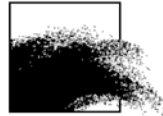


KONINKLIJK BELGISCH INSTITUUT VOOR NATUURWETENSCHAPPEN

BEHEERSEENHEID VAN HET MATHEMATISCH MODEL
VAN DE NOORDZEE (BMM)

AFDELING 15
BEHEER VAN HET MARIENE ECOSYSTEEM



Studie betreffende het opstellen van een lijst van potentiële Habitatrictlijnggebieden in het Belgische deel van de Noordzee

Degraer, S., U. Braeckman, J. Haelters, K. Hostens, T. Jacques, F. Kerckhof,
B. Merckx, M. Rabaut, E. Stienen, G. Van Hoey, V. Van Lancker en M. Vincx

Vorbereid voor projectnummer DG5/MM/GR/08018

In samenwerking met:



Universiteit Gent
Sectie Mariene Biologie



Instituut voor Landbouw
en Visserijonderzoek -
Visserij



Instituut voor Natuur-
en Bosonderzoek

Auteurs en affiliatie

Degraer, S.⁽¹⁾, U. Braeckman⁽²⁾, J. Haelters⁽¹⁾, K. Hostens⁽³⁾, T. Jacques⁽¹⁾, F. Kerckhof⁽¹⁾, B. Merckx⁽²⁾, M. Rabaut⁽²⁾, E. Stienen⁽⁴⁾, G. Van Hoey⁽³⁾, V. Van Lancker⁽¹⁾ en M. Vincx⁽²⁾

⁽¹⁾ Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, Beheerseheid van het Mathematisch Model van de Noordzee, Marine Ecosystem Management Section
Gulledelle 100, 1200 Brussel
3de en 23ste Linieregimentsplein, 8400 Oostende

⁽²⁾ Universiteit Gent, Vakgroep Biologie, Sectie Mariene Biologie
Krijgslaan 281-S8, 9000 Gent

⁽³⁾ Instituut voor Landbouw- en Visserij-onderzoek – Visserij
Ankerstraat 1, 8400 Oostende

⁽⁴⁾ Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek
Kliniekstraat 25, 1070 Brussel

Citatie

Degraer, S., U. Braeckman, J. Haelters, K. Hostens, T. Jacques, F. Kerckhof, B. Merckx, M. Rabaut, E. Stienen, G. Van Hoey, V. Van Lancker & M. Vincx (2009). Studie betreffende het opstellen van een lijst met potentiële Habitatrictlijn gebieden in het Belgische deel van de Noordzee. Eindrapport in opdracht van de Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu, Directoraat-generaal Leefmilieu. Brussel, België. 93 pp.

Dit document werd door de BMM uitgegeven in January 2010.

Status draft
 finale versie
 herziene versie van het document
 vertrouwelijk

Beschikbaar in Engels
 Nederlands
 Frans

Indien u nog vragen heeft of bijkomende exemplaren van dit document wenst, gelieve contact op te nemen met de uitgever:

BMM
Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen
Gulledelle 100, B-1200 Brussel, België
Telefoon: +32 2 773 2111
Fax: +32 2 773 2112

INHOUDSTAFEL

Deel 1. Beoordeling van de gebieden van de habitattypen van Bijlage I van de Habitatrichtlijn die in het Belgische deel van de Noordzee voorkomen	1
1.1. Selectie Habitattypes Bijlage 1, relevant voor het Belgisch deel van de Noordzee	1
1.1.1. Historiek habitatrichtlijngebieden in het Belgisch deel van de Noordzee	1
1.2. Beoordeling Habitattypes Bijlage 1, relevant voor het Belgisch deel van de Noordzee:	
Habitatype 1110	3
1.2.1. What's in a name?	3
1.2.2. Kartering	3
1.2.3. Ecologische karakterisatie: Differentiatie biotopen	5
1.2.4. Biologische waardering	7
1.2.5. Analyses op biotoopniveau: rangschikking van de zandbanken	11
1.2.5.1. Strategie	11
1.2.5.2. Scenario's	14
Scenario 1	14
Scenario 2	15
Scenario 3	17
Scenario 4	19
1.2.6. Bedreigingen Habitatype 1110	21
1.2.7. Discussie	22
1.3. Beoordeling Habitattypes Bijlage 1, relevant voor het Belgisch deel van de Noordzee:	
Habitatype 1170	23
1.3.1. What's in a name?	23
1.3.1.1. Ecologische waarde potentiële 1170 habitats	23
Ecologische waarde van <i>Lanice conchilega</i> aggregaties	23
Ecologische waarde van grindbedden	24
1.3.1.2. Huidige bedreigingen potentiële 1170 habitats	25
Huidige bedreigingen van <i>Lanice conchilega</i> aggregaties en beschermingsdoelstellingen	25
Huidige bedreigingen van grindbedden en beschermingsdoelstellingen	26
1.3.1.3. Habitatrichtlijn als beschermingsinstrument	26
1.3.1.4. Conclusie	29
1.3.2. Kartering	30
1.3.2.1. <i>Lanice conchilega</i> aggregaties	30
1.3.2.2. Grindbedden	34
Deel 2. Beoordeling van de gebieden van zeezoogdiersoorten van bijlage II van de Habitatrichtlijn, die in het Belgische deel van de Noordzee voorkomen	39
2.1. Walvisachtigen	39
2.1.1. Inleiding	39
2.1.2. Tuimelaar <i>Tursiops truncatus</i>	40
2.1.2.1. Omvang en dichtheid van de populatie	40
Strandingen	40
Waarnemingen	40
2.1.2.2. Mate van instandhouding, herstelmogelijkheden en mate van isolatie van de populatie in het natuurlijke verspreidingsgebied	41
2.1.2.3. Algemene beoordeling van de betekenis van het gebied voor de instandhouding van de soort	41
2.1.3. Bruinvis <i>Phocoena phocoena</i>	43
2.1.3.1. Omvang en dichtheid van de populatie	43
2.1.3.2. Mate van instandhouding, herstelmogelijkheden en mate van isolatie van de populatie in het natuurlijke verspreidingsgebied	47
2.1.3.3. Algemene beoordeling van de betekenis van het gebied voor de instandhouding van de soort	47
2.2. Zeehonden	48
2.2.1. Inleiding	48
2.2.2. De gewone zeehond <i>Phoca vitulina</i>	48
2.2.2.1. Omvang en dichtheid van de populatie	48

