiken als instrument om de impact integraal te evalueren en een eerste aanzet tot invulling van die hiaten**

De voorstudie van WAKO heeft onderzocht welke hiaten er zijn om via de derde optie (zie boven: 10.1.2.1) de effecten van visserij te evalueren. Er zijn drie belangrijke hiaten onderzocht.

#### *1. Onderzoek naar de mogelijkheid om biologische waardering uit te breiden met de ecosysteemcomponent “zeezoogdieren”*

Tijdens de uitvoering van WAKO (2006-2007) zijn er onvoldoende data beschikbaar gebleken om een biologische waarderingskaart voor zeezoogdieren te ontwikkelen. Dit is te wijten aan een sterke toename van het aantal dolfijnachtigen in de laatste jaren en de beperkte monitoring voor en tijdens de studiekeerperiode.

Er zijn echter ondertussen extra gegevens verzameld door het INBO tijdens zeevogeltellingen en door KBIN/BMM tijdens observatievluchten en aan de hand van anekdotische informatie van derden. Er zullen eveneens hydrofoons ingezet worden aan boord van onderzoeksvaartuigen en met behulp van T-PODs om de verspreiding van zeezoogdieren beter op te volgen en een beter spatio-temporeel beeld te vormen van het voorkomen van bruinvissen in Belgische wateren.

#### *2. Bepaling van de ruimtelijke verspreiding van warrelnet- en boomkorvisserij op het Belgisch deel van de Noordzee (hoofdstuk 6)*

Er zijn momenteel onvoldoende gegevens voorhanden om de werkelijke visserij-inspanning op het Belgisch deel van de Noordzee te bepalen. ICES-gegevens hebben een onvoldoende resolutie, VMS-gegevens worden niet vrijgegeven. Over sportvisserij bestaan er officieel bijna geen gegevens. Op basis van BMM-controlevluchten en INBO-gegevens kan toch een afdoend inzicht worden verkregen. De garnalervisserij wordt door Vlaamse vissersvaartuigen uitgevoerd nabij de kustzone rond de Vlakte van de Raan, Oostende en de Kustbanken. Boomkorvisserij (zowel Vlaamse als Nederlandse) is actief in de ruime omgeving van de Vlakte van de Raan, de Zeelandbanken en de Hinderbanken. Engelse, Deense en Franse vissersvaartuigen worden slechts af en toe buiten de Belgische territoriale wateren waargenomen. De bordervisserij is eerder beperkt op het Belgisch deel van de Noordzee tussen de Gootebank en Thorntonbank en ten zuiden van de Vlakte van de Raan. De warrel- en vooral de kieuwnetvisserij is vooral een Franse aangelegenheid en beperkt zich offshore van de 12-mijlszone op het Belgisch deel van de Noordzee zelf en tot de rand van de Frans-Belgische territoriale grens. De hengelsportvisserij is gelokaliseerd rond de clusters van grotere wrakken die verspreid liggen over het Belgisch deel van de Noordzee.

---

De verspreiding van warrelnetvisserij is tot op heden beperkt in de Belgische wateren. Er is potentie om tongenvisserij met schakels uit te breiden, vooral binnen de 12-mijlszone. De mogelijke gebieden zijn afhankelijk van andere menselijke activiteiten, voornamelijk boomkorvisserij en zandwinning. Zonder beperking van die gebruiken zijn de belangrijkste mogelijke gebieden geconcentreerd op de zandbanken.

3. *Hiaten in de kennis over de effecten van warrelnet- en boomkorvisserij ter toepassing van de strategie van biologische waardering als instrument om de impact integraal te evalueren (hoofdstuk 5)*

Tabel 10-5 vat de voornaamste hiaten samen die een verder onderzoek vereisen om de effecten van visserij te integreren en door te rekenen naar een biologische waardering.

**Tabel 10-5** - Hiaten in de kennis over de effecten van warrelnet- en boomkorvisserij ter toepassing van de strategie van biologische waardering als instrument om de impact integraal te evalueren.

<b>Warrelnetvisserij, gericht op tong (<i>Solea solea</i>)</b>	<b>Boomkorvisserij, gericht op platvissoorten, voornamelijk tong (<i>Solea solea</i>) en schol (<i>Pleuronectes platessa</i>)</b>
<ol style="list-style-type: none"> <li>1. Bijvangst en teruggooi van benthische invertebraten.</li> <li>2. Bijvangst van duikende zeevogels op Belgische deel van de Noordzee.</li> <li>3. Kwantificeren van de teruggooi van vnl. vissoorten op het Belgische deel van de Noordzee, teneinde de invloed op zeevogelpopulaties van bepaalde soorten te kunnen inschatten.</li> <li>4. Zeegaande waarnemers om de potentiële bijvangst van zeezoogdieren vast te stellen in verschillende types kieuw- en/of warrelnetvisserijen. De bijvangst in tongvisserij is in Denemarken geen probleem gebleken, maar strandingen lijken te wijzen dat er toch een potentieel probleem is. Het type kieuw- en warrelnetvisserij kan hier echter moeilijk worden achterhaald. Verder onderzoek moet hier duidelijkheid brengen.</li> </ol>	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. Verdere studie van de sterfte van benthische invertebraten in de vangst (<i>catch mortality</i>)</li> <li>2. <i>In situ</i>-onderzoek naar <i>trawl path mortality</i> in meerdere habitats, vnl. grint.</li> <li>3. <i>In situ</i>-onderzoek naar het herstel (<i>resilience</i>) van benthische invertebraten in verschillende habitats, eventueel door onderzoek naar de kwetsbaarheid van invertebraten voor andere types van verstoring in verschillende habitats.</li> <li>4. Kwantificeren van de teruggooi op het Belgische deel van de Noordzee, teneinde de invloed op zeevogelpopulaties van bepaalde soorten te kunnen inschatten.</li> </ol>

### 10.2.3 References

Derous S., Verfaillie E., Van Lancker V., Courtens W., Stienen E., Hostens K., Moulaert I., Hillewaert H., Mees J., Deneudt K., Deckers P., Cuvelier D., Vincx M., Degraer S., 2007, A biological valuation map for the Belgian part of the North Sea: BWZee, Final report, Research in the framework of the BSP programme “Sustainable Management of the Sea” – PODO-II, March 2007, pp. 95 (+ Annexes).

## 11. Annexen

### 11.1 Annex 1: Using models to investigate a harbour porpoise bycatch problem in the southern North Sea – eastern Channel in spring 2005 - ICES CM 2006/L:03

#### Using models to investigate a harbour porpoise bycatch problem in the southern North Sea – eastern Channel in spring 2005

Jan HAELTERS<sup>1</sup>, Thierry JAUNIAUX<sup>2</sup>, Francis KERCKHOF<sup>1</sup>,

José OZER<sup>3</sup> & Serge SCORY<sup>3</sup>

1: Management Unit of the North Sea Mathematical Models (MUMM), Royal Belgian Institute of Natural Sciences (RBINS),  
3e en 23e Linierregimentsplein B-8400 Oostende, Belgium; email: J.Haelters@mumm.ac.be

2: University of Liège, Veterinary Medicine, Pathology Department, Sart Tilman B43, B-4000 Liège, Belgium

3: Management Unit of the North Sea Mathematical Models (MUMM), Royal Belgian Institute of Natural Sciences (RBINS),  
Gulledelle 100, B-1200 Brussels, Belgium

**Key words:** Phocoena, harbour porpoise, bycatch, southern North Sea, eastern Channel, multidisciplinary research, modelling

#### Abstract

At the Belgian coast a remarkably high number of dead harbour porpoises *Phocoena phocoena* washed ashore in the first half of May 2005. In total 16 were counted between 3 and 16 May. This is a number without known precedent in this area and in such a short period, and it arises concern given the species' conservation status. The state of decomposition of all porpoises was very similar. They were very decomposed, and it was estimated that they had died at least 2 to 3 weeks prior to their stranding. All carcasses were subjected to a necropsy. Two had been cut open ventrally, clearly indicating that they were bycaught in fishing gear. Bycatch was also the most probable cause of death of the other porpoises. Prior to the stranding in Belgium (and to a lesser extent The Netherlands), high numbers of dead stranded porpoises were reported from North Sea shores of Denmark and the United Kingdom. Given the mortality observed at Danish and British coasts, and the distribution and abundance of porpoises in the North Sea, we had expected that the animals that washed ashore at the Belgian coast in May 2005 would have originated from waters north of the area under Belgian jurisdiction. However, the models developed at MUMM to simulate the drift at sea of objects or oil, indicated that the animals most probably had died between the western part of Belgian territorial waters, and an area offshore Boulogne – Le Touquet off northern France (eastern Channel). The conclusions of this multi-disciplinary research are that (1) necropsies on severely decayed porpoises can in many cases reveal the cause of death of the animals, which in this case was certainly or most probably bycatch; (2) mathematical modelling of the drift of cetacean carcasses can play a useful role in revealing where the animals died and (3) in spring 2005 a porpoise bycatch problem existed in the southernmost part of the North Sea - eastern Channel.

## Introduction

At the Belgian coast a remarkably high number of dead harbour porpoises *Phocoena phocoena* washed ashore in the first half of May 2005. Between 6 and 10 May not less than 13 were counted, and in total 16 were counted between 3 and 16 May. This number of strandings in such a short period of time is highly unusual in this area, where only 3 to 5 porpoises washed ashore annually a decade ago. Since 1995 strandings and sightings of porpoises have been steadily increasing. The increase in the number of porpoises in this area is most probably due to a shift of part of the North Sea population towards the south (CAMPHUYSEN, 2004).

The state of decomposition of all animals was very similar: they were all coded as 'fours'. This means very decomposed, with parts of the skin and fins missing, and in many cases intestines hanging free from the body and skeletal parts protruding through the skin (KUIKEN & GARCÍA HARTMANN, 1991). It is estimated that the animals had died at least 2 to 3 weeks prior to their stranding. The porpoises concerned immatures. The length of the 12 animals that were measured, ranged from 1.00m to 1.30m (average: 1.16m, S.D. 0.09m). Next to the porpoises, also two seals - in a similar state of decomposition - washed ashore.

A list of the strandings, with date and location, is given below. This list is completed with similarly decomposed harbour porpoises that washed ashore in the same period in the south-western part of the Netherlands (NL; personal communication Jaap van der Hiele). Vlissingen and Cadzand are very near to the border with Belgium, the other Dutch locations are 30 – 50km further to the northeast.

Species	Day	Place	Length (m)
<i>Phocoena phocoena</i>	3-May-05	Oostende	1.12
<i>Phocoena phocoena</i>	4-May-05	Vlissingen (NL)	
<i>Phocoena phocoena</i>	4-May-05	Vlissingen (NL)	
<i>Phocoena phocoena</i>	5-May-05	Oostende	1.20
<i>Phocoena phocoena</i>	6-May-05	De Haan	1.10
<i>Phocoena phocoena</i>	6-May-05	Middelkerke	1.20
<i>Seal sp.</i>	6-May-05	Nieuwpoort	
<i>Phocoena phocoena</i>	7-May-05	Knokke-Heist	1.25
<i>Phocoena phocoena</i>	8-May-05	De Haan	
<i>Phocoena phocoena</i>	8-May-05	Bredene	
<i>Phocoena phocoena</i>	8-May-05	Wenduine	1.02
<i>Phocoena phocoena</i>	9-May-05	Bredene	1.22
<i>Phocoena phocoena</i>	9-May-05	Koksijde	1.30
<i>Phocoena phocoena</i>	9-May-05	Koksijde	1.15
<i>Phocoena phocoena</i>	9-May-05	Koksijde	1.25
<i>Phocoena phocoena</i>	9-May-05	Blankenberge	1.00
<i>Phocoena phocoena</i>	10-May-05	Nieuwpoort	
<i>Phocoena phocoena</i>	10-May-05	Nieuwpoort	
<i>Phocoena phocoena</i>	11-May-05	Cadzand (NL)	
<i>Phocoena phocoena</i>	14-May-05	Renesse (NL)	
<i>Phocoena phocoena</i>	15-May-05	Bredene	1.14
<i>Phocoena phocoena</i>	15-May-05	Vrouwenpolder (NL)	
<i>Seal sp.</i>	15-May-05	Blankenberge	
<i>Phocoena phocoena</i>	16-May-05	Neeltje Jans (NL)	

## **What did they die of?**

All dead animals that had washed ashore in Belgium were collected by MUMM, and subjected to a necropsy at the University of Liège, using a standard protocol (JAUNIAUX et al., 2002). Two of the animals had been cut open ventrally, clearly indicating that they had been bycaught in fishing gear. Some fishermen cut open bycaught animals, hoping that the carcass will sink and therefore not wash ashore. The most probable cause of death of the other porpoises was also determined as bycatch. This was indicated by a relatively thick blubber layer, the presence of stomach content, the absence of chronic lesions and the presence of some specific criteria (KUIKEN, 1996). Animals having died of illness and/or malnutrition typically show a very thin blubber layer and an empty stomach. Bycatch is most likely to occur in bottom set gillnet fisheries. This kind of passive fishery is - apart from the marine mammal bycatch problem - relatively environmentally friendly. It is characterised by a low level of bycatch of benthic invertebrates or undersized fish, a minor bottom disturbance and low fuel consumption relative to the total weight of marketed fish. For tackling the cetacean bycatch problem in this fishery, the European Commission issued Council Regulation 812/2004 . This regulation does not take far-reaching measures in the southern North Sea, where porpoises were considered rare in the recent past, and where bycatches therefore occurred very rarely.

Prior to the stranding in Belgium (and to a lesser extent The Netherlands), high numbers of dead stranded porpoises had been reported from North Sea shores of Denmark and the United Kingdom. In mid-April, 55 dead porpoises were found on a stretch of beach of 10km in Denmark in only 24hrs. The most probable reason for this mortality was bycatch in the gillnet fishery for lumpfish *Cyclopterus lumpus*. Also at the east coast of the UK, between Berwick and the Wash Estuary, an unusually high number of dead porpoises had washed ashore in April (communication British Coastguard). Danish and British authorities have investigated these mortalities. Although porpoises have become fairly common in Belgian waters during the last years, especially in spring, we had expected that the carcasses that had washed ashore in May 2005 would have originated from waters north of the area under Belgian jurisdiction, given their state of decomposition, the mortality observed at Danish and British coasts, and the distribution and abundance of porpoises in the North Sea according to REID et al. (2003).

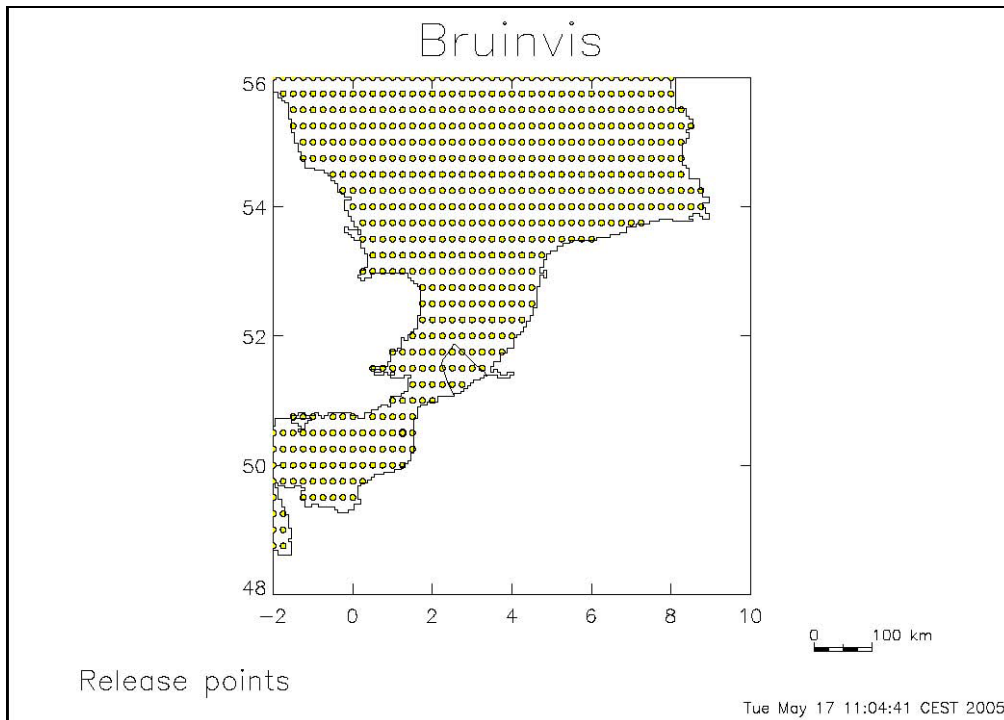
## **Where did they come from?**

MUMM develops mathematical models to simulate the drift at sea of objects or oilspills (SCORY, 2005). In these models data of wind force and currents are used. The models were used to simulate the drift of the porpoise carcasses, and as such establish the most likely place where the animals had died.

### ***Description of the model simulations***

The area of possible origin of the dead porpoises was taken very wide: between 002°W and 010°E and between 48°N and 57°N. In that area (see figure 1), one point of release, indicating a priori a possible source for dead porpoises, is taken every ¼° in both directions. The model was run, after initialisation, for a period of one month (10 April to 10 May 2005). The model is driven by the tide and realistic atmospheric forcing (UKMO).





**Figure 1:** Positions where particles were released every 3 hours. The area concerned is the eastern Channel, the southern and part of the central North Sea; the area under Belgian jurisdiction is indicated.

During the model run, one particle was released at each release point every three hours. The drift of each particle was computed according to:

$$\frac{d\vec{s}_p}{dt} = \vec{u}_p = \vec{u}_w + \alpha D \vec{W}$$

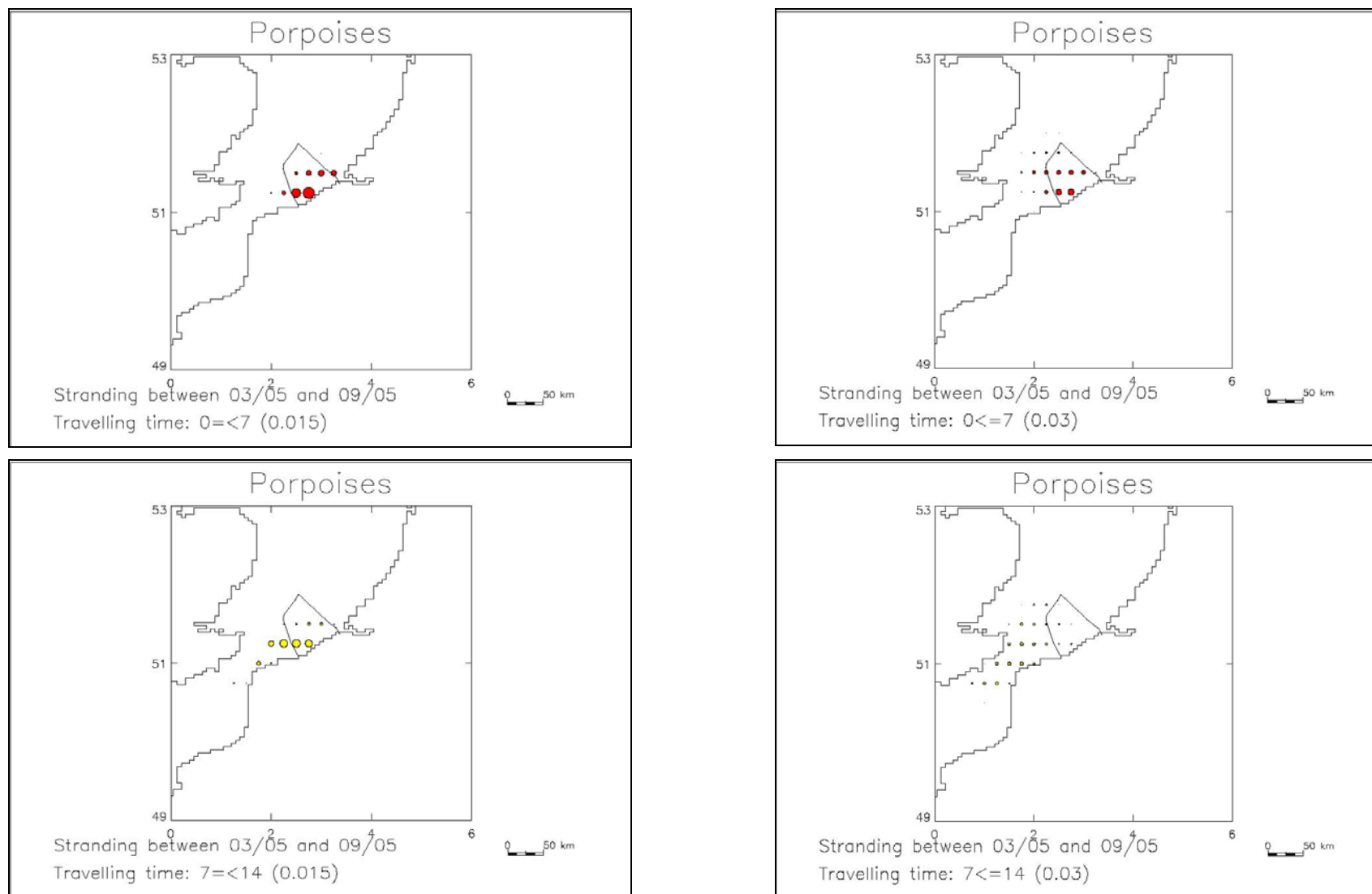
where  $t$  denotes time,  $\vec{s}_p$  is the position of the particle at time  $t$ ,  $\vec{u}_p$  is its velocity,  $\vec{u}_w$  is the current speed computed by the hydrodynamic model (depth averaged current),  $\vec{W}$  is the wind speed at 10m above the sea surface,  $\alpha$  is the wind drift factor and  $D$  is a matrix that allows to introduce a deviation angle between the wind and the wind drift velocity (degrees). The deviation angle is to the right to the wind and it depends on the wind speed according to:

$$\mathcal{G} = 40 - 8\sqrt{\|\vec{W}\|}$$

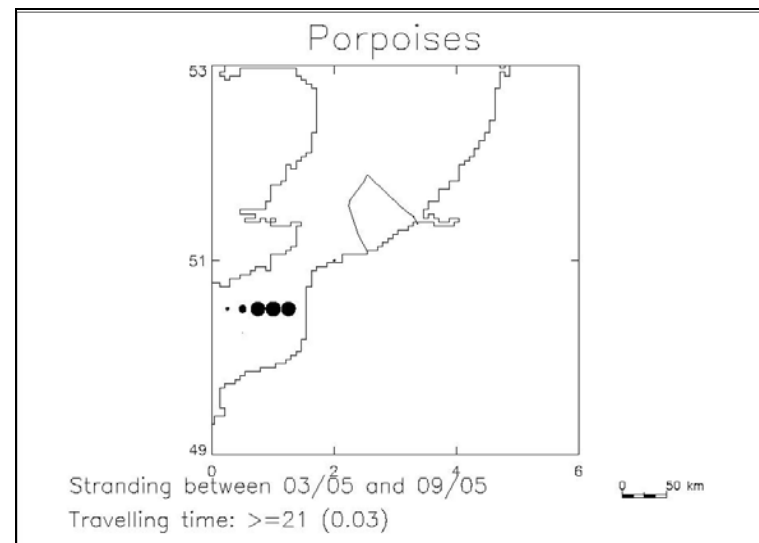
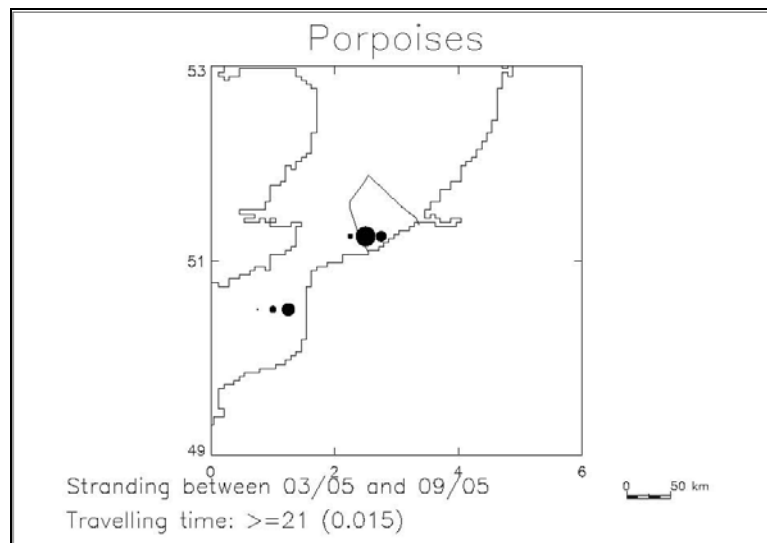
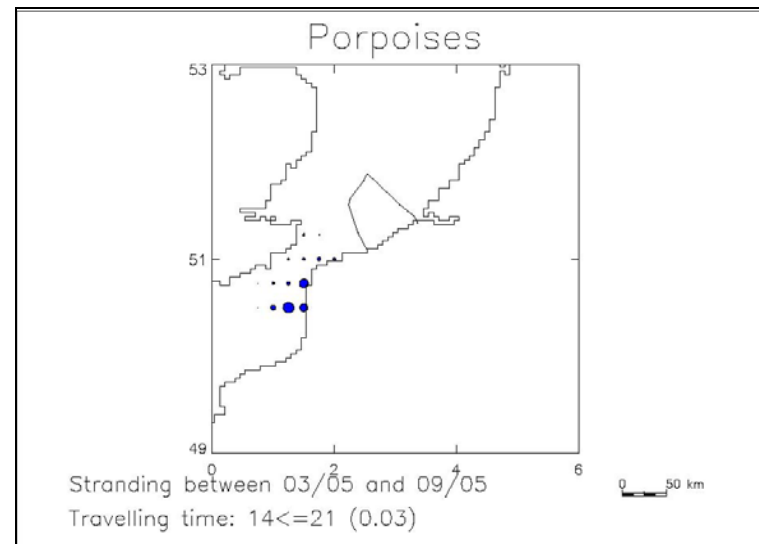
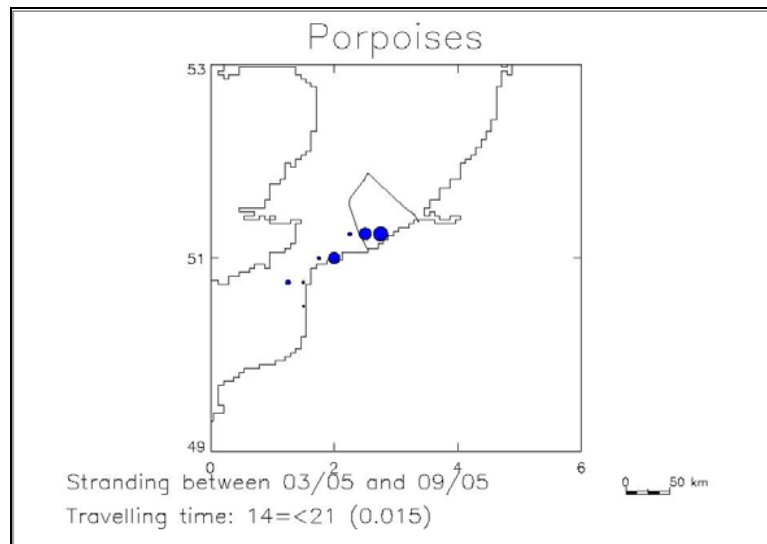
when the wind speed is less than 25ms<sup>-1</sup>.  $\mathcal{G}$  is set equal to 0 when the wind speed is higher than 25 ms<sup>-1</sup>. Two model runs were performed. In the first one, the wind drift factor was set equal to 0.03 (as usually done for the computation of oil drift). In the second run, the wind drift factor was set equal to 0.015.

### ***Results of the models***

We firstly started by identifying those particles that had reached the Belgian coast (from 2.54°E to 3.33°E) between 3 and 9 May 2005 (included). For each of these particles, we knew where and when it had been released. We then classified the particles according to the time taken to reach the coast (less than 7 days; between 7 and 14 days; between 14 and 21 days; more than 21 days). For each class, we produced a map showing the position of release. The size of each circle is roughly proportional to the number (in each class) of particles that have been released from that position and that have reached the coast in the specified time.



**Figures 2 and 3:** Particles that reached the coast in less than 7 days (above left and right), and between 7 and 14 days (below left and right). The circles indicate the release positions of the particles. The radius of each circle is roughly proportional to the number of particles released from that point that reach the coast. The results obtained with a wind drift factor set equal to 0.015 are shown in the left panels. Those obtained with a wind drift factor set equal to 0.03 are shown in the right panels.



**Figures 4 and 5:** Modelling as for figures 2 and 3, but now the travelling time of the particles is between 14 and 21 days (above left and right) and greater than 21 days (below left and right)..

## Discussion

The state of decomposition of the porpoises that washed ashore in the first half of May 2005 was very similar in all cases. It indicated that death had occurred in a defined, relatively short period of time. An uncertainty in this report concerns the actual date of death of the stranded porpoises, due to a lack of data on the speed at which dead porpoises decay in waters of around 10°C. According to the state of the carcasses, this period was estimated to be situated at at least two to three weeks prior to the stranding. Also data on the floating characteristics of dead porpoises at different states of decomposition, necessary for modelling the influence of the wind in the drifting process, is lacking. For these characteristics the values for the model used here, are those currently applied for oil at the sea surface, and an alternative thereof.

The models indicate that the porpoises most probably died in an area between the western part of Belgian territorial waters, and an area offshore Boulogne – Le Touquet in northern France (eastern Channel). During the last years an increasing number of porpoises has been observed in the southern North Sea and the eastern Channel in late winter and spring, after a virtual absence of some decades in this area. The necropsies revealed for all porpoises bycatch as the certain or most probable cause of death. In the area of origin indicated by the model a high number of professional gillnet fishermen are active. In spring this fishery targets predominantly Dover sole *Solea solea* and other flatfish, and it is carried out with small meshed (around 100mm) bottom set gillnets. Bottom set gillnet fisheries are known to have a bycatch problem in certain areas and periods, and recently measures were taken in the framework of the European Common Fisheries Policy.

From the results of this investigation some important conclusions can be drawn:

- 1) Necropsies on severely decayed porpoises can in many cases reveal the cause of death of the animals, which in this case was certainly or most probably bycatch.
- 2) Mathematical modelling of the drift of cetacean carcasses can play a useful role in revealing the origin of dead cetaceans.
- 3) A porpoise bycatch problem exists (or existed at least in spring 2005) in the southern North Sea – eastern Channel. It should be clear that only a proportion of bycaught porpoises wash ashore; this is very dependent on meteorological conditions. The number of porpoises washed ashore and their cause of death however indicate that commitments taken in international fora such as ASCOBANS, the European Habitats Directive and the international North Sea Conferences regarding incidental catches of harbour porpoises might not met in the southern North Sea – eastern Channel. The porpoise bycatch problem in this area is relatively recent, and follows the regional increase in the numbers of porpoises, most probably due to a shift of part of the North Sea population towards the south.

## Acknowledgements

This research is partly sponsored by the Belgian federal science policy, by the Royal Belgian Institute of Natural Sciences (RBINS) and by the FIOV Project VIS/02/B/OS/DIV (IDEV-ILVO-Visserij). We would also like to thank all other authorities and volunteers involved in the work of the intervention network dealing with stranded marine mammals.

---

## Literature

- CAMPHUYSEN, K., 2004. The return of the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in Dutch coastal waters. *Lutra* 47(2): 113-122
- JAUNIAUX, T., GARCIA HARTMANN, M., HAELTERS, J., TAVERNIER, J. & COIGNOUL, F., 2002. Echouage de mammifères marins: guide d'intervention et procédures d'autopsie. *Annales de Médecine Vétérinaire* 146: 261-276
- KUIKEN, T., 1996. Review of the criteria for the diagnosis of by-catch in cetaceans. In: Proceedings of the second ECS workshop on Cetacean pathology: diagnosis of by-catch in cetaceans. Montpellier, 2 March 1994. *ECS newsletter* 26 - Special Issue: 38-43
- KUIKEN, T. & GARCÍA HARTMANN, M., (EDS.), 1991. Standard protocol for the basic postmortem examination and tissue sampling of small cetaceans. In: Proceedings of the first ECS workshop on Cetacean pathology: dissection techniques and tissue sampling. Leiden, 13-14 September 1991. *ECS newsletter* 17 – Special Issue: 26-39
- REID, J.B., EVANS, P.G.H. & NORTHBRIDGE, S.P. (EDS), 2003. Atlas of cetacean distribution in north-west European waters. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, UK. 76p.
- SCORY S., 2005. The use of mathematical models for estimating oil pollution damage at sea. In: Maes, F. (ED.), 2005. *Marine resource damage assessment*. pp. 211-251. Springer, The Netherlands.

## 11.2 Annex 2: Samenvatting individuele, empirische mortaliteitstudies (Kaiser et al., 2006; Løkkeborg, 2005) (In het Engels)

- Bergman, M.J.N & Hup, M. (1992). *Direct effects of beam trawling on macrofauna in a sandy sediment in the southern North Sea. ICES J. Mar. Sci., 49: 5-11*

The presence of certain species of benthic infauna in catches of a beam trawl indicated that tickler chains and the ground chain can scrape off successive layers of sediment and reach at least 6cm into the sediment. Direct effects of beam trawling on benthic species in the North Sea were determined by comparing faunal abundance before and after commercial beam trawling on a hard-sandy sediment. In Autumn 1989 three-fold trawling of the experimental area resulted in a decrease in density (10-65%) of a number of species of echinoderms, polychaetes and molluscs.

- Bergman, M. J. N. & Santbrink, J. W. (2000). *Mortality in megafaunal benthic populations caused by trawl fisheries on the Dutch continental shelf in the North Sea in 1994. ICES J. Mar. Sci., 57: 1321-1331.*

Examined direct mortality of benthos after one single passage of commercial beam trawls (4m & 12m with tickler chains & 4m with chain mat) / otter trawls. Benthos were sampled using a combination of a Triple-D benthos dredge (megafauna >1cm) and a Reineck boxcorer or occasionally a van Veen grab (both for macrofauna >1mm). Studies were undertaken in different habitats, ranging from shallow coastal sandy areas to deeper offshore silty areas, in the Dutch and German sector of the North Sea. Trawled strips (2000m x 60m - trawled to 1.5 intensity) were sampled pre and post (after 24-48) trawling to assess immediate mortalities. Mortalities (% change in faunal abundances) were calculated for sedentary or slow moving species found in densities of >5/100m<sup>2</sup> (Triple-D) or >10/m<sup>2</sup> (boxcore). Data is given for mortalities of macrofauna caused by a single pass of a 12m beam trawl on silty grounds and a 4m beam trawl on sandy grounds (N.B. no differences were seen between 4m & 8m beam trawls). For megafauna, mortalities caused by 4m or 8m beam trawls or otter trawls are displayed with data displayed separately for silty and sandy habitats. The fishing mortalities experienced by different sectors of the North Sea were then calculated using the data for direct mortalities, the spatial distribution of species in 1996 (Bergman and van Santbrink, 1998) and the trawling frequency of different fishing fleets in 1994. The results indicated that direct mortalities of invertebrate fauna generally ranged between 5 & 50% while for some bivalves this increased to 68% both in silty and sandy areas. Mortality of heart urchins was estimated at 10-40%, however, with correction for the fraction burrowing too deep for sampling this might rise to 90%. Mortality of low motility species might be underestimated as some apparent survivors may in fact be immigrants. Increased abundances of some annelid species were thought due to upward migration or immigration. Increased abundances of other species might have been caused by the removal of the top layer of the sediments and homogenisation of seabed topography increasing the efficiency of post-trawl

megafauna sampling. No consistent differences were seen between different types of beam trawls. However, in silty areas differences between beam trawls and otter trawls were evident, with lower direct mortality due to otter trawling seen for some bivalve and crustacean species. Higher direct mortalities of some infaunal species in silty habitats were attributed to the probable deeper penetration of the gear in these areas. In general small (including juveniles) or non-fragile species or those living in the deeper layers of the sediment showed lower direct mortalities. Estimated fishing mortalities ranged between 5 & 39%. Otter trawl fisheries tended to cause slightly lower mortalities than the beam trawl fleet.

- *Lindeboom, H.J. & de Groot, S.J. (1998). The effects of different types of fisheries on the North Sea and Irish Sea benthic ecosystems. The Netherlands Institute for Sea Research, Den Burg, Texel. (referred to in the database as "IMPACT-II") (only part of the project report has been useful as input in the database. Only the conclusions of these parts have been included in the underneath summary)*

Trawling programs to further study the effects on benthic communities and to compare the impact of the different gear types were carried out in the Southern North Sea and the Irish Sea. The catch efficiency of the different gears, and the mortality both of the discards and of organisms in the trawl path was assessed. A comparison was made between the impact of the 4m beam trawl rigged with chain matrices or with tickler chains, the 12m beam trawl and the otter trawl. Before, and after, experimental trawling both in- and epifauna were sampled using various pieces of equipment including; box corers, Van Veen grabs, Day grabs, 3m beam trwls, and the specially developed Triple-D dredge.

- Despite the high mortality of discarded small fish and most invertebrate species, this discard mortality is still very low (a few %) when expressed as percentage of the initial density of these animals on the seabed. This is due to the low catch efficiency of the commercial trawl for these species which mostly pass through the meshes or do not even enter the net. For all invertebrate species, direct mortality mainly occurred in the trawl path, possibly as a result of direct physical damage inflicted by the passage of the trawl or indirectly from disturbance and subsequent predation).
- Total direct mortality of invertebrates (both discard mortality and mortality in the trawl path as % on initial density) varied for various species of gastropods, starfish, small and medium sized crustaceans, and annelid worms from 10 to 50%. For a number of bivalves species, mortalities were found of 30-80%. Fragile or superficial living species showed high mortalities, robust or deeply burrowing species low or even no mortalities. In general, small sized species and specimens showed relatively low total mortalities.
- Otter trawling in silty areas caused less total direct mortality in many burrowing invertebrate species as compared to beam trawling; otter trawls apparently penetrate less deeply into the

seabed. Differences in total direct mortalities of benthic fauna due to trawling with 4m and 12m beam trawls were generally not obvious. For some species, total direct mortality for 4m beam trawls with tickler chains was slightly higher than for 4m beam trawl with chain matrices, probably because chain matrices penetrate less deeply into the sediment.

- In silty sediment in the North Sea a trend was found for higher total direct mortalities of invertebrates due to beam trawling than in sandy areas. This points to a deeper penetration of beam trawls into a softer seabed.
- *Anon., 2002. Reduction of Adverse Environmental Impact of Demersal Trawls (REDUCE). Final Report of EU-contract FAIR CT-97-3809.. National University of Ireland, Ireland, p. 257. (only part of the project report has been useful as input in the database. Only the conclusions of these parts have been included in the underneath summary)*

On the community level, trawling with all types of gears studied resulted in changes in the structure of the benthic community a few days after trawling. If the impact of alternative trawls is compared to the impact of their standards, then:

- Trawling with longitudinal chain beam gears led to a larger change.
- Trawling with electrical gears led to a lesser change.
- Trawling with the window chain matrix caused a lesser change.

The median direct mortality of species due to trawling with alternative trawls compared to this mortality due to standard trawling showed that:

- Median mortality due to electrical beam trawling was lower (24%) than due to standard tickler beam trawling (36%).
- Median mortality due to longitudinal chain beam trawling was statistically significantly higher (i.e. 53%) than due to standard tickler beam trawling (36%).
- Median mortality due to window chain matrix trawling was smaller (38%), although not significantly, than due to standard chain matrix trawling (47%).

On a single species level, comparisons of direct mortalities caused by alternative trawling with those caused by standard trawling showed that:

- The use of electrical beam trawls reduced significantly the mortality of artmeis shell (from 38% to 6%) and the sea potato (from 49% to 5%).
- The use of longitudinal chain beam trawls led to a significant increase the mortality of e.g. masked crabs (females) (from 34% to 70%) and the sea mouse (from 34% to 54%).
- The use of windows in chain matrix gears reduced significantly the mortality of tower shells (from 57% to 4%).

Electrical beam trawling did not lead to higher delayed mortalities of benthos (15 days after trawling) than the standard tickler chain trawling.