2.2.2.2. Mate van instandhouding, herstelmogelijkheden en mate van isolatie van de populatie in het natuurlijke verspreidingsgebied	49
2.2.2.3. Algemene beoordeling van de betekenis van het gebied voor de instandhouding van de soort	52
2.2.3. Grijsje zeehond <i>Halichoerus grypus</i>	52
2.2.3.1. Omvang en dichtheid van de populatie	52
2.2.3.2. Mate van instandhouding, herstelmogelijkheden en mate van isolatie van de populatie in het natuurlijke verspreidingsgebied	53
2.2.3.3. Algemene beoordeling van de betekenis van het gebied voor de instandhouding van de soort	53
2.3. Besluit zeezoogdieren	54
Evaluatie Galway conclusies	54
Deel 3. Beoordeling van de gebieden van de andere soorten van Bijlage II van de Habitatrichtlijn, die in het Belgische deel van de Noordzee voorkomen.....	55
3.1. Overzicht van de soorten	55
3.2. Werkwijze.....	57
3.3. Bespreking per soort	58
3.3.1. Zeepriek <i>Petromyzon marinus</i>	58
3.3.1.1. Omvang en dichtheid van de populatie	58
3.3.1.2. Mate van bescherming (instandhouding, herstelmogelijkheden) en mate van isolatie van de populatie in het natuurlijke verspreidingsgebied.....	58
3.3.1.3. Algemene beoordeling van de betekenis van het gebied voor de instandhouding van de soort	59
3.3.2. Rivierpriek <i>Lampetra fluviatilis</i>	59
3.3.2.1. Omvang en dichtheid van de populatie	59
3.3.2.2. Mate van instandhouding, herstelmogelijkheden en mate van isolatie van de populatie in het natuurlijke verspreidingsgebied	60
3.3.2.3. Algemene beoordeling van de betekenis van het gebied voor de instandhouding van de soort	60
3.3.3. Europese Atlantische steur <i>Acipenser sturio</i>	62
3.3.3.1. Omvang en dichtheid van de populatie	62
3.3.3.2. Mate van instandhouding, herstelmogelijkheden en mate van isolatie van de populatie in het natuurlijke verspreidingsgebied	63
3.3.3.3. Algemene beoordeling van de betekenis van het gebied voor de instandhouding van de soort	63
3.3.4. Fint <i>Alosa falax</i>	63
3.3.4.1. Omvang en dichtheid van de populatie	64
3.3.4.2. Mate van instandhouding, herstelmogelijkheden en mate van isolatie van de populatie in het natuurlijke verspreidingsgebied	65
3.3.4.3. Algemene beoordeling van de betekenis van het gebied voor de instandhouding van de soort	66
3.3.5. Elft <i>Alosa alosa</i>	66
3.3.5.1. Omvang en dichtheid van de populatie	66
3.3.5.2. Mate van instandhouding, herstelmogelijkheden en mate van isolatie van de populatie in het natuurlijke verspreidingsgebied	67
3.3.5.3. Algemene beoordeling van de betekenis van het gebied voor de instandhouding van de soort	67
3.4. Conclusie	68
Populatie	68
Populatiepercentage	68
Bescherming	68
Isolatie.....	68
Algemeen	68
Evaluatie Galway conclusies	69
Deel 4. Opstellen van een lijst van gebieden welke in aanmerking komen om als Gebied van Communautair Belang in het Belgische deel van de Noordzee aangeduid te worden.....	70
4.1. Inleiding.....	70
4.2. Integratiestrategie	71
4.2.1. Projectstrategie	71
4.2.2. Vlake van de Raan.....	72