After trawling with the standard beam trawl (only for female masked crabs) and the longitudinal beam trawl (only for the sea mouse), smaller-sized specimens showed a higher mortality than larger-sized ones.

- Kaiser, M.J., Cheney, K., Spence, F.E., Edwards, D.B., Radford, K., 1999. *Fishing effects in northeast Atlantic shelf seas: patterns in fishing effort, diversity and community structure. VII. The effects of trawling disturbance on the fauna associated with the tubeheads of serpulid worms. . Fisheries Research 40, 185-193.*

We report the effects of beam trawling on the diverse fauna associated with tubeheads formed by serpulid worms. Despite an experimental regime of biannual fishing (beam trawling) for two years, no changes in the number or size of serpulid tubeheads (collected using a quantitative epibenthic dredge) was apparent throughout the course of the study, and no significant changes were detectable in the composition of the tubehead fauna that could be attributed to fishing disturbance. A laboratory study revealed that tubeheads were unlikely to resettle on the seabed in an orientation similar to that prior to disturbance. Serpulids are known to be opportunistic species and may rapidly recolonise disturbed areas, such that we were unable to detect these changes within our sampling regime. Serpulid tubeheads provide an important microhabitat, a total of 73 taxa (50 species) being associated with them. Other similar studies indicate that these associated organisms are important food for small fish. In addition to increasing benthic biodiversity, they provide a potentially important habitat for juvenile commercial species, providing shelter and food.

- Kaiser, M.J. & Spencer, B.E. 1996. *The effects of beam-trawl disturbance on infaunal communities in different habitats. Journal of Animal Ecology, 65: 348–358.*

The Irish Sea is a heavily trawled area, particularly the northern part (Kaiser et al., 1996). The effects of beam trawling on benthic infauna were determined in two coastal communities in the north-eastern Irish Sea, one characterized by megaripples and mobile sediments and the other by featureless and stable sediments (Kaiser and Spencer, 1996). Three corridors were fished ten or 20 times with a 4 m commercial beam trawl (3 500 kg) fitted with a chain matrix. These and adjacent unfished control areas were sampled 12 hours after trawling. The mean total number of species and the abundance of individuals were 2.4 and 5.7 times higher, respectively, in the area with stable than in the area with mobile sediments. The community of the former was affected by the trawling disturbance, with the number, abundance and diversity of taxa significantly lower in the fished than the unfished areas. The abundance of nine of the 20 most common taxa was significantly lower in the fished areas, by as much as 50 percent for the two most abundant taxa (*Urothoe* and *Ampelisca*). In the area with mobile sediments, there were no significant differences in species numbers, abundance or diversity between the fished and unfished sites. Thus, this study demonstrated the shortterm effects of beam trawling on

infauna taxa that live in stable sediments, but similar effects were not detected on animals inhabiting mobile sediments that are subjected to frequent natural disturbances.

- Kaiser, M.J., Edwards, D.B., Armstrong, P.J., Radford, K., Lough, N.E.L., Flatt, R.P., Jones, H.D., 1998. *Changes in megafaunal benthic communities in different habitats after trawling disturbance. ICES J. Mar. Sci., 353–361.*

As part of a long-term study to examine the ecological effects of beam-trawling, we investigated the immediate impact of fishing on the megafaunal component of a benthic community and the extent to which it had recovered 6 months later. A quantitative dredge was used to collect megafaunal samples following a replicated, paired control and treatment design to maximise the chances of detecting any effects due to trawling. There were two different habitats with distinct communities in the experimental area, one with stable sediments and a rich fauna, the other with mobile sediment and a relatively impoverished fauna. Immediately after fishing the composition of the community in the stable sediments was significantly altered. While the abundance of some species decreased (e.g. sea mice *Aphrodita aculeata*), others apparently increased (e.g. hermit crabs *Pagurus bernhardus*). Variation between samples from the fished areas was higher than those from the control areas. This suggests that the effects of trawling were not uniform, even though the treatment area was entirely swept at least once. The effects of fishing were not detectable in the mobile sediments. Six months later, seasonal changes had occurred in both communities and the effects of trawling disturbance were no longer evident.

- Kaiser, M. J., Hill, A.S., Ramsay, K., Spencer, B.E., Brand, A.R., Veale, L.O., Prudden, K., Rees, E.I.S., Munday, B.W., Ball, B. & Hawkins, S.J. 1996. *Benthic disturbance by fishing gear in the Irish Sea: a comparison of beam trawling and scallop dredging. Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystem, 6: 269–295.*

As part of the same study, the effects on the megafaunal component (> 10 mm) of the community were studied immediately (approximately 24 hours) after trawling and six months later (Kaiser et al., 1998). The two areas with stable and mobile sediments also differed significantly with regard to megafaunal community variables (number of species, number of individuals and diversity). As with the infauna, only the megafaunal samples taken from the area with stable sediments immediately after fishing revealed significant differences between the fished and control areas. A reduction in abundance of the polychaetes *Aphrodita aculeata* and *Nephtys* spp. contributed most of this dissimilarity, but changes in number of species, number of individuals or diversity as a result of fishing disturbance were not detected. The differences were no longer apparent six months after the trawling disturbance. However, there were marked seasonal changes in the community structure. In conclusion, this part of the study revealed that only subtle changes in community structure were caused by trawling, whereas the effects caused by seasonal fluctuations and natural disturbances were more pronounced.

- *Schratzberger, M., Dinmore, T.A. and Jennings, S. (2002). Impacts of trawling on the diversity, biomass and structure of meiofauna assemblages. Marine Biology. 140: 83-93.*

Disturbance due to trawling reduces the biomass and production of macro-infaunal invertebrate communities, implying that their total food-consumption rate will fall, and that production (carbon) reaching the sea floor will be processed by other animals that can withstand the effects of trawling. Meiofauna may be resistant to disturbance by trawling because they are likely to be resuspended rather than killed by trawls and because their short generation times would allow them to withstand elevated mortality. We used a BACI experimental approach to investigate the short-term effects of beam-trawling on the diversity, biomass and community structure of meiofauna on real fishing grounds in the Southern North Sea. Experiments at two locations showed that there were no short- to medium-term (1-392 days after experimental trawling) trawling impacts on meiofaunal diversity or biomass, but that there were mild effects on community structure. Any impacts due to trawling were minor in relation to seasonal changes in the meiofaunal communities. WE assessed the power of our experiments to detect the effects of trawling and recorded a 44-85% chance of detecting a 50% change in species richness and a 65% chance of detecting an order of magnitude change in biomass. The power to detect changes in total abundance, however, was low (between 11% and 12% power of detecting a change of 50%). We suggest that meiofauna are more resistant to disturbance by beam trawling than are macrofauna and that they have the potential to withstand the effects of chronic trawling on real fishing grounds and to retain a key role in energy cycling.

- *Kaiser MJ & Spencer BE (1994). A preliminary assessment of the immediate effects of beam trawling on a benthic community in the Irish Sea In: De Groot S.J. & Lindeboom H.J. (eds) (1994). Environmental impact of bottom gears on benthic fauna in relation to natural resources management and protection of the North Sea. Netherlands Institute for Sea Research. NIOZ-Rapport 1994-11, RIVO-DLO report CO26/94.*

After an experimental box had been fished 10 times with a 4m commercial beam trawl, the density of sessile animals such as soft corals and hydroids decreased by ca. 50%. The density of more mobile animals, such as fishes, crabs and prawns remained constant or increased. Assessment of the survival of animals caught in the codend indicated large variation between species. Echinoderms with flexible tests, e.g. common starfish, showed low mortality, whereas those with brittle tests, e.g. sea urchins, were readily damaged leading to high mortality. Mortality in fish was related to the amount of epidermal armour such as scales, spines, bony plates and slime. Dragonets suffered 68-97% mortality whereas between 34 and 38% of plaice and cuckoo rays died respectively. Those animals which have predatory/scavenging feeding behaviour, and are able to survive the trauma of being caught in the

codend and handled on deck (e.g. common starfish), may increase in abundance as a result of fishing activities.

- *Van Santbrink JW & Bergman MJN. (1994) Direct effects of beam trawling on macrofauna in a soft bottom area in the southern North Sea. In: De Groot S.J. & Lindeboom H.J. (eds) (1994). Environmental impact of bottom gears on benthic fauna in relation to natural resources management and protection of the North Sea. Netherlands Institute for Sea Research. NIOZ-Rapport 1994-11, RIVO-DLO report CO26/94.*

Direct effects of trawling with commercial 12m beam trawls on the abundance of benthic species in a soft bottom area in the Southern North Sea were studied by comparing densities before and after trawling. Various sampling gears were used, including a benthos dredge (Triple-D) developed especially for this study. After trawling a study area twice, mortality could be estimated for a number of species. For fish species, mortality varied from 4% (small fish) to 75% (larger fish) of the numbers initially present. Mortality exceeded 100% for dab, *Limanda limanda*, as it rapidly immigrates into the trawled area already during trawling. For invertebrate species, mortality was variable as well, and estimated at 3-19% for echinoderms, 0-85% for molluscs, 4-74% for crustaceans, <1-56% for annelids, and 70% for anthozoans. Dab was a predominant scavenger on damaged or exposed fauna on the recently trawled seabed. The presence of infauna species in catches of the 12m beam trawls indicated, that the sediment was disturbed by the tickler chains to a depth of approximately 2 to 4cm.

- *Bergman M & Van Santbrink J. (1994). Direct effects of beam trawling on macrofauna in sandy areas off the Dutch coast In: De Groot S.J. & Lindeboom H.J. (eds) (1994). Environmental impact of bottom gears on benthic fauna in relation to natural resources management and protection of the North Sea. Netherlands Institute for Sea Research. NIOZ-Rapport 1994-11, RIVO-DLO report CO26/94.*

Direct effects of trawling with commercial 4m beam trawls on the abundance of benthic species in areas with sandy sediments off the Dutch coast were studied by comparing densities before and after trawling. Various sampling gears were used, including a benthos dredge (Triple-D) developed especially for the IMPACT-project. For a number of species, the mortality due to trawling a study area twice, could be estimated. For these species, mortality was found to be very variable, and was estimated for fish as 2-70% of the numbers initially present on the area, for echinoderms as 0-44%, for molluscs as 0-84%, for crustaceans as 0-82%, and for annelids as 0-24%. Dab, *Limanda limanda*, was a predominant scavenger on damaged or exposed fauna on a recently trawled seabed.

- *Craeymeersch J. (1994) Environmental impact of bottom gears on benthic fauna in relation to natural resources management and protection of the North Sea. In: De Groot S.J. & Lindeboom*

---

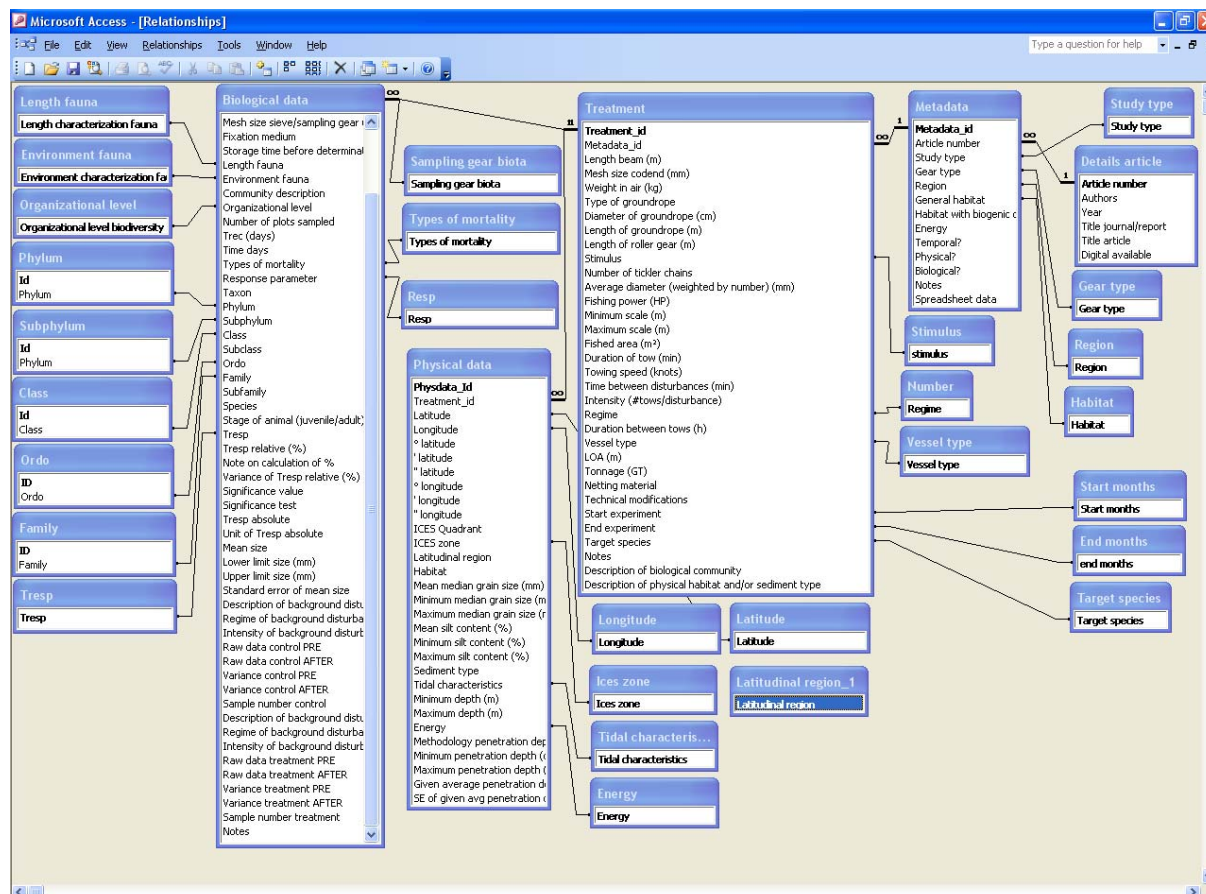
*H.J. (eds) (1994). Environmental impact of bottom gears on benthic fauna in relation to natural resources management and protection of the North Sea. Netherlands Institute for Sea Research. NIOZ-Rapport 1994-11, RIVO-DLO report CO26/94.*

Some of the possible impacts of fishing with a 4m beam trawl by 'Eurocutters' on the bottom fauna were examined. Research was carried out on the Flemish Banks, Southern North Sea. For each kg marketable flatfish about 1 kg undersized flatfish and other fishes, and 5 kg invertebrates were caught. Survival experiments were performed with large invertebrates and undersized flatfish discards that have been collected from the codend, and with species that escaped the codend. Almost all of the invertebrates examined, both those discarded and escaping the fishing net, survived. The percentage survival of flatfish was 0-20% for dab, 15% for sole and 70% for plaice. About 90% of the sole that escaped the codend survived. Several fish species moved into the trawled area after fishing, predated on the exposed invertebrate species. Different fish species immigrated on the trawled seabed, depending on the benthic composition of that area. Due to lack of statistical power it was impossible to detect effects on densities of the macrobenthic infauna. Moreover, it was uncertain whether the samples taken after fishing were actually situated within a trawl mark, or not. In conclusion, traditional sampling programmes seem to be insufficient to evaluate the impact of fishing with 4m beam trawls on the macrobenthic infauna.

### 11.3 Annex 3: Verklaring variabelen database mortaliteitstudies (In het Engels)

#### Introduction

The WaKo-Meta Database has been based on the COST-IMPACT Database (Kaiser *et al.*, 2006), but has been extended with more fishing gear characteristics. Microsoft Office Access 2003 has been used for compilation. Figuur 11-1 illustrates its structure.



**Figuur 11-1** - Database structure, based on Cost Impact Meta Database (Kaiser *et al.*, 2006)

The database consists of five main forms, which were completed by four different persons, each having a different input form, to allow compilation. The first form allows details on the publication, such as year of publication, the journal in which it was published, etc. The second form details the meta-data of the experiment. This includes the type of study, the gear type, what type of habitat, whether the focus is on biological and/or physical parameters, etc. Thirdly the treatment is specified. Details on the fishing gear, if available, were given in detail, as well as the type of fisheries to which the fishing gear can be related. This was specified by target species, stimulus used, technical modifications, etc. Finally the results on physical data and biological response parameters were given. Each of these data were linked with unique identifiers (IDs).

16 scientific publications, dealing with direct, short-term impacts of beam trawl fisheries have been entered in the database. This narrowed down the research of the COST-IMPACT database, mainly due to our interest in the effects of the Belgian fishing fleet, which consists for 95% out of beam trawl fisheries. Some of the publications however deal with the same studies. In total there were 13 distinctly different publications included. These studies were divided into different sub-studies by means of their metadata in the first place. Distinction between different sub-studies of one publication was mainly based on the fishing gear, the region and the general habitat. These variables are further described below.

Fishing gear and region were mostly, if not exclusively, the flatfish beam trawl and Western Europe. The general habitat was therefore the main variable to distinguish sub-studies by their metadata.

Within each meta-data sub-study, a distinction between different treatments could be made. The main reason herefor was to be able to discriminate different beam trawl fisheries (e.g. beam trawl fisheries with tickler chains are mainly on flatter, less rough grounds). The disturbance regime and the intensity of disturbance was determining as well. We included as much as possible biological and physical characteristics that are impacted by beam trawl fisheries. Our main aim was to investigate if the impacts can be related to the Belgian Continental Shelf. There were 16 different studies in the 13 distinct publications, based on their metadata.

The glossary of the variables is not listed in alphabetical order but in the order in which the data columns can be consulted (ranging from “details on the scientific publication”, “metadata”, “treatment specifications” to both “physical” and “biological data”).

The references included in the database are listed below. The database has not yet been extended to groundfish/non-commercial and commercial fish species, although this is recommended in the COST-IMPACT Database. We left the option to indicate whether experiments were conducted with technical modifications, however only one treatment was found where the impact of before-after trawling has been studied. Therefore the database is only limitedly taking into account this possibility. One other extra possible and needed extension of the database, is that the types of mortalities need to be described. When technical modifications will be included in the database, it'll be important to be able to assess what type of mortality they are influencing and to what extend. Up till now trawl path mortality seem to be the most crucial factor, influencing benthic invertebrates. However, most of the technical modifications are working upon other mortalities, such as discard mortality. Therefore, the possibility is opened for inclusion of different types of mortality, e.g. discard mortality. The COST-IMPACT Database uses the data of Bergman & van Santbrink (2000), whereas the WaKo-Meta Database includes the individual studies as reported in the grey literature (IMPACT and IMPACT-II) that have led to the compiled results of Bergman & van Santbrink (2000).

Experimental studies included in the list are limited to the “before-and-after”-trawling experiments. Experiments using “natural/undisturbed” control sites are scarce or unexisting (further search is needed).

### *Explanation variables*

#### **Details of article**

- ID Article  
Unique record number, related to information on the article
- Authors
- Year  
Year of publication
- Title journal/report
- Title article
- Digital available?  
Whether the publication is digitally available

#### **Metadata**

- ID Metadata  
Unique record number, related to information on the metadata
- ID article  
Link between the Metadata form and the article information
- Study type
  1. *fishing experiment pre-after:*  
Field experiment or mesocosm experiment. It is generally an experiment, conducted on one and the same fishing ground. Samples are taken before and after the disturbance.
  2. *fishing experiment comparative:*  
Field experiment or mesocosm experiment: experimental trawling in the same area where trawling effects are compared within one area being trawled to a nearby area not being trawled (e.g. Kaiser & Spencer, 1996; Kaiser et al., 1998)
  3. *comparative study (as opposed to an experimental manipulation)*  
Usually a comparison of biological characteristics in areas subjected to different levels of fishing disturbance. (e.g. MPA or an area where trawling is impossible due to the occurrence of wrecks, which is being compared with a fishing ground subject to different levels of fishing effort).