4.3. Geïntegreerde selectie potentieel Habitatrichtlijngebied.....	73
4.3.1. Integratie Delen 1, 2 en 3.....	73
4.3.1.1. Aanduiding van de delimitatie	73
4.3.1.2. Oppervlakte	74
4.3.1.3. Nauwkeurige beschrijving van het belang en verantwoording voor de afbakening & Nauwkeurige gebiedsbeschrijving, inclusief de kwaliteit en de kwetsbaarheid	74
Habitatype 1110	74
<i>Lanice conchilega</i> aggregaties	76
Grindbedden	77
Bijlage II soorten.....	78
4.3.1.4. vergelijking met de aanduiding van beschermde gebieden in Frankrijk	78
4.3.2. Vlakte van de Raan.....	79
4.3.2.1. Inleiding	79
4.3.2.2. Recente wetenschappelijke inzichten	79
4.3.2.3. Resultaten uit deze studie.....	80
4.3.2.4. Voorstel tot aanmelding	80
4.3.2.5. Conclusie	82
4.3.2.6. vergelijking met de aanduiding van beschermde gebieden in Nederland.....	82
Deel 5. Referenties.....	84
Deel 6. Annex 1	91

DEEL 1. BEOORDELING VAN DE GEBIEDEN VAN DE HABITATTYPEN VAN BIJLAGE I VAN DE HABITATRICHTLIJN DIE IN HET BELGISCHE DEEL VAN DE NOORDZEE VOORKOMEN

1.1. SELECTIE HABITATTYPES BIJLAGE 1, RELEVANT VOOR HET BELGISCH DEEL VAN DE NOORDZEE

Zoals aangehaald in de offerte worden twee habitattypen uit de Bijlage 1 beschouwd als mogelijk voorkomend in het Belgisch deel van de Noordzee: (1) Habitattypen 1110 “Zandbanken” en (2) Habitattypen 1170 “Riffen”.

Een concrete invulling en karakterisatie van het Habitattypen 1110 “Zandbanken” en een evaluatie van het voorkomen van Habitattypen 1170 “Riffen” vormden dan ook de eerste stappen binnen het project.

1.1.1. HISTORIEK HABITATRICHTLIJNGEBIEDEN IN HET BELGISCH DEEL VAN DE NOORDZEE

In 2005 werden twee habitatrictlijnen aangeduid in het BDNZ (14/10/2005 KB N. 2005 – 2919). Het gaat om twee 1110-gebieden in de kustzone: Trapegeer-Stroombank (SAC1) en De Vlake van de Raan (SAC2) (Figuur 1.0). Het KB vermeldt voor het aanduiden van de vogel- en habitatrictlijngebieden de adviezen van de BMM, het INBO, het onderzoekscentrum voor Zeevisserij en het Departement mariene ecologie (sic) van de Universiteit Gent.

Het KB vermeldt in een inleidende paragraaf dat de zone “Trapegeer Stroombank” wordt voorgesteld door België onder de code BEMNZ0001 om te kunnen worden opgenomen in de lijst met zones van communautair belang. Verder stelt het KB dat 42.87 procent van de oppervlakte van deze zone van het type natuurlijke habitat van communautair belang omvat, en dit een hoge graad van representativiteit betreft en dat recent oceanografisch onderzoek de hoge graad van behoud van de structuur en de functies van dat type habitat bevestigt.

Voor de aanduiding van de Vlake van de Raan wordt in de inleiding van het KB o.a. verwezen naar het grensoverschrijdend karakter van deze zandbank. Na het aanmelden hiervan werd een klacht ingediend bij de Raad Van State omdat een eerder toegekende bouwvergunning en exploitatievergunning voor de bouw van windmolens in het gebied hierdoor nietig werd (Artikel 10 van het KB). In februari 2008 vernietigde de Raad van State de instelling van dit gebied, wegens onvoldoende motivatie (zie ook verder in Deel 4).

De aanmelding van het gebied bij de Commissie als Site of Community Interest (SCI) dateert van 1996. Bij deze aanmelding werd ook rekening gehouden met de status van het gebied (de zones minder dan 6 meter diep bij laagtij) als Ramsargebied. Dat Ramsargebied was reeds in 1984 aangeduid voor zeevogels en vooral als belangrijk overwinteringsgebied van de zwarte zee-eend.



Figuur 1.0 Belgisch deel van de Noordzee met aanduiding van het habitatrictlijngebied Trapegeer-Stroombank aan de westkust (SAC1) en het habitatrictlijngebied "Vlakte van de Raan" (SAC2, vernietigd door de Raad van State op 1 februari 2008).

1.2. BEOORDELING HABITATTYPES BIJLAGE 1, RELEVANT VOOR HET BELGISCH DEEL VAN DE NOORDZEE: HABITATTYPE 1110

1.2.1. WHAT'S IN A NAME?

Er werd beslist om Habitattype 1110 in het Belgisch deel van de Noordzee te omschrijven als “het structureel en functioneel ondeelbaar geheel van zandbanktop en flankerende geulen”, zoals morfologisch te onderscheiden aan de hand van bathymetrische kaarten.

Hierbij zijn vooral de overwegingen van belang:

- (1) waar nodig strekt het Habitattype 1110 zich uit beneden de 20 m dieptelijn
- (2) nagenoeg het volledige Belgische deel van de Noordzee wordt als Habitattype 1110 beschouwd (enkel het meest noordelijk deel, ten noorden van de Hinderbankenregio, valt buiten het Habitattype 1110).
- (3) De biologische waarde, zoals bepaald in Derous *et al.* (2007c), biedt een uitstekende mogelijkheid om de zandbanken in functie van de beschermingsprioritering te karakteriseren en onderling te vergelijken; dit eventueel aangevuld met bijkomende variabelen.