- Gear type

Metadata are determined by the fishing method, which is specified by the gear type. For the WaKo-project, only beam trawls (targeting flatfish) are under consideration, but the possibility for inclusion of other gear types is there:

trammel net (anchored)	fixed gillnet (on stakes)
beam trawl (flatfish)	encircling gill net
otter trawl	combined gill/trammelnet
pair trawl	gillnet (not specified)
nephrops trawl	manual dredge
shrimp beam trawl	clam dredge
shrimp otter trawl	scallop dredge
otter twin trawl	queenie dredge
rapido trawl	hydraulic dredge
bottom trawl (not specified)	dredge (not specified)
gillnet s.s. (anchored)	Not specified
tangle net (anchored)	

- Region

Broad geographic region in which the study was located:

Southern Europe	North-Eastern US
Western Europe	North-Western US
Northern Europe	Southern Australia
Mediterranean	

- General habitat

The habitat type as described by the study is reclassified using the Udden-Wentworth grain size scale for habitat classification, based on median grain size (Wentworth, 1922):

<3,9  $\mu\text{m}$ -CLAY,  
 3,9-63  $\mu\text{m}$ -MUD,  
 63-250  $\mu\text{m}$ -MUDDY SAND,  
 250-1000  $\mu\text{m}$ -SAND,  
 1000-2000  $\mu\text{m}$ -GRAVEL,  
 >2000  $\mu\text{m}$ -ROCKY

This scale is slightly different from the one used in the COST-IMPACT Database.

*Remark:* Sediment properties are widely regarded as factors influencing the benthic fauna (Basford *et al.*, 1990; Kühne & Rachor, 1996; Rees *et al.*, 1999 in Callaway *et al.*, 2002). The habitat type is solely classified on the basis of median grain size, although the use of silt content (%) seems to be useful as well to us, e.g. Van Hoey *et al.* (2004) describe that the distribution and diversity patterns of macrobenthic communities of the Belgian Continental Shelf are linked to the habitat type, distinguished by median grain size and mud content. However, we have not found a classification system that uses both median grain size and mud content.

The classification system does not take into account the variables that determine the habitat for epibenthic communities as it is not as clear as for infauna (Basford *et al.*, 1990; Duineveld *et al.*, 1991 in Callaway *et al.*, 2002). In Callaway *et al.* (2002) however sediment parameters are correlated with species richness, diversity and community patterns of epibenthic species in the North Sea. General different fractions of the sediment are taken into account, but these are not in detail given in most, if not all, impact studies (e.g. 250 µm sediment fraction, 125 µm sediment fraction and the 63 µm sediment fraction are determining factors).

It has been difficult in studies that perform monitoring of epibenthic species to describe the habitat type. In pre-after trawling trials, habitat is even worse described. We will base our definition of habitat on the Udden-Wentworth grain size scale.

- Habitat with biogenic characteristics

The sediment type characterizes the habitat. Some studies however (e.g. Kaiser *et al.*, 1999) studied the impact of beam trawl fisheries in habitats, characterised by a certain sediment type, but moreover by biogenic structure, that have a major influence on the species composition of the site. Therefore it is possible to indicate if there are biogenic characteristics associated with the sediment type.

- Energy

Energetic level: low, medium, high or not specified

- Temporal?

Indicates that seasonal effects are taken into account

- Physical?

Indicates that physical impact has been studied

- Biological?

Indicates that biological information is available

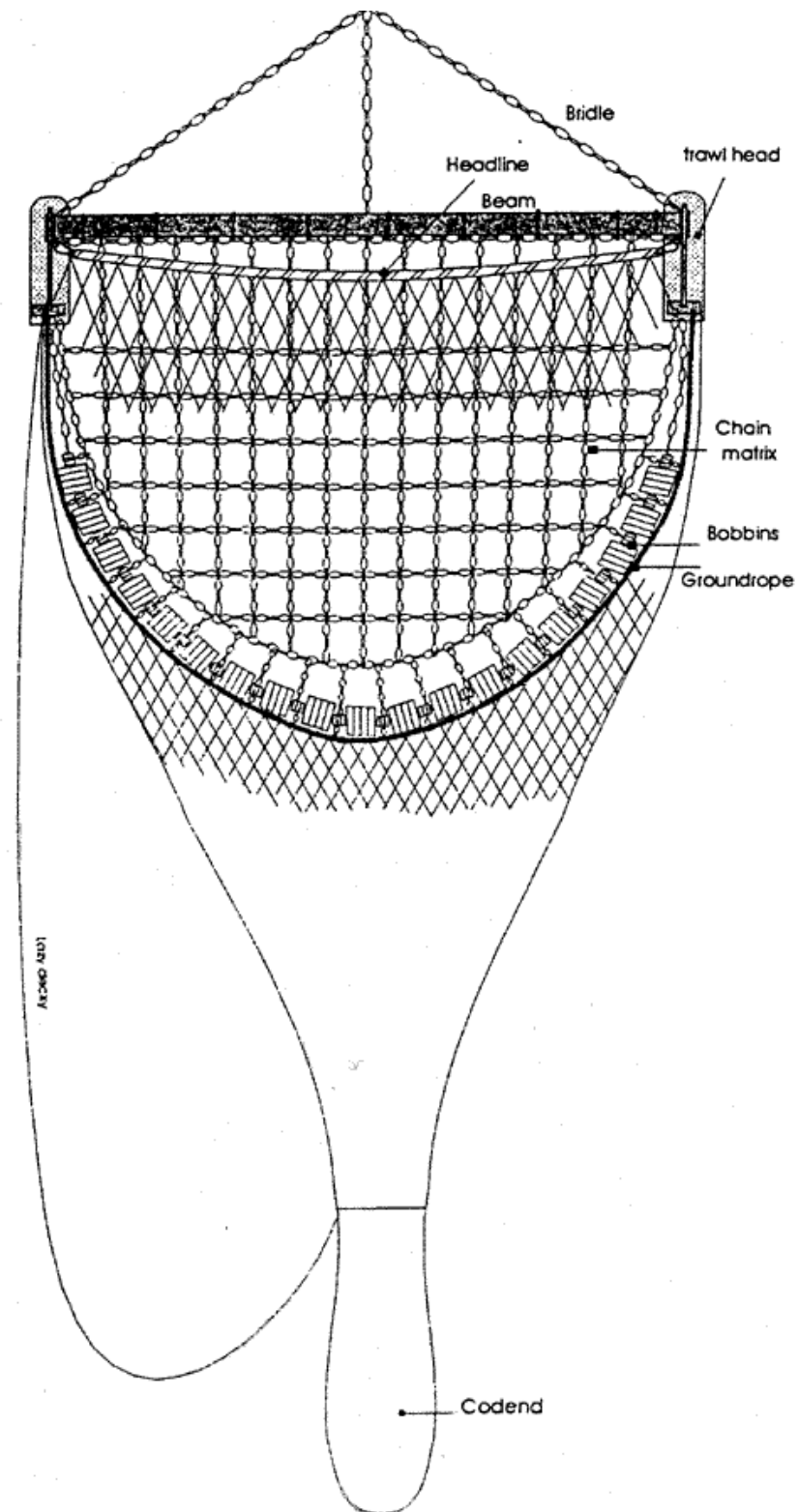
- Notes

- Spreadsheet data

Indicates that raw data are available in spreadsheets

### **Treatment specifications**

- 
- ID Treatment  
Unique record number, related to information on the treatment specifications
  - ID Metadata  
Link between the Treatment form and the Metadata information
  - Length beam (m)  
The length of the beam, generally ranging between 4 and 12m for commercial beam trawl fisheries.
  - Mesh size codend (mm)  
The mesh size of the codend of beam trawls is generally 80mm. Other mesh sizes can be used in experiments. These might give different results and are therefore important to include. Mesh sizes are given in mm.
  - Weight in air (kg)  
The weight of the beam trawl (e.g. of the fishing gear) in air is given. The weight on the seabed or in water can be considerably different, but is not considered here.
  - Type of groundrope/bobbins (TBB)  
The groundrope and bobbins are generally described as e.g. rollers, plate hoppers, rock hoppers, etc. The description as used in the publication is given. Technically there's a difference between groundrope and bobbins, but often these terms are mixed in publications. In the database the description of the bobbins (rollers, etc.) are given. An attempt to standardise these can be taken later on if this kind of information will be proven to be useful. "TBB" stands for Beam Trawl.
  - Diameter groundrope (cm)  
The diameter of the groundrope and/or bobbins as they are given in the publication. This diameter goes together with the previous column. Data are given in cm.
  - Length of groundrope  
The groundrope differs in length if beam trawls with chain mat and with tickler chains are compared. There are also hybrids between both types. Therefore the length is given, in cm.
  - Length of roller



Figuur 11-2 - Beam trawl with different components (for explanation). Picture is copy right protected and cannot be used without prior reference to "ILVO-Fishery"

- Stimulus

Stimulus is the way that fish are encouraged to swim in the net. Generally tickler chains or a chain mat/matrix are used. A drop down list gives the choices. Electric stimulation, teeth and water jets are included as well, as type of possible technical modification.

- Number of tickler chains

If tickler chains are used, the number of chains is specified. This number include both “net-tickler chains (*Dutch*: kietelaars)” and “tickler chains (*Dutch*: wekkerkettingen)”.

- Average diameter (weighted by number) (mm)

Diameter of the tickler chains is given in mm. If there are chains in different sizes, the diameter is weighted by number.

- Fishing power (HP)

Fishing power is given in HP.

- Minimum scale =  $S_{min}$  (Scale min m):

Minimum dimension of a disturbance incidence usually determined by the width of the gear used to create the disturbance. E.g. one passage with a 4 m wide trawl would be recorded as 4 m. However, 10 parallel passages with a 4 m trawl would be recorded as 40 m. This dimension is important as this determines the smallest distance an animal will have to migrate to recolonise a disturbed plot. (Kaiser *et al.*, 2006).

- Maximum scale =  $S_{max}$  (Scale max m)

Maximum dimension of the disturbed area, e.g. a trawl track 4 m wide and 2000 m long would be recorded as scale max = 2000 m. (Kaiser *et al.*, 2006).

- Fished area ( $m^2$ ) (TBB)

- Towing speed (knots)

- Duration of tow

- Time between disturbances (min)

- Intensity (#tows/disturbance)

Indis (Intensity): How many disturbance incidences per disturbance event e.g. if the experimental plot was trawled 10 times in one day then the intensity was scored as 10 (Kaiser *et al.*, 2006). Some publications mention that an area is trawled more than once, but in these publications the effect of several trawling events is considered as “1”. In the WAKO-database, the trawling intensity is considered as 10 tows per disturbance event. Kaiser *et al.* (1998) for instance state that an area has been trawled 10 times to make sure that each patch is trawled at least once. In the WAKO-database the intensity is filled out as “10”, whereas in the database of Kaiser *et al.* (2006) the trawling intensity is considered to be “1”.

- Regime (# discrete tows=disturbances)

Ndis (Regime): Describes the number of discrete disturbance events, e.g. an experimental plot trawled 10 times in one day will be counted as one disturbance event. In contrast a study that disturbed the same site on consecutive dates separated by weeks or months will be regarded as

a multiple disturbance. Chronic disturbance in comparative studies was recorded as equal to 99 disturbance events. (Kaiser *et al.*, 2006)

- Duration between tows (h)

- Vessel type

A list gives the opportunities. Research conditions differ considerably from commercial circumstances. These will be the most important issues for this table.

- LOA (m)

Length Over All in meters is the total length of the vessel

- Tonnage (GT)

Tonnage is given in GT and gives the storage capacity.

- Netting material

The netting material meant is the material of the codend. If other netting material is given, this information can be provided in the “notes”.

- Technical modification

A general description of the type of technical modification is given, without any details.

- Start experiment

- End experiment

- Target species

Target species is generally sole or plaice. Beam trawl fisheries is a mixed fisheries, but in some publications a target species is mentioned. This can be one species or the generic term “Bottom fish (mixed)”. The list indicates the possibilities.

- Notes

- Description of biological community

A description of the type of biological community, where the experiment has been conducted. This possibility is given to make possible parallels with other biological communities, e.g. at the BCS.

- Description of physical habitat and/or sediment type

A description of the type of physical habitat, where the experiment has been conducted. This possibility is given to make possible parallels with other biological communities, e.g. at the BCS.

### **Biological data**

- ID Bioldata

Unique record number, related to information on the biological data

- ID Treatment

Link between the Treatment form and the Biological data

- Sampling gear

The sampling gear is mentioned, as the sampling method is needed for the determination of the type of fauna which is sampled. Some sampling gears are well described in the MAFCONS-project (Anon., 2007):

- Epifauna:
  - 2m-beam trawl (galvanised steel)
- Hyperbenthos:
  - hyperbenthos sledge, partially sampled by 2m-beam trawl
- Infauna (macrobenthos):
  - Van Veen grab
  - Box-corer
- Meiofauna
  - Box-corer

Sampling tools are also well described in Løkkeborg (2005). A list of possible sampling gears is included in the database. These are:

1. Beam Trawl
2. Benthos dredge Triple-D
3. Charcot grab
4. countings by diver
5. Day grab
6. diver-operated suction sampler
7. Epibenthic dredge
8. grab with hydraulic closure
9. Hamon grab
  
10. Kaplan suction corer
11. modified Ponar grab
12. Peterson grab
13. Ponar grab
14. Rallier dredge
15. Reineck boxcorer
16. RoxAnn
17. Smith-MacIntyre grab
18. Van Veen grab

The sampling gears that are used in the experiments are given below, with an appropriate description:

1. Beam trawl (<http://www.encora.eu/coastalwiki/>)
  - The simplest method of bottom trawling, the mouth of the net is held open by a solid metal beam, attached to two "shoes", which are solid metal plates, welded to the ends of the beam, which slide over and disturb the seabed. This method is mainly used on smaller vessels, fishing for flatfish or prawns, relatively close inshore.
  - Kaiser & Spencer (1994) used a 2m young flatfish beam trawl (Rogers & Lockwood, 1989)
  - BEON (1990), Van Santbrink & Bergman (1994) and Bergman & Van Santbrink (1994) used a 2.80m beam trawl, although the specifications are slightly different. There can be differences in mesh size, area sampled, etc. E.g.
    - April study of Van Santbrink & Bergman (1994) and study by Bergman & Van Santbrink (1994): beam trawl with actual width of 2,8m, rigged with 3 tickler chains and a chain tied to the ground rope. An extra rope was wound around the middle of the ground chain over a length of about 80cm. The mesh size of the body of the net was 2cm stretched and 1cm in the cod end.
    - September study of Van Santbrink & Bergman (1994): beamtrawl with actual width of 2,8m, rigged with 3 tickler chains (diam of 13mm) and 2 net-tickler chains (diam of 13mm) and a heavy chain (diam of 16mm) tied to the ground rope. The mesh size of the body of the net was 2cm stretched and 1cm in the cod end.
2. Benthos dredge (Van Santbrink & Bergman, 1994; Bergman & Van Santbrink, 1994)

In both publications of the IMPACT-I study the benthos dredge was under development. Both publications use a different version:

  - Van Santbrink & Bergman (1994) used an early prototype of the benthos dredge, rigged with a 15 cm wide blade which sampled to a depth of 15 cm into the sediment with a 2cm stretched mesh-size net. The expected working depth of this prototype is though doubtful. But therefore the results are used qualitatively only.
  - Bergman & Van Santbrink (1994) used a benthos dredge, rigged with a 30 cm wide blade which sampled to a depth of 10 cm into the sediment with a 2cm stretched mesh-size net. A hydraulic pump was fitted on the dredge to improve the transport of sediment into the net. The expected working depth of this prototype is though doubtful. But therefore the results are used qualitatively only.



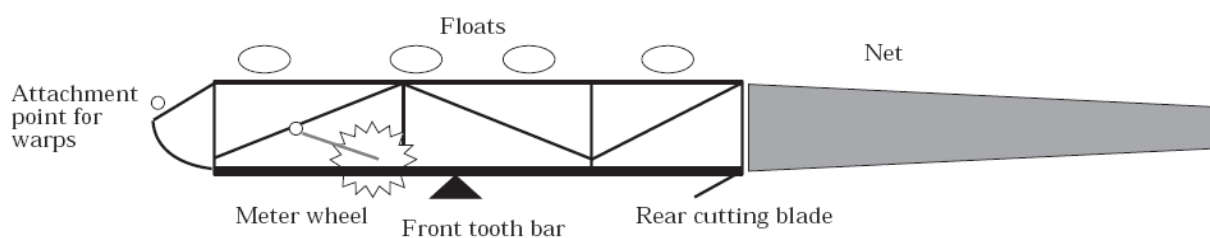
### 3. Benthos dredge Triple-D

The benthos dredge Triple-D is a modified version of the benthos dredge, developed in the IMPACT-I study. Different treatment is the database use different version of this dredge

- Van Santbrink & Bergman (1994) used the Deep Digging Dredge rigged with a blade of 20cm width and with a maximum penetration depth into the sediment of 10cm, with a net with a 2cm stretched mesh-size.
- Bergman & Van Santbrink (1994) used a Deep Digging Dredge rigged with a cutting blade of 15cm width and with a penetration depth into the sediment of 15 cm, with a net with a 2cm stretched mesh-size and in the same study a Deep digging dredge rigged with a cutting blade of 20cm width and with a penetration depth into the sediment of 10 cm, with a net with a 2cm stretched mesh-size. A depressor to force the blade into the seabed was mounted.

### 4. Epibenthic dredge

- Bergman and Santbrink (1994) designed a dredge for quantitatively sampling of less common infaunal species. This dredge was designed for use in sandy substrata, whereas the experimental area had a high proportion of gravel and shell debris (Kaiser & Spencer, 1996). Therefore they used a modified version of Bergman and Santbrink's design (M. Fonds, NIOZ, Texel, The Netherlands) to sample megafauna living on the surface of the seabed and in the upper few cm of the sediment at our study site
- Kaiser *et al.* (1998) provided a diagrammatic side view of the quantitative benthos dredge (Figure 3). The front tooth bar consisted of 5 mm thick teeth, 5 cm deep, spaced 5 cm apart. The rear cutting blade, which had a continuous edge, dug to a depth of 3 cm. The sampling width of the dredge was 1 m. The dredge was fitted with a 1 cm square mesh net, protected from excessive abrasion by an outer 80 mm diamond meshed sole net. A rubber mat was fitted to the underside of the net to prevent damage from the seabed. A free swinging meter wheel was fixed centrally just in front of the tooth bar.



**Figuur 11-3 - diagrammatic side view of the quantitative benthos dredge**

#### 5. NIOZ-corer

This sampling gear was only used by Schratzberger *et al.* (2002). It is a device that takes a circular core of 0.1 m<sup>2</sup> to a depth of >30 cm. The surface of sediment samples collected with an NIOZ corer is relatively undisturbed, and the corer retains a few centimetres of the overlying water. On the ship, a perspex tube with a 5.5-cm internal diameter was pushed into the sediment core until the top of the tube was level with the water surface in the core. The water overlying the sediment in the core tube was carefully siphoned off into a 63- $\mu$ m-mesh sieve and washed into a sample pot. A rubber bung was placed tightly in the top end of the core tube. Sediment around the core tube was excavated carefully and the core tube pulled out slowly, supporting the bottom end. The rubber bung from the top end of the core tube was removed to allow the sediment core to move down the tube until only the top 5 cm of the sediment remained in the tube. This sediment layer was transferred into the sample pot and fixed in a solution of 10% formalin in filtered sea water.

#### 6. Reineck boxcorer (<http://www.encora.eu/coastalwiki/>)

- The boxcorer takes relatively undisturbed samples. The equipment operates by a self-releasing trigger system triggered by the frame touching the sea bed. The square box is pushed into the bottom by gravity force of the weight mounted on the top of the box retainer. A spade freed by the trigger-mechanism closes the sample box during the recovery of the unit preventing the sample being washed-out.
- Lindeboom & de Groot (1998) and Bergman & Van Santbrink (2000) processed data, collected with the Reineck boxcorer in combination with data collected with Van Veen grab.

#### 7. Van Veen grab (<http://www.encora.eu/coastalwiki/>)

The van Veen grab in common with many other grabs, relies on the closure of two opposing jaws for the collection of a sediment sample. The van Veen grab has long arms attached to each bucket, thus giving better leverage during closure. This mode of action is not ideally suited for the collection of coarse sediments as large particles of gravel tend to become caught between the jaws, resulting in loss of the sample upon retrieval of the grab. Thus, whilst this type of grab has been used widely in benthic macrofauna studies, it is not recommended for use on coarser substrata.