1.2.2. KARTERING

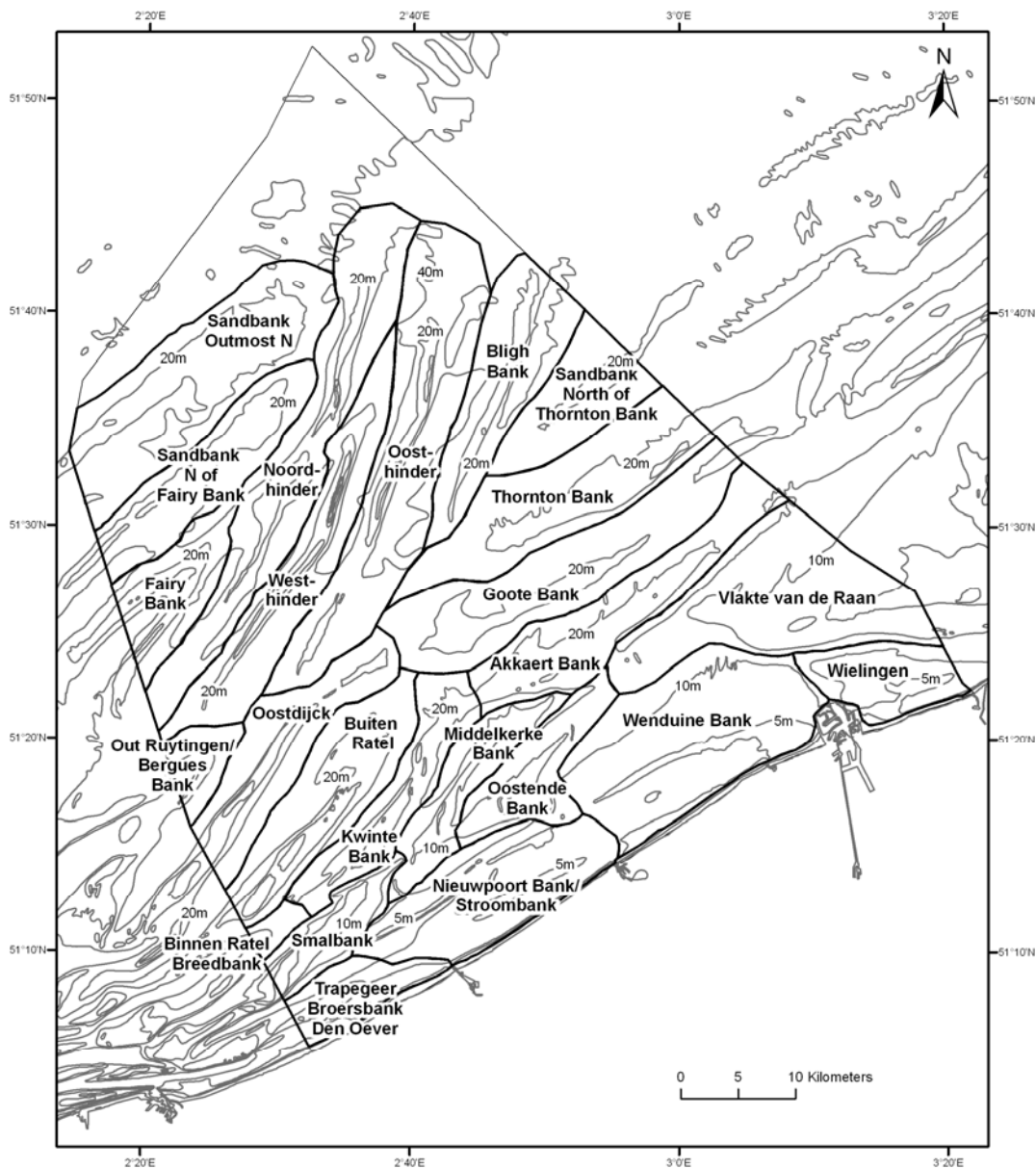
In consensus tussen alle partners werd beslist over de concrete implementatie van habitattype 1110 in het Belgisch deel van de Noordzee en werd een protocol voor afbakening van de individuele zandbanken afgesproken.

Vanuit morfologisch oogpunt is het Belgische deel van de Noordzee (BDNZ) een zandbank-geulen systeem. Als de geomorfologie van de zandbank wordt gerespecteerd, dan dient, in planvorm, het oppervlakte beschouwd te worden tussen de basisconconcaviteiten (i.e. de laagste ligging) langs weerszijden van de zandbank. Dit betekent dat de geulen, tussen de banken, tot 2 zandbanken behoren waarbij de scheidingslijn wordt bepaald in het diepste deel van de geul.

Voor de afbakening van de zandbanken werden aldus 2 datasets gebruikt:

- (1) Een digitaal diepteterreinmodel (DTM) van het BDNZ, op een resolutie van 80 m. De dieptewaarden zijn afkomstig van het Agentschap Maritieme Dienstverlening, Afdeling Kust, Vlaamse Hydrografie (Van Lancker *et al.*, 2007a);
- (2) Bathymetrische positie-index (BPI), als afgeleide van het DTM (Verfaillie *et al.*, 2007); de BPI is een maat van hoe een bepaalde locatie of gridcel zich relatief verhoudt tot de naburige gridcellen. Door het afstemmen van zoekradii, kan op verschillende schalen het terrein geklasseerd worden in vlaktes, depressies, topzones en hellingen. Op die manier zouden zandbanken op een automatische manier kunnen gefilterd worden. Dit geeft inderdaad goede resultaten voor de zeewaarts gelegen banken, doch de Belgische kustzone wordt hierbij als een vlakke zone afgebakend omwille van de weinig uitgesproken morfologie.

Voor de uiteindelijke afbakening werd dan ook gebruik gemaakt van zowel het DTM als de BPI. Scheidingslijnen, tussen de banken, werden getekend waar de BPI depressies berekende of in het diepste gedeelte van de geul. Aldus werden 24 zandbanksystemen onderscheiden (zie figuur 1.1). In het noordelijk deel van het BDNZ gaan de zandbanken geleidelijk over in een zandgolvenveld; dit gebied werd niet geklasseerd als Habitattype 1110.



Figuur 1.1. Het Habitatype 1110 in het BDNZ met aanduiding van de 24 zandbanken. Scheidingslijnen tussen de banken werden getekend waar de BPI depressies berekende of in het diepste gedeelte van de geul.

Het dient echter opgemerkt dat de morfologie op vele plaatsen heel complex is wat leidde tot *ad hoc* beslissingen waar de scheiding tussen 2 banken zich bevindt. Dit is vooral het geval ten noorden en zuiden van de Vlaamse Banken waarbij de morfologie van het ene banksysteem geleidelijk aan overgaat naar een ander banksysteem. De kustzone is echter bijzonder complex. Hierbij werd het morfologisch continuüm van de zandbanken gerespecteerd; aldus is Den Oever-Trapegeer en Broersbank één zone, alsook de Nieuwpoort Bank-Stroombank-Baland Bank en is de Wenduine Bank in zijn ruimere geomorfologische omgeving afgebakend. Ook ten oosten van Zeebrugge werd één zone beschouwd met de Paardenmarkt en de Wielingen als één geheel. De zuidwaartse grens van de kustzonecellen is arbitrair gekozen op de vooroever.

Alle zones hebben een verheven topografie, zijn permanent onderwater en hoofdzakelijk omringd met dieper water. Een GIS shapefile met de zones werd opgesteld en is beschikbaar op de CDrom, bijgevoegd aan dit rapport.

De functionele ondeelbaarheid van de zandbanken, zoals door de partners in consensus overeengekomen tijdens de startvergadering dd. 04/02/2009, maakt dat dit de kleinste mogelijke eenheden zijn om als Habitattype 1110 aan te duiden.

1.2.3. ECOLOGISCHE KARAKTERISATIE: DIFFERENTIATIE BIOTOPEN

Vier algemeen voorkomende macrobenthische gemeenschappen kunnen worden onderscheiden in de subtidale mobiele substraten van het Belgische deel van de Noordzee. Deze worden elk gekenmerkt door karakteristieke soorten, diversiteit en dichtheid en worden elk in een specifieke en goed-gedefinieerde omgeving waargenomen (Degraer *et al.*, 2003; Van Hoey *et al.*, 2004):

- Een lage soortenrijkdom (gemiddeld 7 spp./0,1 m²), maar vrij hoge dichtheid (gemiddeld 967 ind./m²) kenmerkt de *Macoma balthica* gemeenschap, typisch voorkomende in slibbige sedimenten (mediane korrelgrootte: gemiddeld 95 µm).
- De *Abra alba* (– *Mysella bidentata*) gemeenschap wordt gekenmerkt door een hoge dichtheid (gemiddeld 6432 ind./m²) en een hoge soortenrijkdom (gemiddeld 30 spp./0,1 m²) en wordt typisch in slibrijk (gemiddeld 5.8 % slib) fijn zand (mediane korrelgrootte: gemiddeld 219 µm) aangetroffen.
- De *Nephtys cirrosa* gemeenschap bezit een lage dichtheid (gemiddeld 402 ind./m²) en een lage soortenrijkdom (gemiddeld 7 spp./0,1 m²) en leeft typisch in zuivere (gemiddeld 0.4 % slib) fijn tot medium zandige (mediane korrelgrootte: gemiddeld 274 ind./m²) sedimenten.
- Een zeer lage dichtheid (gemiddeld 190 ind./m²) en soortenrijkdom (gemiddeld 5 spp./0,1 m²) typeert de *Ophelia limacina* (– *Glycera lapidum*) gemeenschap, aan te treffen in medium- tot grofzandige (mediane korrelgrootte: gemiddeld 409 ind./m²) bodems.

Deze gemeenschappen komen niet geïsoleerd van elkaar voor: graduele overgangen tussen de gemeenschappen worden wijd verbreid in het BDNZ aangetroffen.