#### 8. Day grab

The Day Grab is highly suitable for taking well defined samples from hard as well as soft sediments. The sample volume is about 15 litres of sediment, with a sample area of 0.1m<sup>2</sup>. An automatic releaser is activated when the grab hits the bottom, for taking samples.

#### 9. RoxAnn

RoxAnn is an ultrasonic processor, which offers real-time classification of seabed features via processing of signals from the ship's echo sounder. The RoxAnn discriminates between types of seabed material, and output data in a digital format ready for computer analysis, E1 (roughness) and E2 (hardness), are obtained by integrating different parts of the first and second echoes.

- Extra information sampling gear

Details on the sampling gear, that are specific to the type used, are described here.

- Area sampled (m<sup>2</sup>)
- Mesh size sieve/sampling gear (mm)
- Fixation medium
- Storage time before determination (d)
- Length fauna

Megabenthos > 1cm

Macrobenthos: > 1 mm (e.g. crabs, sea stars, amphipods)

Meiobenthos: tussen 1 mm en 38 µm (e.g. copepods)

Microbenthos: < 38 µm (e.g. bacteria)

Not specified is given, when there's no clear indication of categorisation

- Environment fauna

Endobenthos (=infauna): live in the sediment

Epibenthos: live on top of the sediment or in close proximity of the sediment

Hyperbenthos: live just above the sediment or in the lower part of the water column in close association with the sediment

Not specified is given, when there's no clear indication of categorisation

- Community description

- Organizational level

Genetic: changes in genetic level due to fishing. This level is not believed to be studied as a direct impact.

Single species: the impact of fishing on species, classified by Phylum (or Division); Class; Order; Family; Genus and/or Species.

Genus, Family, Order, Class, Phylum

Taxonomic group

Population: the impact of fishing on species, defined by Phylum (or Division); Class; Order; Family; Genus and/or Species. Obvious links are made between the impact on the single species and the population of that species

Community: This refers to a sociological group of different species in a spatially clearly defined area or to a collections of animal organisms sharing an environment

Ecosystem

- Number of plots  
Replicate sites or plots sampled by the study
- Trec (days)  
Maximum number of recovery days monitored by the study (=days after the first disturbance event = maximum number of days between the first and the last sampling). Only integers can be filled out. If Trec is <8h, then 0 days are filled out, if Trec >=8h and <=24h, then 1 day is filled out; etc.
- Time days  
Adjusted time in days sampled after disturbance incidence (e.g. 5)
- Types of mortality  
This table has taken into account more information on the types of mortality if estimates on the efficacy of technical modifications (e.g. T90-codend, BRP, etc.) are to be estimated. Therefore these types of mortalities need to be included. The following mortalities are to be mentioned:

- **Catch efficiency** (always expressed as %)

Catch efficiency of commercial trawls is calculated by expressing the catch in one haul per swept area as a percentage of the initial density of benthic fauna in the seabed, according to Lindeboom & de Groot (1998). Catch efficiency is the ratio of the commercial catch (i.e. the catch in the commercial beam trawl per swept area) and the initial density (this density is estimated by a sampling gear).

$$\text{CatchEfficiency} = \frac{(\text{DensityEstimateFromCommercialBeamTrawl})}{\text{InitialDensityEstimateFromSamplingGear}} (\%)$$

- **Landed catch and by-catch** (always expressed as numbers or weight)
- **Discarded catch and by-catch** (always expressed as numbers or weight)
- **Discard mortality** (% or numbers/weight)

*As percentage:*

= percentage of dead animals of the discarded part of the catch

= mortality among animals caught in the commercial trawling of the strip. Animals that are landed are not included in discard mortality. Therefore discard mortality can be expressed as a percentage of the catch.

- Survival rate of discarded catch can be given as well.
- A distinction can be made between
  - Immediate discard mortality  
Percentage of animals that are brought dead aboard
  - Secondary discard mortality  
Percentage of animals that died over a period of time after being discarded

$$\text{DiscardMortality} = \frac{\text{NumberOfDeadAnimalsInTheDiscards}}{\text{TotalNumberOfAnimalsInTheDiscards}} (\%)$$

As number or weight:

= discarded catch and by-catch = discards (numbers or weight)

= Part of the catch that is being discarded

- **Catch mortality** (% or numbers/weight)

$$\text{CatchMortality} = \text{DiscardMortality} * \text{CatchEfficiency} (\%)$$

$$\text{CatchMortality} = \text{DiscardMortality} * \frac{(\text{DensityEstimateFromCommercialBeamTrawl})}{\text{InitialDensityEstimateFromSamplingGear}} (\%)$$

$$\text{CatchMortality} = \frac{\text{NumberOfDeadAnimalsInTheCatch}}{\text{TotalNumberOfAnimalsInTheCatch}} (\%)$$

$$\text{CatchMortality} = \text{LandedCatch} + \text{Discards} \text{ (numbers or weight)}$$

- **Trawl path mortality** = non-catch mortality (%)

= number of dead animals in the trawl track divided by total number of animals in the trawl track after fishing (Lindeboom & de Groot, 1998)

= Mortality due to passage of the trawl, in the trawl path = non-catch mortality

- Explanation from IMPACT-I (Bergman & van Santbrink, 1994):

Non-catch mortality or trawl path mortality can be estimated through the percentage of missing animals.

$$M = \frac{100 * (\text{Density}(t_0) - \text{Density}(t_1) - (\text{DensityEstimateFromCommercialBeamTrawl}))}{\text{Density}(t_0)}$$

M = Percentage of missing animals

For sessile and low mobile species, with a neglectible horizontal migration, non-catch mortality equals M. It is supposed that none of the animals are washed through the meshes of the trawl outside the study area.

! Caution has to be paid however: trawl path mortality cannot be estimated for highly mobile species, such as fish and shrimps, because migration within the period between initial sampling and t<sub>1</sub>-sampling cannot be determined.

! Caution has to be paid as escape mortality is not mentioned in this formula. M (the percentage of missing animals equals the non-catch mortality or trawl path mortality, if none of the animals are washed through the meshes of the trawl outside the study area).

- **Escape mortality**

mortality of by-caught species that escaped (escape mortality should be part of trawl path mortality)

- **Dead non-catch**

Dead non-catch doesn't take the catch into account (this means that data from catch nor from discards are included). Dead non-catch is mentioned, when a parameter (e.g. density) is estimated before and after trawling.

E.g. [dead non-catch = (Density before) – (Density after) = trawl path mortality + catch]

$$DeadNonCatch = Density(t_0) - Density(t_1)$$

- **Direct mortality**

= catch mortality + trawl path mortality

- Discarded catch can be added to make assumptions on total direct mortality, as discards do not occur at the same spot where the species were caught. The catch is taken into account, taking into account that a percentage of the catch survives, which is estimated by discard mortality.
- Dead non-catch: species remaining in the trawl path (after passage of the trawl or species that escaped during trawling and/or during hauling). Caution has to be paid to highly mobile species that come into the trawl path or have been displaced from the trawl path (depending on the time they escaped the trawl).

$$M_{dir}(\%) = 100 * \frac{Density(t_0) - [Density(t_1) + (DensityEstimateFromCommercialBeamTrawl) * (1 - 0.01 * M_{dis})]}{Density(t_0)}$$

$$M_{dir}(\%) = CatchMortality + TrawlPathMortality$$

$M_{dis}$ =discard mortality = mortality among animals caught in the commercial trawling of the strip (% of catch)

- Response parameter

Parameter whose response to trawling has been measured.

- Taxon

- Phylum

Taxonomic classification

- Subphylum

Taxonomic classification

- Class

Taxonomic classification

- Subclass

Taxonomic classification

- Ordo

Taxonomic classification

- Family

Taxonomic classification

- Subfamily

#### Taxonomic classification

- Species

#### Taxonomic classification

- Stage of animal (juvenile/adult)
- Tresp

The response data type can be absolute or relative.

- Tresp relative (%)

The response data type can be relative, such as a percentage that gives direct mortality.

- Note on calculation of %
- Variance of Tresp relative (%)
- Significance value
- Significance test
- Tresp absolute

The response data type can be given in absolute values. Examples are:

- Number of individuals,
- Density: number/area
- Abundance

=to the relative representation of a species in a particular ecosystem. It is usually measured as the mean number of individuals found per sample. Abundance is contrasted with, but typically correlates to, incidence, which is the frequency with which the species occurs at all in a sample. When high abundance is accompanied by low incidence, it is considered locally or sporadically abundant.

- Biomass

In ecology, biomass refers to the cumulation of living matter. That is, it is the total living biological material in a given area or of a biological community or group. Biomass is measured by weight, or by dry weight, per given area (usually measured per square metre or square kilometre).

- Production/productivity

Impacts from fisheries on the environment have been abundantly described and reviewed (Dayton et al., 1995; Goñi, 1998; Kaiser et al., 2003; Gislason, 2003; Agardy, 2000. More specifically, capture fisheries impact target resources. They reduce their abundance, spawning potential and, possibly, population parameters (growth, maturation, etc.). They modify age and size structure, sex ratio, genetics and species composition of the target resources, as well as of their associated and dependent species. When poorly controlled, fisheries develop excessive fishing capacity, leading to overfishing, with major ecosystem, social and economic consequences. Fishing may also affect ecological processes at very large scale. The overall impact has been described as comparable, in aquatic systems, to that of agriculture on land in terms of the proportion of the system's primary productivity harvested by humans (Pauly and Christensen, 1995).

The decline of primary productivity consumers low in the food chain removes important forage species needed higher in the food web, with cascading effects for the ecosystem. Conversely, the removal of top predators such as mammals, tuna or sharks, may release an unusually large abundance of preys at lower levels with cascading and feedback effects on the food chain and species composition (Trites, 2003; Cury et al., 2003).

- Diversity indices
  - Species richness
  - Simpson's index
  - Simpson's reciprocal D
  - Shannon(-Wiener) index
  - ...
- Others.
  - Unit of Tresp absolute
  - Mean size
 

The mean size of the species under consideration
  - Lower limit size (mm)
 

Lower limit size of the species under consideration
  - Upper limit size (mm)
 

Upper limit size of the species under consideration
  - Standard error of mean size
  - Description of background disturbance control
 

Qualitative description of the fisheries on that fishing ground before the experiment is conducted. This fishing ground is intended as a control area.
  - Regime of background disturbance control
 

Ndis (Regime): Describes the number of discrete disturbance events, e.g. an experimental plot trawled 10 times in one day will be counted as one disturbance event. In contrast a study that disturbed the same site on consecutive dates separated by weeks or months will be regarded as a multiple disturbance. Chronic disturbance in comparative studies was recorded as equal to 99 disturbance events. (Kaiser *et al.*, 2006). This regime describes the situation before the experiment is conducted, on the control site.
  - Intensity of background disturbance control
 

Indis (Intensity): How many disturbance incidences per disturbance event e.g. if the experimental plot was trawled 10 times in one day then the intensity was scored as 10. (Kaiser *et al.*, 2006). This intensity describes the situation before the experiment is conducted, on the control site.
  - Raw data control PRE
 

Raw data for control plots as extracted from the study (raw units), before disturbance



- Raw data control AFTER  
Raw data for control plots as extracted from the study (raw units), after disturbance
- Variance control PRE  
Variance of raw control data from study before disturbance
- Variance control AFTER  
Variance of raw control data from study after disturbance
- Sample number control  
Number of samples taken at control site/plot
- Description of background disturbance treatment  
Qualitative description of the fisheries on that fishing ground before the experiment is conducted. This fishing ground is intended as a treatment area.
- Regime of background disturbance treatment  
Ndis (Regime): Describes the number of discrete disturbance events, e.g. an experimental plot trawled 10 times in one day will be counted as one disturbance event. In contrast a study that disturbed the same site on consecutive dates separated by weeks or months will be regarded as a multiple disturbance. Chronic disturbance in comparative studies was recorded as equal to 99 disturbance events. (Kaiser *et al.*, 2006). This regime describes the situation before the experiment is conducted, on the treatment site.
- Intensity of background disturbance treatment  
Indis (Intensity): How many disturbance incidences per disturbance event e.g. if the experimental plot was trawled 10 times in one day then the intensity was scored as 10. (Kaiser *et al.*, 2006). This intensity describes the situation before the experiment is conducted, on the treatment site.
- Raw data treatment PRE  
Raw data for treatment plots as extracted from the study (raw units), before disturbance
- Raw data treatment AFTER  
Raw data for treatment plots as extracted from the study (raw units), after disturbance
- Variance treatment PRE  
Variance of raw treatment data from study before disturbance
- Variance treatment AFTER  
Variance of raw treatment data from study after disturbance
- Sample number treatment  
Number of samples taken at control site/plot
- Notes

### Physical data

- ID Physical data

---

Unique record number, related to information on the physical data

- ID treatment

Link between the Treatment form and the Physical data

- Latitude

Northern or Southern latitude

- Longitude

Eastern or western longitude

- ° Latitude, ‘ Latitude, “ Latitude

Degrees, minutes or second latitude

- ° Longitude, ‘ Longitude, “ Longitude

Degrees, minutes or second longitude

- ICES Quadrant

The ICES statistical rectangles can be found at <http://www.ices.dk/aboutus/icesareas.asp>

- ICES zone

An overview of the ICES zones can be found at

[http://www.ices.dk/aboutus/icesareas/ICES\\_areas\\_Arc9\\_300.pdf](http://www.ices.dk/aboutus/icesareas/ICES_areas_Arc9_300.pdf)

- Latitudinal region

Climatic region: tropic, sub-tropic, warm temperate, cold temperate, polar

- Habitat

Habitat description as reported in the study e.g. gravely sand

- Mean median grain size (mm)

The grain size refers to the particle size as reported by the study. The method by which the grain size has been measured, is generally not mentioned in the publications.

- Minimum median grain size (mm)

- Maximum median grain size (mm)

- Mean silt content (%)

Silt size particles have a mean equivalent diameter between 0.05 and 0.002mm. Publications generally don't mention the method how silt content is determined. The values from the publications are used in the database.

- Minimum silt content (%)

- Maximum silt content (%)

- Sediment type

- Tidal characteristics

Estuarine

Open coast intertidal: Shoreline area occurring between the highest normal tide and the lowest normal tide

Open coast subtidal inshore: The benthic ocean environment below low tide that is always covered by water

Open coast subtidal offshore: The benthic ocean environment below low tide that is always covered by water

- Minimum depth (m)  
Minimal depth in m at which the experiment is undertaken
- Maximum depth (m)  
Maximum depth in m at which the experiment is undertaken
- Energy  
Energetic level: low, medium, high or not specified
- Methodology penetration depth  
The methodology, used to measure the penetration depth.
- Minimum penetration depth (cm)
- Maximum penetration depth (cm)
- Given average penetration depth (cm)
- SE of given average penetration depth (cm)

#### 11.4 Annex 4: References on direct, short-term effects of beam trawl disturbances on benthic invertebrates (“pre-after”- experiments) with their overlap

1. Bergman, M.J.N & Hup, M. (1992). Direct effects of beam trawling on macrofauna in a sandy sediment in the southern North Sea. *ICES J. Mar. Sci.*, 49: 5-11
- 1b. Anon., 1990. Effects of beam trawl fishery on the bottom of the North Sea., BEON-rapport 8 p. 57.
  - Bergman & Hup (1992) is the peer-reviewed publication, based on the project report Anon. (1990). Both are included in the WAKO-meta-database.
2. Bergman, M. J. N. & van Santbrink, J. W. (2000a). Mortality in megafaunal benthic populations caused by trawl fisheries on the Dutch continental shelf in the North Sea in 1994. *ICES J. Mar. Sci.*. 57: 1321-1331.
- 2b. Bergman, M.J.N.; van Santbrink, J.W. (2000b). Fishing mortality of populations of megafauna in sandy sediments, in: Kaiser, M.J.; de Groot, S.J. (2000). The effects of fishing on non-target species and habitats: biological, conservation and socio-economic issues. *Fishing News Books*, : pp. 49-68
  - This book chapter is based on Bergman & van Santbrink (2000a) and has big similarities. Only Bergman & van Santbrink (2000a) is included in the database.
- 2c. Lindeboom, H.J. & de Groot, S.J. (1998). The effects of different types of fisheries on the North Sea and Irish Sea benthic ecosystems. The Netherlands Institute for Sea Research, Den Burg, Texel. (referred to in the database as “IMPACT-II”)
  - Part of this report has been published in the following project report as well: Bergman M.J.N.; van Santbrink, J.W.B., J.; Craeymeersch, J.A.; Piet, G.J.; Rijnsdorp, A.D.; Laban, C.; Zevenboom, W., 1998. The distribution of benthic macrofauna in the Dutch sector of the North Sea in relation to the micro distribution of beam trawling: final report 1998. p. 89.
  - Bergman & van Santbrink (2000a) and Bergman & van Santbrink (2000b) are the peer-reviewed publications, based on the project report Lindeboom & de Groot (1998).
  - All three are included in the WAKO-meta-database. Lindeboom & de Groot (1998) have accounted for a trawling frequency of 1 tow per disturbance, whereas Bergman & van Santbrink (2000a; 2000b) have considered a trawling frequency of 1.5 tows per disturbance.
- 2d. Bergman, M.J.N., van Santbrink, J.W., Craeymeersch, J.A. & Fonds, M. (1994). Direct mortality of invertebrate macrobenthos due to trawling with commercial beam and otter trawls. –concept data report 1994- contract AIR 2 94 1664. IMPACT-II, subproject 2

- 
- This interim report details data that have been used in the final IMPACT-II-report (Lindeboom & de Groot, 1998)
- 2e. Bergman, M.J.N., van Santbrink, J.W., Fonds, M., Craeymeersch, J.A., Fonteyne, R. & Damm, U. (1995). Direct mortality of invertebrate macrobenthos due to trawling with commercial beam and otter trawls in the North Sea. –concept data report 1995- contract AIR 2 94 1664. IMPACT-II, subproject 2
- This interim report details data that have been used in the final IMPACT-II-report (Lindeboom & de Groot, 1998)
- 2f. Anon. (1995). The effects of different types of fisheries on the North Sea and Irish Sea benthic ecosystems. Progress report contract AIR 94 1664. IMPACT-II.
- This interim report details data that have been used in the final IMPACT-II-report (Lindeboom & de Groot, 1998)
3. Kaiser MJ & Spencer BE (1994). A preliminary assessment of the immediate effects of beam trawling on a benthic community in the Irish Sea In: De Groot S.J. & Lindeboom H.J. (eds) (1994). Environmental impact of bottom gears on benthic fauna in relation to natural resources management and protection of the North Sea. Netherlands Institute for Sea Research. NIOZRapport 1994-11, RIVODLO report CO26/94.
4. Van Santbrink JW & Bergman MJN. (1994) Direct effects of beam trawling on macrofauna in a soft bottom area in the southern North Sea. In: De Groot S.J. & Lindeboom H.J. (eds) (1994). Environmental impact of bottom gears on benthic fauna in relation to natural resources management and protection of the North Sea. Netherlands Institute for Sea Research. NIOZRapport 1994-11, RIVODLO report CO26/94.
- The results details data that have been used in the final IMPACT-II-report (Lindeboom & de Groot, 1998)
5. Bergman M & Van Santbrink J. (1994). Direct effects of beam trawling on macrofauna in sandy areas off the dutch coast In: De Groot S.J. & Lindeboom H.J. (eds) (1994). Environmental impact of bottom gears on benthic fauna in relation to natural resources management and protection of the North Sea. Netherlands Institute for Sea Research. NIOZRapport 1994-11, RIVODLO report CO26/94.
- The results details data that have been used in the final IMPACT-II-report (Lindeboom & de Groot, 1998)
6. Craeymeersch J. (1994) Environmental impact of bottom gears on benthic fauna in relation to natural resources management and protection of the North Sea. In: De Groot S.J. & Lindeboom H.J. (eds) (1994). Environmental impact of bottom gears on benthic fauna in relation to natural resources management and protection of the North Sea. Netherlands Institute for Sea Research. NIOZRapport 1994-11, RIVO-DLO report CO26/94. Anon.,

- 
2002. Reduction of Adverse Environmental Impact of Demersal Trawls (REDUCE). National University of Ireland, G., Ireland.s (Ed.), p. 257.
7. Schratzberger, M., Dinmore, T.A. and Jennings, S. (2002). Impacts of trawling on the diversity, biomass and structure of meiofauna assemblages. *Marine Biology*. 140: 83-93.
  8. Kaiser, M.J., Cheney, K., Spence, F.E., Edwards, D.B., Radford, K., 1999. Fishing effects in northeast Atlantic shelf seas: patterns in fishing effort, diversity and community structure. VII. The effects of trawling disturbance on the fauna associated with the tubeheads of serpulid worms. *Fisheries Research* 40, 185-193.
  9. Kaiser, M.J. & Spencer, B.E. 1996. The effects of beam-trawl disturbance on infaunal communities in different habitats. *Journal of Animal Ecology*, 65: 348–358.
  10. Kaiser, M.J., Edwards, D.B., Armstrong, P.J., Radford, K., Lough, N.E.L., Flatt, R.P., Jones, H.D., 1998. Changes in megafaunal benthic communities in different habitats after trawling disturbance. *ICES J. Mar. Sci.*, 353–361.
  11. Kaiser, M. J., Hill, A.S., Ramsay, K., Spencer, B.E., Brand, A.R., Veale, L.O., Prudden, K., Rees, E.I.S., Munday, B.W., Ball, B. & Hawkins, S.J. 1996. Benthic disturbance by fishing gear in the Irish Sea: a comparison of beam trawling and scallop dredging. *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystem*, 6: 269–295.

**Table 11-1** – Comparison between IMPACT-I, IMPACT-II studies and unpublished data from IMPACT-II interim reports. The last column describes similarities between different studies. IMPACT-II has a compilation of the individual studies from IMPACT-I and the IMPACT-II interim reports. The WAKO-Meta Database includes all three publications.

Publication	Area	Sediment	ICES quadrant	Water depth (m)	Grain size (µm)	Silt (%)	Year & month	Gear	Similarities with other studies?
<i>IMPACT-II</i>	Dutch coast South	Sandy	33F4	20	370	1	1994 - June	4TBB, 4TBBm	B1 (details on this study is given in the concept data report from 1994, however, data on 4TBBm is not given, whereas 12TBB is given)
	Dutch coast South		33F4	20	370	1	1995 - September	4TBB, 12TBB, 4TBBm	<b>Original data have not been found</b>
	Dutch coast North		34F4	20	100-200	~5	1993 - April	4TBB	A4 (Similarities are clearly there)
	Dutch Wadden coast		36F5	24	204-280	1-8	1992 - June/July	4TBB	A3 (ICES quadrant is different, grain size and silt-content differs a little)
	Dutch Wadden coast		36F5	24	204-280	1-8	1994 - June	4TBB, 12TBB, 4TBBm	B2 (details on this study is given in the concept data report from 1994, however, data on 4TBBm is not given)
	German bight		37F7	25	225	8	1994 - September	4TBB, 12TBB	B3 (details on this study is given in the concept data report from 1994)
	Oyster-grounds	Silty	38F4	43	155-170	0.6-9	1992 - March/April	12TBB	A1 (ICES quadrant is only difference)?
	Oyster-grounds		38F4	43	155-170	0.6-9	1993 - September	12TBB	A2 (ICES quadrant is only difference)?
	Oyster-grounds		38F4	43	155-170	0.6-9	1994 - autumn	4TBB, 12TBB	B4 (details on this study is given in the concept data report from 1994)
	Weisse-bank		38F6	45	~150	5-10	1995 - May	4TBB, 12TBB	C1 (details on this study is given in the concept data report from 1995)

	Area	Sediment	ICES quadrant	Water depth (m)	Grain size ( $\mu\text{m}$ )	Silt (%)	Year & month	Gear	Similarities with other studies?
<i>Van Santbrink &amp; Bergman (1994)</i> – IMPACT-I	Oyster-grounds	Very fine sandy (?)	37F4	43	170	6	1992 - April	12TBB	A1 (ICES quadrant is only difference)?
	Oyster-grounds (?)	Fine sandy	37F5	43	171	7	1993 - September	12TBB	A2 (ICES quadrant is only difference)?
<i>Bergman &amp; van Santbrink (1994)</i> – IMPACT-I	8 mls off vlie-land	Medium grained sediment	35F4	24	284	0.6	1992 - June	4TBB	A3 (ICES quadrant is different, grain size and silt-content differs a little)
	1 mile off IJmuiden	Fine grained sandy sediment	34F4	11			1992 - november	4TBB	This study doesn't show similarities with others in IMPACT-II
	2 mls off Eg-mond	Fine grained sandy sediment	34F4	20			1993 - april	4TBB	A4 (Similarities are clearly there)
<i>Craeymeersch (1994)</i> – IMPACT-I	Within 12 mls off Zeebrugge	Coarse sand with shell, superficial mud or gravel	31F2				1992 - april	4TBB	This study doesn't show similarities with others in IMPACT-II, as there are no results due to low statistical power of the experiment.
	Within 12 mls off Zeebrugge	Muddy sand to sand	31F2				1992 - november	4TBB	This study doesn't show similarities with others in IMPACT-II. Statistical power of some species was high enough for significant results.



	Area	Sediment	ICES quadrant	Water depth (m)	Grain size ( $\mu\text{m}$ )	Silt (%)	Year month &	Gear	Similarities with other studies?
<i>Details of IMPACT-II (concept data report 1994) – data have not been fully analysed, conclusions are still preliminary.</i>	20nM North of Terschelling	Sandy (medium grained sand)	33F4	20			1994	12TBB	B1 (These data are compiled for the IMPACT-II report)
	20nM North of Terschelling		33F4	20			1994	4TBB	B1 (These data are compiled for the IMPACT-II report)
	8nM West of Scheveningen	Coarse sand	36F5	45			1994	12TBB	B2 (These data are compiled for the IMPACT-II report)
	8nM West of Scheveningen		36F5	45			1994	4TBB	B2 (These data are compiled for the IMPACT-II report)
	8nM West of Scheveningen		36F5	45			1994	4TBBm	B2 (These data are compiled for the IMPACT-II report)

	Area	Sediment	ICES quadrant	Water depth (m)	Grain size ( m)	Silt (%)	Year month	& Gear	Similarities with other studies?
<i>IMPACT-II</i> (concept data report 1994) – data have not been fully analysed, conclusions are still preliminary	15Nm NW of Helgo-land	Fine sand (<5% sil)	37F7	20			1994	12TBB	B3 (These data are compiled for the IMPACT-II report)
	15Nm NW of Helgo-land		37F7	20			1994	4TBB	B3 (These data are compiled for the IMPACT-II report)
	Oystergrounds	Very fine sand (<10% silt)	38F4	40			1994	12TBB	B4 (These data are compiled for the IMPACT-II report)
	Oystergrounds		38F4	40			1994	4TBB	B4 (These data are compiled for the IMPACT-II report)
<i>IMPACT-II</i> (concept data report 1995) – data have not been fully analysed, conclusions are still preliminary	60 nM NW of Helgo-land	Fine sand (5-10% silt)	38F6				1995 - May	12TBB, 4TBB	C1 (These data are compiled for the IMPACT-II report)
	10nM NW of Scheveningen	Medium-grained sand						12TBB , 4TBB, 4TBBm	<b>These data are not in this concept data report and have not been found in any other report.</b>

## 11.5 Annex 5: Samenvattingen en belangrijkste besluiten studies besproken in paragraaf 4.2.3.1

### *Besluiten Løkkeborg (2005)*

Algemene conclusies over het effect van boomkorvisserij op benthos zijn heel beperkt. Løkkeborg (2005) besluit na het evalueren van de impact van dreggen-, boomkor- en bordentrawlvisserij dat het essentieel is dat de gebruikte methodologie van het experiment in rekening wordt gebracht om de impact van visserijverstoring te begrijpen. De meeste impactstudies falen namelijk in één of meerdere belangrijke vereisten om een degelijke impactevaluatie uit te voeren. Zoals ook blijkt uit de studies die in de WAKO-database zijn opgenomen, zijn de meeste impact-studies van gesleept vistuig uitgevoerd op zandige bodems in relatief ondiep water, terwijl weinig informatie beschikbaar is over modderige bodems (Løkkeborg, 2005). Kaiser *et al.* (2006) geven zelfs geen enkele studie voor biogene en modderige habitats, geven 2 studies die bijdragen tot datapunten in grintrijke gebieden, 7 studies in modderig zand en 19 studies in zanderige gebieden. Deze studies zijn gedestilleerd uit 6 verschillende publicaties. Løkkeborg (2005) drukt er ook op dat de ruimtelijke verspreiding van de visserij-inspanning belangrijk is, aangezien de visgronden verschillende keren per jaar kunnen bevist worden (Rijnsdorp *et al.*, 1998). Andere, algemene conclusies over de impact van gesleept vistuig, inclusief boomkor, zijn dat verschillende studies aangetoond hebben dat er een negatieve impact is op langlevende benthische soorten, maar een positief effect op kleine, opportunistische. Tong en schol in de Noordzee, die voornamelijk op deze opportunistische soorten predateren, hebben de laatste tientallen jaren een stijgende groei gekend (Rijnsdorp and van Leeuwen, 1996). De toename in groei kan te wijten zijn aan een stijging in productiviteit van geschikte, benthische voedingsbronnen in gebieden waar veel gevist wordt (Rijnsdorp *et al.*, 1998).

Løkkeborg (2005) besluit dat ondanks een groeiend aantal studies over de impact van gesleept vistuig, de kennis over de effecten op verschillende habitats nog steeds rudimentair is. De complexiteit van de studies is hiervoor nog steeds de hoofdreden. Daarbij komt het probleem dat de graad van impact van menselijke verstoring onvoldoende kan geplaatst worden ten opzichte van de impact van natuurlijke invloeden, zoals stromingen, golven, fluctuaties in temperatuur en saliniteit. Løkkeborg (2005) geeft naast een samenvatting van de individuele studies en enkele algemene conclusies ook een gedetailleerd overzicht over de mogelijkheden om de impact te bestuderen, inclusief de redenen waarom impactstudies inconsistente resultaten kunnen geven (zie boven). Het beschrijven van de methodologieën houdt onder meer in dat de twee benaderingen van proefopzet, de problematiek van controle sites, de instrumentatie voor het beschrijven van de zeebodem en de uitrusting voor staalname wordt besproken.

Er wordt verwezen naar dit overzicht om een duidelijk beeld over deze elementen van het onderzoek te krijgen. Er is echter discussie ontstaan over het scepticisme van Løkkeborg (2005) op de methodologie van deze studies. Hiervoor wordt verwezen naar de correspondentie in het wetenschappelijk tijdschrift “*Marine Pollution Bulletin*” (Gray *et al.*, 2006; Gray *et al.*, 2007a; Gray *et al.*, 2007b; Løkkeborg, 2007; Valdimarrson, 2007). De WAKO-database houdt rekening met elk van de elementen door een beschrijving van de methodologie te geven aan de hand van de verschillende variabelen die de methodologie bepalen, behalve dat de instrumentatie voor het beschrijven van de zeebodem niet wordt opgenomen (zie 4.2.3.2 en 4.2.7.2).

### ***Besluiten Johnson (2002)***

Johnson (2002) besluit dat er in twee habitat types effecten bestudeert zijn voor boomkorvisserij. Uit de resultaten van Schratzberger *et al.* (2002) wordt besloten dat boomkorvisserij geen significante impact heeft op meiofauna in modderige habitats. Er zijn tien studies bekeken in zanderige habitats, waarvan er 6 experimenteel zijn, 2 observerend, 1 die gebruik maakt van tijdsreeksen en 1 die de maaginhouden binnen en buiten een gesloten gebied onderzoeken. Eén studie besluit dat boomkorvisserij de abundantie van macrofauna doet dalen in stabiele sedimenten, terwijl er geen effect wordt waargenomen in mobiele sedimenten. 6 andere studies vermelden dat de abundantie van macrofauna teruggedrongen wordt. Een verandering in de soortensamenstelling van predatoren wordt waargenomen bij chronische verstoring door boomkorvisserij. Johnson (2002) had geen informatie over het herstel van de biologische effecten. Tot slot geeft Johnson (2002) een overzicht van de informatie die algemeen noodzakelijk is om de effecten van visserij te begrijpen.

### ***Besluiten Linnane et al. (2000)***

Linnane *et al.* (2000) beschrijven zowel de fysische impact als de impact op niet-commerciële vissoorten en benthische invertebraten op basis van enkele studies. De mortaliteitstudies die ze verwerken zijn samengevat in annex 4.2.7.1. Hun overzicht is echter belangrijk, daar het verschillende studies samenbrengt die enerzijds fysische impact van en habitatverstoring door boomkorvisserij en anderzijds het effect van technische componenten van de boomkor en aanpassingen hieraan beschrijven, zoals Creutzberg *et al.* (1987). Tot slot worden enkele, oudere studies die buiten het kader van deze taak vallen onderzocht.

Graham (1955) heeft een controle-gebied vergeleken met een bevestigd gebied, waar geen duidelijk merkbare effecten vastgesteld zijn op benthische gemeenschappen. Linnane *et al.* (2000) besluiten echter dat de validiteit van de conclusies twijfelachtig is door technische ontwikkelingen. De Groot & Apeldoorn (1971) hebben het effect van de boomkor op vis en benthische organismen onderzocht, maar het vistuig en de operationele karakteristieken zijn niet vergelijkbaar met de huidige omstandigheden. De Groot (1984) geeft een overzicht van het effect van sleepnetvisserij op verschillende benthische soorten, gevangen in het net.

Het resultaat is vooral kwalitatief. Soorten als Tubelaria (hydropoliepen), Ctenophora (ribkwallen) en Scyphozoa (schijfkwallen) worden het meest beschadigd door de buik van de boomkor, ongeacht het gebruik van wekkers. Bryozoa (mosdiertjes) ondervinden weinig schade, terwijl Nemertea (snoerwormen) tot op een zekere hoogte worden beschadigd, vooral door de gebruikte kettingen. Deze wormen worden echter in kleine aantallen gevangen, aangezien ze gemakkelijk door de mazen van het net ontsnappen. Annelida (ringwormen) worden aanzienlijk beschadigd. *Eupagurus* (heremietkreeftje) wordt in grote aantallen gevangen, maar lijkt het vangst- en verwerkingsproces te overleven. *Portunus* (zwemkrab) wordt gedeeltelijk beschadigd, en net zoals *Eupagurus* stijgt hun vangst met het aantal wekkerkettingen. *Crangon* (garnaal) werd slechts gedeeltelijk meer gevangen door een toenemend aantal wekkers. Alle Cephalopoda (inktvisseren) worden gedood of ernstig verwond, maar er is geen relatie met het aantal wekkers. Bivalven zoals *Ensis* en *Solen* worden beschadigd door de passage van de kettingen, maar *Spisula*, *Macra*, *Venus* en *Cardium* verdragen de wekkers relatief goed. *Echinocardium* (zeeklit) wordt zwaar beschadigd door de kettingen. Het aantal Asteroida (zeesterren) dat gevangen wordt, stijgt aanzienlijk met het aantal wekkerkettingen, maar worden niet in grote aantallen beschadigd. Ophiuroidea (slangsterren) worden het meest beschadigd, maar de vangst stijgt niet snel met toenemend aantal wekkers. Het belang van deze studie is dat ze leidt tot een kwalitatieve controle van bevindingen die tegenwoordig worden vastgesteld.

Algemeen blijkt dat de studies van voor 1990 nuttige bevindingen geven, maar dat door de ontwikkelingen van methodologie en eventueel het vistuig, hun bruikbaarheid herleid is tot kwaliteitscontrole.

### ***Besluiten ICES (2006) en Anon. (2007)***

Zowel ICES (2006) als de literatuurstudie van Anon. (2007) beschouwen elk type studie over de effecten van boomkorvisserij. Uit de korte-termijnstudies over mortaliteit, zowel als uit de studie van de publicaties over de effecten van verschillende intensiteiten van visserij-inspanning, worden algemene conclusies geformuleerd over de effecten op bentische gemeenschappen. Het verschil met de bovenstaande studies is dat de studies over platvisboomkorvisserij duidelijk meegenomen zijn in het geheel, terwijl dit voor de andere studies niet of in mindere mate het geval is.

Anon. (2007) stelt dat er slechts weinig lange-termijnstudies zijn geweest over de effecten van boomkor- en bordentrawlvisserij op gemeenschappen van bentische invertebraten. Enkele studies hebben op lokale schaal *surveys* herhaald in enkele regio's, met een relatief lang tijdsinterval tussen de *surveys*. Soorten die gevoelig zijn aan visserij-verstoring, zijn afgenomen in abundantie. Dit betekent dat gemeenschappen minder laag-productieve en traag reproducerende soorten omvatten en dat ze in toenemende mate worden gedomineerd door hoog-productieve opportunisten. Een toenemende visserij-inspanning wordt aangekaart als een van de meest waarschijnlijke oorzaken voor deze verandering, maar de effecten van natuurlijke verstoring kunnen niet volledig worden geëlimineerd.

Zoals Løkkeborg (2005) ook vermeld, hebben de meeste studies het effect op benthische gemeenschappen onderzocht door controle-gebieden te vergelijken met experimenteel beviste gebieden of door de gemeenschap te onderzoeken in gebieden voor en na experimenteel vissen. Een waaier aan karakteristieken moet worden gecombineerd om de kwetsbaarheid van benthische soorten te bepalen (Bergman and Hup, 1992; Bergman and van Santbrink, 2000; Collie et al., 2000; Johnson, 2002; Kaiser et al., 2006; Piet et al., 2000). Deze karakteristieken zijn het levenstadium, ecologie, fysische karakteristieken, habitat voorkeuren, diepte in het sediment, etc. De fysische karakteristieken en het levenstadium zijn onder meer meegenomen in de WAKO database (zie 4.2.3.2.). Biologische karakteristieken, die de habitatvoorkeur van een organisme, diepte in het sediment, ecologie van bepaalde taxa, etc. bepalen, zijn niet in de database opgenomen. Er wordt tevens gesuggereerd dat aaseters rechtstreeks voordeel halen uit visserij-verstoring door te predateren op beschadigde organismen in het spoor van het gesleept vistuig (Groenewold and Fonds, 2000). Veel van deze experimentele studies hebben ook aangetoond dat gevoelige soorten minder voorkomen, terwijl de abundantie van soorten met een hoog herstellingsvermogen stijgt. De veranderingen in populatie-abundantie neigt uiteindelijk tot een verminderde soortenrijkdom en -diversiteit.

Er wordt tevens één studie vermeld die een alternatief proefopzet heeft. (Blyth et al., 2004) vergelijkt visgronden waarbij het gebruik van gesleept vistuig (i.e. zowel dreggen als niet-gespecificeerde trawls) in verschillende mate werd gelimiteerd. In de twee gebieden waar het gebruik van gesleept vistuig het meest gelimiteerd is, is de biomassa en de soortenrijkdom van epifauna significant groter.

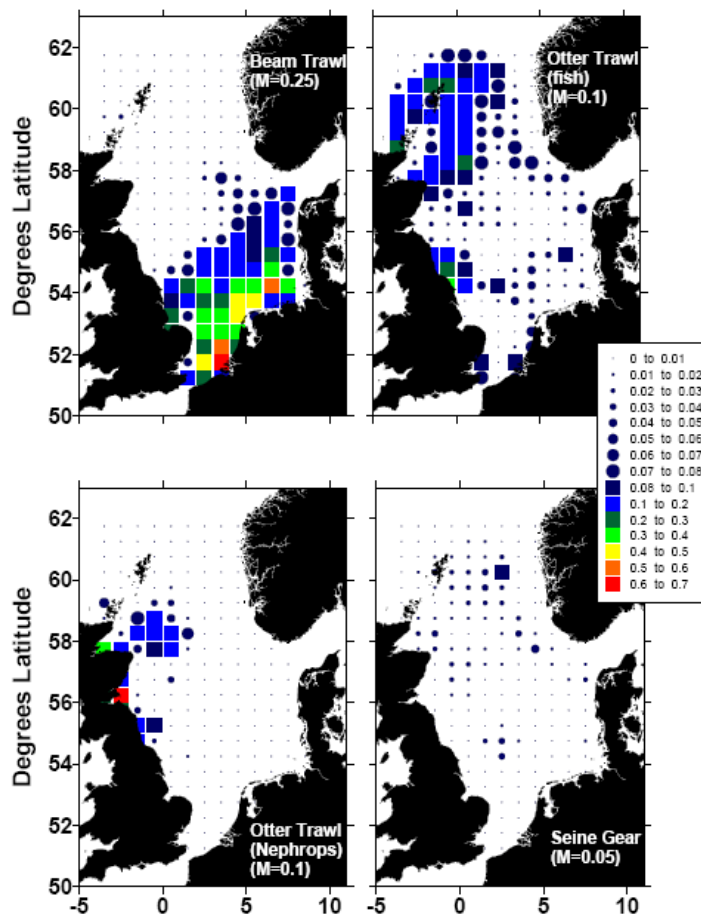
Verschillende studies over de ruimtelijke variatie in benthische gemeenschappen wijzen er op dat zwaar beviste gebieden gedomineerd worden door aaseters en opportunistische soorten, die weerbaar zijn tegen visserij-verstoring en/of er voordeel uit halen (bijvoorbeeld (Callaway *et al.*, 2002; Hinz *et al.*, 2004)). Grotere, sedentaire soorten hebben een lagere abundantie. Er wordt tevens door deze studies gesuggereerd dat dit het gevolg is van visserij.