Macoma balthica



Abra alba



Nephtys cirrosa



Ophelia limacina
(Foto's H. Hillewaert, ILVO)

Als eerste fysische karakterisatie van de geïdentificeerde zandbanken, werd voor elk van de 24 individuele zandbanken de relatieve verdeling van de habitatgeschiktheid voor de vier macrobenthische gemeenschappen bepaald (de *Macoma balthica*, *Abra alba*, *Nephtys cirrosa* en *Ophelia limacina* gemeenschap worden hier als biotopen beschouwd; zie Degraer *et al.*, 2008) (Figuur 1.2). De habitatgeschiktheid werd bepaald aan de hand van enkele sedimentologische karakteristieken (mediane korrelgrootte en slibgehalte), zoals beschreven in Degraer *et al.* (2008; resolutie: 250 x 250 m). Met andere woorden, bij deze oefening werden de individuele zandbanken onderverdeeld in biotopen op basis van het habitatgeschiktheidsmodel (zie ook Tekstbox 1).

De totale oppervlakte van het onderzochte zandbankengebied bedraagt 3148 km². Bij een te lage voorspelbaarheid van welke gemeenschap waar voorkomt (zie Degraer *et al.*, 2008), is er geen voorspelde gemeenschap voorhanden. Dit komt overeen met een gebied van 170 km² dat niet onderzocht kan worden (5.4% van de oppervlakte aan Habitattype 1170). Deze gebieden werden uit de analyses gehaald omdat deze toebehoren aan slechts enkele banken (Figuur 1.2) en dit anders zou leiden tot een onderschatting van de relatieve oppervlakte van de aanwezige gemeenschappen op die banken (t.o.v. de andere banken). Daardoor verkleint de werkelijk onderzochte oppervlakte (verder benoemd als Habitattype 1110) tot 2979 km².

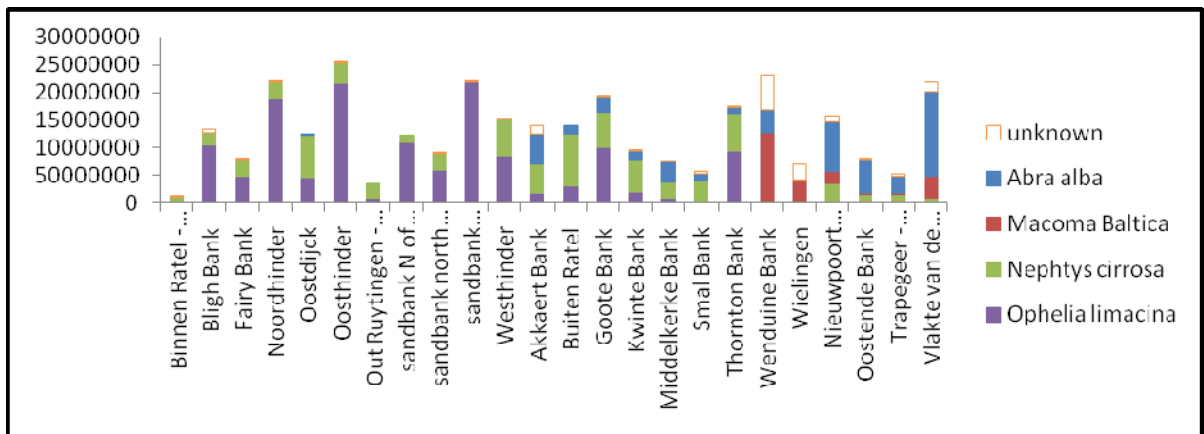
TEKSTBOX 1.

De termen « habitat » en « biotoop » worden in de literatuur veelal naast en door elkaar gebruikt. Om verwarring te mijden worden in dit rapport de volgende pragmatische definities gehanteerd.