Tot slot wordt er gewezen op de fysische impact van gesleept vistuig. De diversiteit van benthische gemeenschappen is nauw verwant met de structurele complexiteit van een habitat (Jennings and Kaiser, 1998). De complexiteit wordt naast fysische elementen ook bepaald door biogene, structuurvormende benthische organismen. Aangezien gesleept vistuig, inclusief de boomkor, een aangetoond effect heeft op fysische habitatcomplexiteit en op biogene structuren, wordt soortendiversiteit door visserij ook indirect gereduceerd.

ICES (2007b) bespreekt specifiek de impact van de boomkorvisserij op benthos in de Noordzee. Benthische invertebraten ondergaan sterfte in het vistuig zelf en in het spoor dat na het slepen wordt achtergelaten. In de ontwikkeling van onze database werd rekening gehouden met deze verschillende types van sterfte (zie 4.2.7.2).

Soorten die groot zijn, een fragiele morfologie hebben en weinig mobiel zijn, worden geassocieerd met een toenemende kwetsbaarheid (ICES, 2000; ICES, 2002; ICES, 2003). Het gevolg is dat er binnen een gemeenschap een selectieve mortaliteit is, die leidt tot een verminderde abundantie van grote soorten met lage intrinsieke groeisnelheden en een dominantie van kleinere soorten met hogere groeisnelheden. In een aantal gebieden van de Noordzee zijn er veranderingen vastgesteld in de grootte-verdeling (Duplisea, 2002; Jennings *et al.*, 2001a). De gevolgen hiervan op de secundaire productiviteit zijn besproken in Hiddink *et al.* (2006b). Net zoals anon. (2007) wordt er vermeld dat populaties van aaseters profiteren van de toenemende hoeveelheid beschadigd materiaal in het spoor van de sleep. De implicaties op niveau van de populatie zijn onbekend. Er wordt eveneens duidelijk nadruk gelegd op de overlap tussen de impact op het fysisch habitat en de effecten op residente benthische gemeenschappen. De beschikbaarheid van goed gedefinieerde biotopen en habitatkaarten is momenteel echter ontoereikend om de effecten van visserij te evalueren. Boomkorvisserij levert de meest ernstige impact op benthos, omdat het zowel epifauna als infauna beïnvloedt en omwille van de hoge sterfte bij contact met het vistuig (de Groot and Lindeboom, 1994).

Tot slot geeft ICES (2007b) de resultaten weer van een model waarbij gemiddelde sterfte berekend werd voor 12 phyla van invertebraten (Figuur 4-1). Voor boomkor is deze sterfte 0.25, voor bordentrawls met als doelsoort vis of *Nephrops* 0.1 en voor zegens is deze waarde op 0.05 bepaald. Rekening houdend met deze mortaliteiten, de ruimtelijke verdeling van de visserij en de visserij-intensiteiten, werd besloten dat boomkorvisserij het meest beschadigende vistuig is. Er werd in deze vergelijking geen rekening gehouden met dreggen, omdat deze niet bij de vier belangrijkste visserijen van de Noordzee behoren. Op basis van deze bevindingen, werd geconcludeerd dat het uitsluiten van dit type visserij in gebieden waar benthos van belang is de enige manier is om de effecten van gesleept vistuig effectief te verminderen. Het sluiten van gebieden lijkt hen voordelig voor gebieden waar habitat moet beschermd worden, aangezien habitat voor een groot deel geassocieerd is met het benthos (Frid and Hall, 2001).



**Figuur 11-4** – De kaarten geven de totale, gemodelleerde jaarlijkse sterfte weer voor benthische gemeenschappen. De impact is gemodelleerd voor de vier voornaamste categorieën van visserij in de Noordzee, namelijk boomkor-, bordentrawl (doelsoort: vis of *Nephrops*)- en zegenvisserij. De sterfte is afhankelijk van de geografische distributie van de visserijen. Deze is bepaald voor de periode 1998-2002. De mortaliteiten worden gegeven door M.

### ***Besluiten Collie et al. (2000)***

Collie *et al.* (2000) is de eerste publicatie die een kwantitatieve analyse tracht te geven van mortaliteitstudies. In hun analyses gaan ze het effect na op benthische invertebraten van dreggen, bordentrawls en boomkorren. Collie *et al.* (2000) baseren hun conclusies op de volgende vier publicaties:

- Bergman & Hup (1992);
- Kaiser & Spencer (1996);
- Kaiser *et al.* (1998);
- Lindeboom & de Groot (1998).

Op basis van het habitat, de schaal van het experiment en de diepte worden er 8 behandelingen onderscheiden. De “Schaal” wordt als variabele mee opgenomen, omdat de studies in een goed gedefinieerd gebied werden uitgevoerd en omdat de minimum schaal van belang is voor eventuele



rekolonisatie. De variabele “Habitat” wordt onderverdeeld in modder, modderig zand, zand, grint en biogene structuur. Elk habitat omvat echter een bepaald bereik van habitats. Zand bijvoorbeeld omvat een bereik van korrelgroottes tussen 125 en 250  $\mu\text{m}$ . Grint omvat de habitats waar grint de belangrijkste component vormde. Deze habitats bestaan meestal uit een gemengd sediment met grint, schelpenresten, een zand- en slibfractie. Biogene structuren zijn opgevat als zeegrassen en rifvormende organismen, zoals mosselbedden, sponzen en koraalriffen.

Voor een gedetailleerde beschrijving van de studies wordt verwezen naar de individuele publicaties. Hun samenvattingen zijn terug te vinden in 4.2.7.1. Voor meer gedetailleerde definities van de variabelen en de methodologie van Collie *et al.* (2000) wordt verwezen naar het artikel. Tabel 4-1 geeft aan wat het resultaat van de classificatie is. Collie *et al.* (2000) heeft één studie opgenomen waar het effect van een herstelperiode kan worden in rekening gebracht. Er zijn 5 behandelingen die gebruikt werden in de analyse. Elk van de studies heeft zich gericht op een acute verstoring, terwijl er voor bordentrawls en dreggen ook studies zijn teruggevonden die chronische verstoring bekeken. Het ontbreken van controle-gebieden voor de boomkorvisserij ligt hier wellicht aan de basis. Bordentrawls werden ook meer bestudeerd dan andere visserijmethodes. Wellicht is hun ruime, wereldwijde toepassing hiervan de oorzaak.

**Tabel 11-2** – Samenvatting van de verschillende behandelingen die in rekening werden gebracht door Collie *et al.* (2000). De kolom “Gebruik” duidt aan of de behandeling in de analyse meegenomen werd. (Aangepast uit Collie *et al.* (2000))

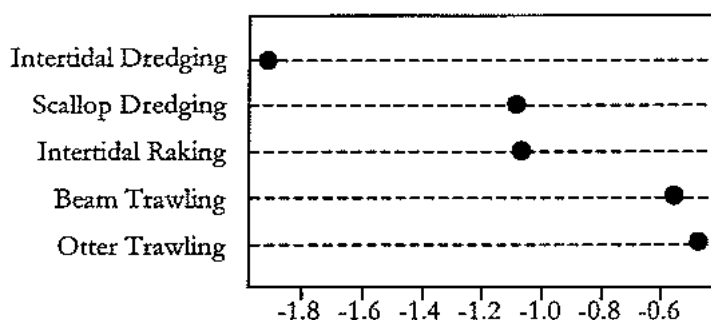
Referentie	Gebruik	Habitat	Schaal (m)	Diepte (m)	Herstelperiode
Bergman & Hup (1992)		Zand	200	30	
Kaiser & Spencer (1996)	X	Grint	40	40	
Kaiser & Spencer (1996)		Grint	40	40	
Kaiser & Spencer (1996)	X	Zand	40	27	
Kaiser <i>et al.</i> (1998)	X	Grint	40	40	180 dagen
Kaiser <i>et al.</i> (1998)		Zand	40	27	180 dagen
Lindeboom & de Groot (1998)	X	Modderig zand	60	43	
Lindeboom & de Groot (1998)	X	Zand	60	20	

Collie *et al.* (2000) vonden geen enkele studie in modder of biogene structuren terug voor de boomkorvisserij. Zanderige habitats worden over het algemeen het meest grondig bestudeerd, zoals ook blijkt uit het aantal publicaties over de effecten van boomkorvisserij in zanderige habitats. Collie *et al.* (2000) hebben de volgende effecten kwantitatief onderzocht:

1. Effect van visserij op het aantal individuen en de soortenrijkdom.
2. Het effect op populaties.
3. Patronen in het herstel.

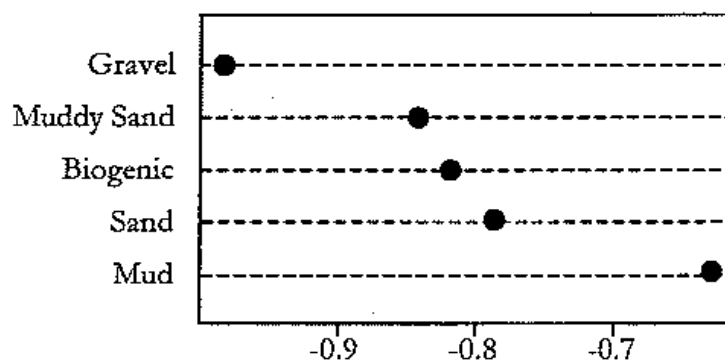
1. Het effect van verstoring op het aantal individuen en de soortenrijkdom werd nagegaan voor verschillende factoren: type vistuig, habitat en regio (i.e. Europa, Noordoosten van de VSA en Australië/Nieuw-Zeeland). Visserij met dreggen, bordentrawls en boomkor leverde gemiddeld een reductie van 46% voor het totaal aantal individuen, hoewel geen enkele van de factoren een statistisch significant deel van de afwijking kon verklaren. Het is interessant vast te stellen dat de boomkorvisserij in zanderige habitats opvallend minder impact heeft dan bordentrawls en dreggen. Het totaal aantal individuen leverde voor de boomkorvisserij een stijging van 3% op. Het aantal soorten reduceerde voor de verschillende vistuigen met 27%. Er werden geen statistisch significante resultaten gevonden, maar er werd een grotere impact gevonden in grint en modderige habitats dan in zand. Ondanks enkele suggestieve patronen over de respons van het aantal individuen en de soortenrijkdom, is geen enkele test statistisch significant. Dit is wellicht grotendeels te wijten aan de lage statistische power van de testen. Het kan ook zijn dat de negatieve respons van bepaalde taxa werd uitgebalanceerd. Op het eerste zicht lijkt de impact van boomkorvisserij verrassend (Collie *et al.*, 2000). Het gebrek aan data voor de boomkor is voor een groot deel een verklaring hiervoor. Anderzijds wordt vermeld dat de boomkorstudies voornamelijk in relatief dynamische, zanderige gebieden zijn uitgevoerd. In deze gebieden zijn de initiële effecten minder duidelijk.

2. Het effect van verstoring door visserij met dreggen, bordentrawls en de boomkor op populaties werd vastgelegd op een gemiddelde reductie van 55%. Het type vistuig is hiervoor een sterk significante verklarende variabele. Bordentrawls en boomkorren hebben duidelijk een minder negatieve impact dan dreggen (**Figuur 4-2**).



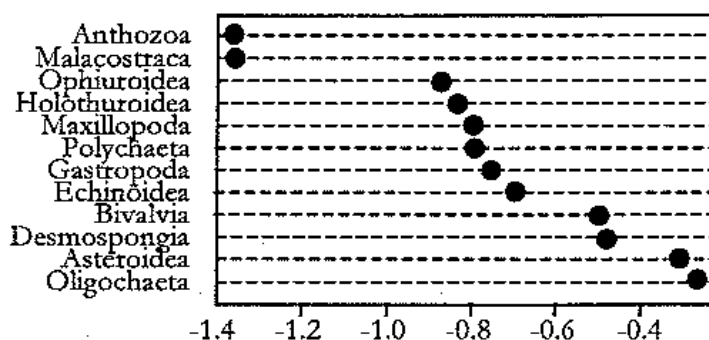
**Figuur 11-5** – De gemiddelde initiële responsen van alle organismen (X-as), geordend per type vistuig. Een initiële respons van 0 duidt aan dat er geen verandering is in de abundantie, terwijl een negatieve waarde een afname betekent. De grootte van afname in abundantie varieert volgens type vistuig. De waarden corresponderen als volgt met een procentuele afname:  $-0.1 = 10\%$ ;  $-0.22 = 20\%$ ;  $-0.35 = 30\%$ ;  $-0.5 = 40\%$ ;  $-0.68 = 50\%$ ;  $-1.35 = 75\%$ ;  $-4.61 = 100\%$  (Aangepast uit Collie *et al.* (2000))

Habitat was tevens een belangrijk verklarende variabele, maar minder significant. De meest negatieve effecten werden gevonden voor modderig zand en grint habitats (Figuur 4-3). De minste impact, daarentegen, in modderige habitats, wat in tegenstelling is met het resultaat uit analyse van het totaal aantal individuen en de soortenrijkdom. Uit deze analyse en de voorgaande, blijkt dat de resultaten voor het effect van habitat als verklarende variabele nogal inconsistente resultaten oplevert. De respons in zanderige habitats zijn gewoonlijk minder negatief, maar een duidelijke rangschikking is niet naar voor gekomen. Dit is wellicht te wijten aan het ongebalanceerde karakter van de data, waarbij vele combinaties van vistuig en habitat ondervertegenwoordigd zijn. De lage impact op modderige habitats bijvoorbeeld, is wellicht te wijten aan het feit dat de meeste studies in dit type habitat uitgevoerd zijn met bordentrawls.



**Figuur 11-6** - De gemiddelde initiële responsen van alle organismen (X-as), geordend per type habitat. Een initiële respons van 0 duidt aan dat er geen verandering is in de abundantie, terwijl een negatieve waarde een afname betekent. De grootte van afname in abundantie varieert volgens type habitat. De waarden corresponderen als volgt met een procentuele afname:  $-0.1 = 10\%$ ;  $-0.22 = 20\%$ ;  $-0.35 = 30\%$ ;  $-0.5 = 40\%$ ;  $-0.68 = 50\%$ ;  $-1.35 = 75\%$ ;  $-4.61 = 100\%$  (Aangepast uit Collie *et al.* (2000))

De variabele “Klasse” is eveneens onderzocht en bleek een significante respons te hebben op visserijverstoring. De grootste negatieve impact is waargenomen voor *Malacostraca* en *Anthozoa*. De abundantie van geen enkele van de onderzochte taxa steeg in abundantie (Figuur 4-4). Het effect op populaties is het meest consistente resultaat. De rangschikking is consistent met de verwachtingen over kwetsbaarheid van de klassen.



**Figuur 11-7** - De gemiddelde initiële responsen van diverse taxa (X-as), geordend per type. Een initiële respons van 0 duidt aan dat er geen verandering is in de abundantie, terwijl een negatieve waarde een afname betekent. De grootte van afname in abundantie varieert volgens type organisme. De waarden corresponderen als volgt met een procentuele afname:  $-0.1 = 10\%$ ;  $-0.22 = 20\%$ ;  $-0.35 = 30\%$ ;  $-0.5 = 40\%$ ;  $-0.68 = 50\%$ ;  $-1.35 = 75\%$ ;  $-4.61 = 100\%$  (Aangepast uit Collie *et al.* (2000))

3. De gegevens over het herstel van organismen zijn schaars en sterk verspreid. Tabel 4-1 toont aan dat er specifiek voor de boomkorvisserij slechts twee behandelingen zijn. Over het herstel van organismen, na acute verstoring door boomkorvisserij kunnen dus geen uitspraken worden gedaan. Over het type habitat kan gesteld worden dat herstel het snelst voorkomt in zanderige habitats. Gegevens over het herstel van organismen zijn van belang omdat deze in combinatie met ruimtelijke spreiding en visserij-inspanning belangrijke conclusies kunnen opleveren over de al dan niet schadelijke effecten van visserij.

### ***Besluiten Kaiser et al. (2006)***

Kaiser *et al.* (2006) hebben de database van Collie *et al.* (2000) uitgebreid, omdat, ondanks hun nuttige inzichten, het gebrek aan studies niet tot voldoende consistente conclusies heeft geleid, vooral wat betreft de herstelperiode van organismen. Het doel van Kaiser *et al.* (2006) was om op basis van de uitgebreide database, de directe effecten van vistuig te relateren aan habitats, de respons van verschillende functionele groepen te analyseren en het herstel na verstoring te bepalen. De studie werd opnieuw uitgevoerd voor verschillende types gesleept vistuig, m.n. de categorie van de bordentrawls, dreggen (eveneens opgesplitst in verschillende types) en de boomkorren. Bordentrawls en boomkorren zijn opnieuw niet opgesplitst in bijvoorbeeld boomkor met wekkers of boomkor met kettingmat. Het aantal publicaties over de boomkor werd wel uitgebreid. Naast de vier bovenvermelde studies werden ook de volgende studies opgenomen:

- Bergman & van Santbrink (2000);
- Schratzberger *et al.* (2002).

Voor een gedetailleerde beschrijving van de individuele studies wordt verwezen naar de individuele publicaties. Hun samenvattingen zijn terug te vinden in 4.2.7.1. De publicaties hebben voor de boomkorvisserij 9 extra manipulaties opgeleverd ten opzichte van Collie *et al.* (2000). Schratzberger *et al.* (2002) werd opgesplitst in twee behandelingen, terwijl Bergman & van Santbrink (2000) in 7 extra behandelingen heeft geresulteerd (grijs in Tabel 4-2). Bergman & van Santbrink (2000), de *peer-reviewed* publicatie van de resultaten van Lindeboom & de Groot (1998), leverde op zich geen nieuwe resultaten aan. Deze werden in Kaiser *et al.* (2006) wel als aparte behandelingen vermeld, maar net als in Collie *et al.* (2000) niet gebruikt in de analyses. Een tweede verschil tussen beide publicaties is dat de herstelgegevens van Bergman & Hup (1992) werden meegenomen en dat via Schratzberger *et al.* (2002) ook gegevens over herstel beschikbaar waren. De definities van de variabelen die in de database werden opgenomen zijn gelijkaardig aan die van Collie *et al.* (2000). Verder hebben Kaiser *et al.* (2006), identiek als bij Collie *et al.* (2000), een relatieve responsvariabele berekend om hun analyses op uit te voeren. Deze werd berekend op voornamelijk het verschil in densiteiten voor en na het slepen, maar voor bijvoorbeeld Schratzberger *et al.* (2002) werd ook rekening gehouden met het verschil in biomassa voor en na het slepen.

De responsvariabele werd als volgt berekend:

$$\% \text{ verschil X} = [(A_f - A_c)/A_c] * 100$$

waarbij  $A_f$  = abundantie in experimenteel bevist gebied (abundantie voor het vissen)

$A_c$  = abundantie in onbevist controlegebied (abundantie na het vissen)

**Tabel 11-3** - Samenvatting van de verschillende behandelingen, zoals ze uit de database, gebruikt voor Kaiser *et al.* (2006) zijn geëxtraheerd.

Referentie	Habitat	Diepte (m)	Herstelperiode
Bergman & Hup (1992)	Zand	30	15 dagen
Kaiser & Spencer (1996)	Grint	40	
Kaiser & Spencer (1996)	Grint	40	
Kaiser & Spencer (1996)	Zand	27	
Kaiser <i>et al.</i> (1998)	Grint	40	180 dagen
Kaiser <i>et al.</i> (1998)	Zand	27	180 dagen
Lindeboom & de Groot (1998)	Modderig zand	43-45	
Lindeboom & de Groot (1998)	Zand	20-24	
Bergman & van Santbrink (2000)	Zand	10	
Bergman & van Santbrink (2000)	Modderig zand	40-50	
Bergman & van Santbrink (2000)	Modderig zand	40-50	
Bergman & van Santbrink (2000)	Modderig zand	40-50	
Bergman & van Santbrink (2000)	Zand	10-40	
Bergman & van Santbrink (2000)	Zand	10-40	
Bergman & van Santbrink (2000)	Zand	10-40	
Schratzberger <i>et al.</i> (2002)	Modder	59	355 dagen
Schratzberger <i>et al.</i> (2002)	Zand	39	392 dagen

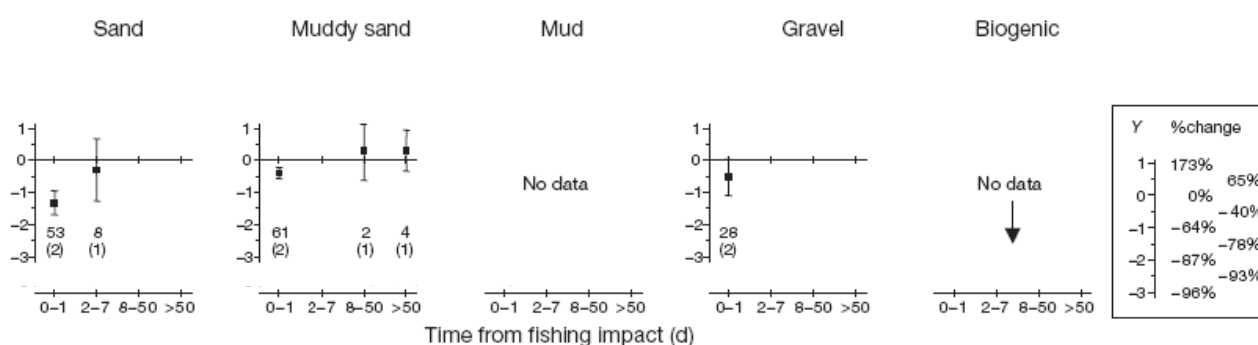
Kaiser *et al.* (2006) hebben één studie gevonden in modder, hoewel er in de publicatie geen enkele bruikbaar werd geacht. Er was geen studie over de effecten van boomkorvisserij in biogene structuren. Gemeenschappen in zachte substraten werden het meest bestudeerd waarvan de meest in zandige substraten. Er werd besloten dat het ontbreken van deze studies mogelijkwijds reflecteert dat het vistuig niet effectief kan worden gebruikt in dat type habitats. Er wordt bijvoorbeeld amper met de boomkor gevist in modderige substraten.

Kaiser *et al.* (2006) hebben analyses uitgevoerd over

1. het direct effect van een bepaald vistuig (hier wordt enkel boomkor vermeld) in een bepaald habitat op de responsvariabele in vier discrete tijdsintervallen.

2. het effect van vistuig en habitat combinaties op totaal aantal individuen en de soortenrijkdom.
3. het herstel van vistuig en habitat combinaties voor individuele phyla.
4. het herstel van vistuig en habitat combinaties voor functionele groepen

1. Om het direct effect van een bepaald vistuig in een bepaald habitat te onderzoeken werden de gegevens eerst opgesplitst in twee tijdsintervallen (0 tot 7 dagen en meer dan 8 dagen). Deze resultaten gaven geen extra informatie over de boomkorvisserij. De analyse waarbij de effecten in vier discrete tijdsintervallen werden opgesplitst, gaven wel specifieke informatie over de boomkorvisserij in verschillende habitats (Figuur 4-5).



**Figuur 11-8** - Op de Y-as wordt de log-getransformeerde waarde weergegeven van de responsvariabele Y. Dit is de respons van de benthische taxa op verstoring door de boomkor in verschillende habitatcategorieën. De responsvariabele is de procentuele verandering in abundantie van elk taxon in relatie tot de controleomstandigheden, i.e. voor het experimenteel slepen. De betekenis van de waarden wordt rechts in de Figuur procentueel uitgedrukt. Er zijn vier tijds categorieën, namelijk tussen 0-1dag, tussen 2 en 7 dagen, tussen 8 en 50 dagen en meer dan 50 dagen. De data zijn gemiddelde waarden  $\pm 2$ \*(standaardfout). Er is dus geen significant verschil tussen het slepen en niet slepen als de foutenvlaggen de X-as snijden. Voor modderige habitats en biogene structuren waren er geen of te weinig data. Het aantal onderaan de grafiek geeft het aantal datapunten weer voor dat tijdsinterval en tussen haakjes wordt het aantal studies weergegeven die tot dat aantal bijdragen. (Aangepast uit Kaiser *et al.* (2006))

In zandige substraten had de boomkor een relatief grote impact, hoewel het herstel snel leek te gebeuren. De aandacht wordt wel gevestigd op het kleine aantal datapunten voor de herstelperiode (53 ten opzichte van 8). Dit geeft eerder weer dat studies vooral de initiële effecten onderzoeken. In modderig zand werden gelijkaardige patronen verkregen. Voor modder en biogene structuren was echter te weinig data. In grint werd geen significante reductie van de abundantie vastgesteld, hoewel er duidelijk een negatieve respons werd weergegeven.

2. Het effect van vistuig en habitat combinaties op totaal aantal individuen en de soortenrijkdom gaf geen significante resultaten voor de boomkorvisserij. Het gebrek aan datapunten was hiervan wellicht de oorzaak.

3. Het effect van vistuig en habitat combinaties op het herstel van individuele phyla werd ook onderzocht. De tijdsvariabele werd continu beschouwd. Een enkelvoudige lineaire regressie werd uitgevoerd met de tijd als onafhankelijke variabele en de respons als afhankelijke variabele. De responsvariabele werd bekeken per habitat/vistuig-combinatie voor de gepoolde taxa of voor individuele phyla. Voor de boomkor waren er voor de gepoolde data enkel voldoende datapunten voor het habitat “Modderig Zand”, hoewel het slechts over enkele datapunten gaat (Figuur 4-5). Tabel 4-3 geeft aan voor de verschillende habitats met gegevens over de impact van boomkorverstoring wat de verandering van de responsvariabele was voor één dag. Anderzijds wordt de tijd weergegeven waarbij de responsvariabele teruggevallen is op -20% en -10%. Deze waarden worden als illustratie meegegeven om aan te duiden hoe lang het duurt vooraleer herstel kan plaatsvinden (Tabel 4-3). Voor de boomkorvisserij zijn deze data echter gebaseerd op weinig datapunten (4) uit één studie (Schratzberger *et al.*, 2002).

**Tabel 11-4** - Een samenvatting van de impact en herstelstatistieken voor boomkorvisserij in drie types habitat. De impact van de boomkor in modder en biogeen gestructureerde habitats is onvoldoende en/of niet onderzocht. De tijd is verkregen door het intersect van de lineaire regressie te nemen. De resultaten moeten dus met voorzichtigheid worden geïnterpreteerd, want deze zijn afhankelijk van de keuze voor lineaire regressie als analysetechniek. Voor de impact van boomkorvisserij op grint en zand zijn er geen data over herstel. Voor de impact in modderig zand zijn voldoende data voorhanden. De regressie is ook significant gebleken. (Aangepast uit Kaiser *et al.* (2006))

Habitat	Verandering van de responsvariabele na één dag (%)		Tijd nodig om -20% herstel te hebben		Tijd nodig om -10% herstel te hebben	
	Gemiddeld	Min.	Gemiddeld	Max.	Gemiddeld	Max.
Grint	-42	-22	Geen data over herstel, maar een significante, initiële vermindering van abundantie			
Modderig zand	-38	-28	5d	29d	11d	236d
Zand	-37	-55	Geen data over herstel, maar een significante, initiële vermindering van abundantie			

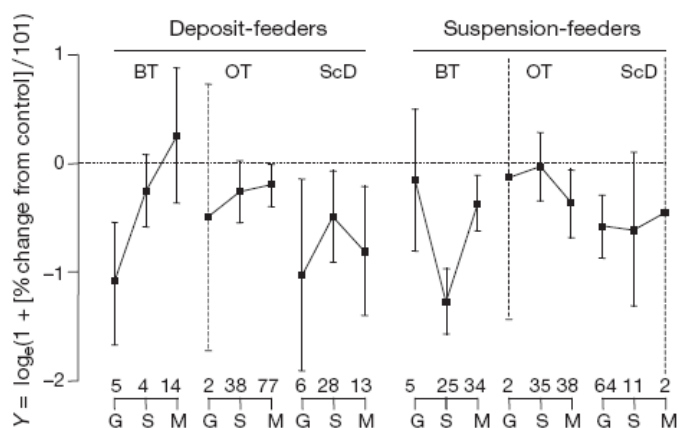
Het effect van boomkorvisserij op individuele taxa werd onderzocht. Als diverse phyla echter geen onderling significant verschil gaven, dan werden ze samen gebracht. Tabel 4-4 geeft een samenvatting van de bevindingen.

**Tabel 11-5** - Een samenvatting van de impact en herstelstatistieken voor boomkorvisserij in drie types habitat. De diverse phyla zijn Ann = *Anneliden*; Cru = *Crustacea*; Ech = *Echinodermata*; Moll = *Mollusca* en Oth = *Others*. De taxa die geen significante onderlinge verschillen opleveren, zijn gepoold.

Habitat	Phylum	Verandering van de respons-variabele na één dag (%)		Tijd nodig om -20% herstel te hebben		Tijd nodig om -10% herstel te hebben	
		Gemiddeld	Min.	Gemiddeld	Max.	Gemiddeld	Max.
Grint	Ann			Geen data over herstel, maar een significante, initiële vermindering van abundantie			
	Cru						
	Ech	-42	-22				
	Moll						
Modderig zand	Ann			Geen data over herstel, maar een duidelijk significante, initiële vermindering van abundantie (hoewel deze klein is)			
	Cru						
	Ech	-29	-22				
	Moll						
	Oth	-54	-2				
Zand	Ann	-21	0	Er is geen bewijs van een initiële vermindering (p=0.44) en er zijn geen data over herstel			
	Cru			Geen data over herstel, maar een duidelijke en grote significante, initiële vermindering van abundantie			
	Ech	-75	-66				
	Moll						

\*Deze maximum tijd is geschat door extrapolatie van de lineaire regressie. De interpretatie moet dus met de nodige voorzichtigheid worden uitgevoerd.

4. Het effect van vistuig en habitat combinaties op het herstel van twee functionele groepen, namelijk “*deposit-feeders*” en “*suspension-feeders*” werd per habitat/vistuig-combinatie bekeken. De respons op de boomkorvisserij varieerde sterk met de meeste negatieve effecten op “*deposit-feeders*” in grint-habitats, terwijl “*suspension-feeders*” vooral in zanderige habitats negatief werden beïnvloed (Figuur 4-6).



**Figuur 11-9** - Gemiddelde initiële respons (tot 7 dagen na verstoring) met 95% betrouwbaarheids-intervallen voor boomkorvisserij (BT) in verschillende habitats (Grind - G; Zand - S; Modderig zand / Modder - M). Het aantal datapunten in de berekening is de waarde gegeven boven de X-as.



## **11.6 Annex 6: Onderzoek of het mogelijk is de KBIN/BMM/VLIZ duikcampagnes te gebruiken voor de inschatting van de situatie rond de wrakken m.b.t. spookvissen.**

### **11.6.1 Inleiding**

Ghost fishing of spookvissen is een probleem bij de visserij dat vrijwel exclusief voorkomt bij het vissen met passief vistuig, en in het bijzonder staand want. Ghost fishing komt vrijwel niet voor bij bodem-sleepnetvisserij. Vandaar dat het opportuun is om in het kader van dit project eerste stappen te ondernemen om dit probleem verder te onderzoeken.

### **11.6.2 Materiaal en methoden**

Vanaf de Belgica en de Zeeleeuw worden geregeld onderzoekscampagnes uitgevoerd met duikers. Deze campagnes worden georganiseerd in het kader van andere projecten, maar er kon eventueel een bijkomende opdracht gegeven worden aan de duikers in het kader van het WAKO project. Gegevens die nuttig verzameld zouden worden tijdens de duikcampagnes in het kader van WAKO waren de volgende:

Melding van de aanwezigheid van netten van verschillende types op de plaatsen waar gedoken wordt, en in het bijzonder rond scheepswrakken.

Aanduiding van het aantal netten van verschillende types, en indien mogelijk een schatting van de lengte van die netten.

Onderzoek van de aanwezigheid van organismen in de netten (soorten en aantallen).

Aanduiding van de toestand van de organismen in de netten (vb. aanwezigheid van rotte kadavers).

### **11.6.3 Resultaten**

Door technische problemen is de duikcampagne tussen 3 en 7 juli 2006 niet doorgegaan; in juni 2006 was tijdens één van de manipulaties van een ROV aan boord van de Belgica een illegaal drijfnet door de schroeven gegaan. De duikers van de Irish Naval Service hebben zoveel mogelijk touw uit de schroeven gehaald. Het herstel vond plaats in de weken daarna, zodat de duikcampagne gepland van 3-7 juli 2006 geannuleerd moest worden.

### **11.6.4 Discussie**

Tijdens een studiedag m.b.t. visserij en wrakken, georganiseerd door het Provinciaal Ankerpunt Kust in opdracht van de federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu (20 juni 2006) gebleken dat sommige vissers, maar waarschijnlijk niet de Belgische, soms warrelnetten uitzetten over een wrak heen – meestal bij sterk verweerde wrakken. Dergelijke praktijk, aangeklaagd door duikers, verhoogt waarschijnlijk de kans om meer vis te vangen, maar verhoogt ongetwijfeld tevens de mogelijkheid tot het verloren gaan van warrelnetten.

In onze wateren zijn er voorlopig geen bewijzen voor ghost fishing door verloren gegaan staand want. In 2006 werd door duikers een dode bruinvis aangetroffen naast een wrak, maar er was geen indicatie dat dit dier verdrongen was in een ghost net. Er is wel bewijs van het verloren gaan van netten, en van het verstrikken van andere organismen in ghost netten; de vaststellingen zijn dat vooral kabeljauwachtigen en kreeftachtigen zoals de noordzeekrab kwetsbaar zijn voor verstrikking in dergelijke netten.

In 2004-2005 werd een zeer uitgebreide studie uitgevoerd naar het probleem van ghost fishing in Europese wateren (Brown *et al.*, 2005). De conclusies van deze studies zijn dat het probleem van ghost fishing zich vooral voordoet bij statisch vistuig, en meer bepaald de verschillende types kieuwnetten. In ondiep water waar een relatief sterke stroming voorkomt, zullen verloren kieuwnetten sneller oprollen, waardoor hun mogelijkheden nog organismen te verstrikken snel kleiner wordt. Dieren en planten die zich op de verloren gegane netten afzetten, of erin verstrikt raken, maken het net beter zichtbaar met hetzelfde resultaat. In minder dan een jaar tijd zouden verloren gegane netten gescheurd, opgerold en volledig begroeid zijn; hun mogelijkheid om vis te vangen zou in enkele maanden tijd tot minder dan 5% van een normaal uitgezet net gedaald zijn. Een studie van Matsuoka *et al.* (2005) toonde aan dat oudere, begroeide ghost nets rond een kunstrijf hun potentieel om organismen te verstrikken behielden, maar dat netten uitgezet op een vlakke bodem bij het verloren gaan hun vangspotentieel snel verliezen. Volgens Brown *et al.* (2005) zouden ghost nets vooral in dieper water met weinig stroming veel schade kunnen aanrichten, tot meer dan 8 jaar nadat ze verloren gingen.

Volgens Brown *et al.* (2005) zou minder dan 1% van de netten die uitgezet worden, verloren gaan. Dit lijkt weinig, maar kan wel een grote hoeveelheid net betekenen, gezien de totale lengte van de netten die uitgezet worden. Nog volgens deze studie zouden vissers veel moeite doen om verloren netten te recupereren, gezien hun kostprijs. Men kan zich de vraag stellen of dit in de zuidelijke Noordzee ook het geval is. Het op zee weggooien van gebruikte en versleten netten kan bovendien een bijkomend probleem vormen.

### **11.6.5 Aanbevelingen**

Voor het verlies van warrelnetten kan resulteren in ghost fishing. Er is weinig informatie over ghost fishing in Belgische wateren. De zuidelijke Noordzee is een gebied waarin af en toe conflicten voorkomen (voorkwamen?) tussen bodem-sleepnetvissers en warrelnetvissers, vaak met beschadiging en verlies van warrelnetten tot gevolg. Het is niet gekend in hoeverre dit fenomeen voorkomt, waar dit een probleem vormt, en in welke mate dit resulteert in het verlies aan netten. Een bevraging van de warrelnetvissers hierover zou nuttig zijn om ruimtelijke conflicten in te kunnen schatten.

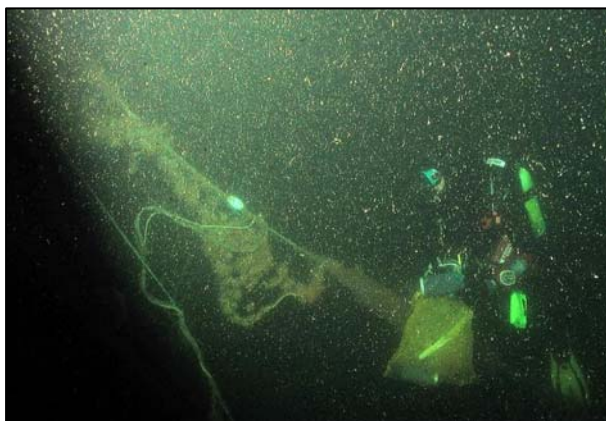
Daarnaast kan geschat worden hoeveel net jaarlijks op zee verloren gaat tijdens het uitvoeren van de warrelnetvisserij (zoals het verlies aan netten rond wrakken), en wat het lot is van versleten netten. Een meer systematische rapportering van netten en ghost fishing bij onderzoek waarbij duikers ingezet

worden, zou nuttig zijn om dit verlies en de effecten aan te tonen en te kwantificeren. Daartoe zou een standaard invulformulier klaargemaakt kunnen worden.

Indien dit noodzakelijk zou blijken, kan nagegaan worden welke maatregelen eventueel nuttig zijn (cfr. Brown & Macfadyen, 2007).

#### **11.6.6 Referenties**

- Brown, J. & Macfadyen, G., 2007. Ghost fishing in European waters: Impacts and management responses. *Marine Policy* Vol.31, Issue 4: 488-504.
- Brown, J., Macfadyen, G., Huntington, T., Magnus, J. & Tumilty, J., 2005. Ghost fishing by lost fishing gear. Final report to DBG Fisheries and Maritime Affairs of the European Commission. Fish/2004/20. Institute for European Environmental Policy/Poseidon Aquatic Resource Management ltd: joint report, UK.132p.
- Matsuoka, T., Nakashima, T. & Nagasawa, N., 2005. A review of ghost fishing: scientific approaches to evaluation and solutions. *Fisheries Science* 71 (4): 691–702.



**Figuur 11-10** - Verloren gegaan staand want op het wrak van de Birkenfels (foto A.Norro, KBIN/BMM).



**Figuur 11-11** - Het is niet altijd staand want dat verloren gaat op wrakken: dit zijn de resten van een sleepnet (foto A.Norro, KBIN (BMM)).



**Figuur 11-12** - Verloren en opgerold (illegaal) warrelnet (westelijke kustbanken, 1997; foto BMM/KBIN).

**Figuur 11-13** - Ghost fishing: tong in staat van ontbinding in ghostnet (westelijke kustbanken, 1997; foto BMM/KBIN).