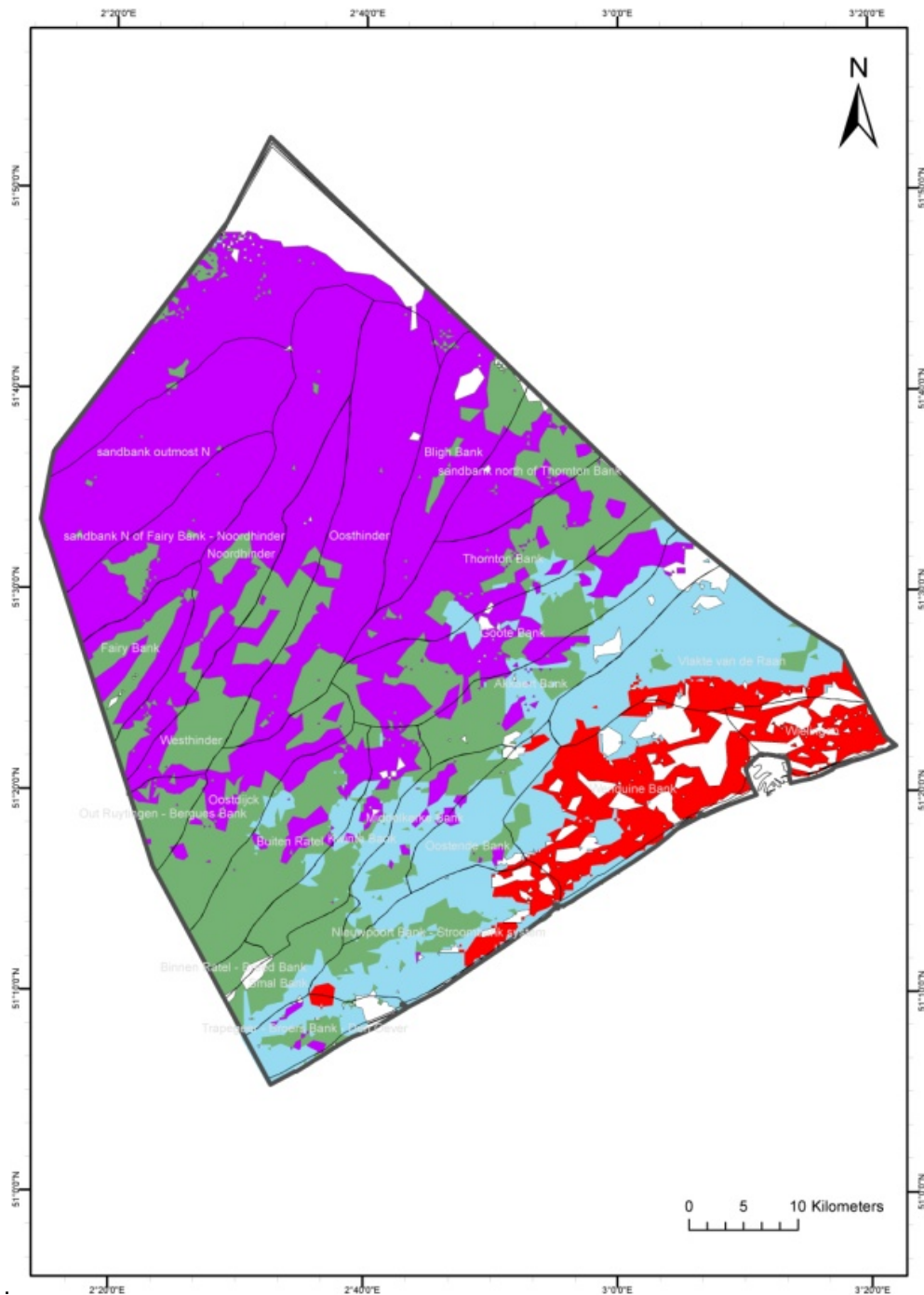
Habitat: Habitattype, zoals gedefinieerd in de Habitatrichtlijn

Biotoop: Ecologisch relevante basiseenheid, zoals bepaald aan de hand van habitatgeschiktheidsmodellen (macrobenthische gemeenschappen en *Lanice conchilega* aggregaties) en kansberekening (grindbedden).

De ruimtelijke verspreiding van de biotopen vertoont een typische onshore – offshore en oost-west gradiënt (Figuur 1.3).



Figuur 1.2. Relatieve verdeling van de habitatgeschiktheid voor de vier biotopen (*Macoma balthica*, *Abra alba*, *Nephtys cirrosa* en *Ophelia limacina* biotoop) binnen elk van de 24 zandbanken. Y-as, oppervlakte biotoopbeschikbaarheid (m²).



Figuur 1.3 Geografische verdeling van de verschillende biotopen (rood: *Macoma balthica*, blauw: *Abra alba*, groen: *Nephtys cirrosa* en paars: *Ophelia limacina* biotoop; wit: onvoorspeld gebied, niet geanalyseerd) in het Belgisch deel van de Noordzee, met aanduiding van de 24 onderzochte zandbanken.

1.2.4. BIOLOGISCHE WAARDERING

Mariene biologische waardering (Deros *et al.*, 2007a, 2007b) biedt een generisch concept voor de bepaling van de intrinsieke biologische waarde van zeegebieden. Dit concept werd ontwikkeld op basis van een uitgebreide review van de beschikbare literatuur aangaande waarderingscriteria en een consensus bereikt tussen wetenschappers tijdens twee internationale workshops (december 2004 en december 2006). Bij de bepaling van de biologische waarde wordt rekening gehouden met aspecten

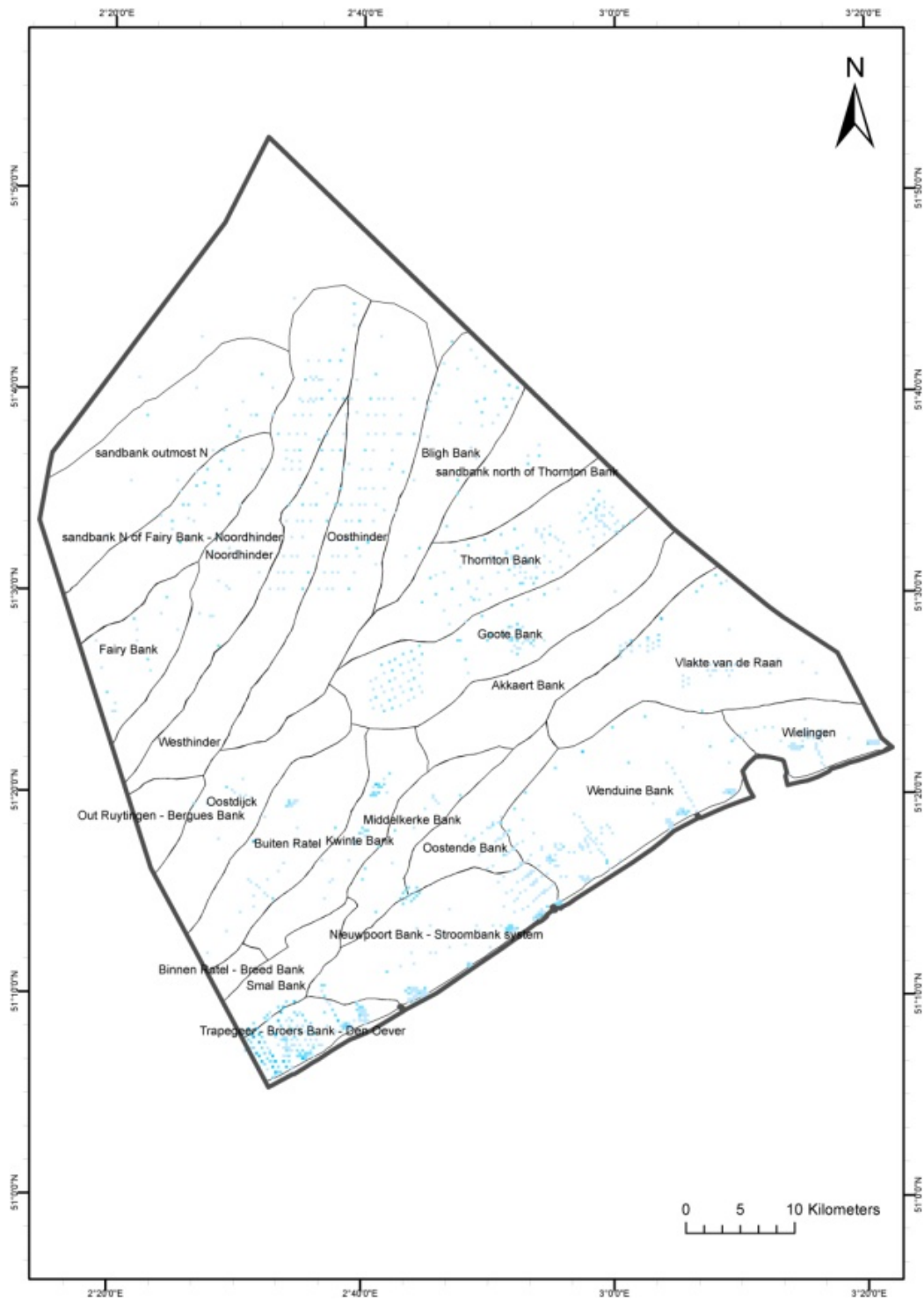
als zeldzaamheid, aggregatie, fitheidconsequenties en (geografische) proportionele belang. Deze criteria worden *idealiter* getoetst op alle biodiversiteitsniveaus, van genen tot ecosystemen, maar in de praktijk wordt de omstandigheid van de bepaling van de biologische waarde bepaald door de databeschikbaarheid. Zo werd in deze oefening de biologische waarde enkel bepaald voor het macrobenthos, als organismen rechtstreeks gekoppeld aan het Habitatype 1110 en waarvan een hoge dichtheid aan datapunten in het BDNZ voorhanden zijn. De schattingsvragen (“assessment questions” *sensu* Derous *et al.*, 2007c), dewelke in deze oefening werden gebruikt zijn:

- Wordt de beschouwde zone gekarakteriseerd door hoge aantallen van vele soorten?
- Bereiken sommige soorten zeer hoge dichtheden in de beschouwde zone?
- Wordt de beschouwde zone gekenmerkt door de aanwezigheid van vele zeldzame soorten?
- Bereiken sommige zeldzame soorten hoge dichtheden in de beschouwde zone?
- Is de dichtheid aan habitat-vormende soorten hoog in de beschouwde zone?
- Is de dichtheid aan ecologisch significante soorten hoog in de beschouwde zone?
- Is de soortenrijkdom in de beschouwde zone hoog?

De biologische waarde (Derous *et al.* 2007a, b, c) en de densiteit aan macrobenthos geven een genuanceerd beeld van het belang van de biotopen op de verschillende zandbanken. Teneinde deze voor elk gebied te kunnen berekenen, werd een databank opgesteld gebruik makende van macrobenthos-data van de Sectie Mariene Biologie (MACRODAT) en ILVO-Visserij. Deze MACRODAT-ILVO databank werd nagekeken op taxonomie en het aantal stalen werd gereduceerd tot één staal per station en per jaar. De niet-representatief bemonsterde soorten (<5% voorkomen) werden naderhand ook verwijderd. De databank omvat een tijdsspanne van 30 jaar en bevat uiteindelijk 1169 stations.

Met behulp van deze data werd per station de biologische waarde opnieuw berekend zoals beschreven in Derous *et al.* (2007c; BelSPO project BWZee), met uitzondering van de laatste vraag: “Is er een belangrijke gemeenschap aanwezig?”. Deze laatste vraag heeft in het BWZee protocol de bedoeling om te differentiëren tussen de verschillende macrobenthische gemeenschappen (~ biotopen genoemd in deze studie). In het huidige onderzoek werden verschillende biotopen niet met elkaar vergeleken. Deze studie heeft namelijk tot doel zandbanken als geheel met elkaar te vergelijken en een bescherming te bieden voor de vier verschillende biotopen (en niet alleen de meest waardevolle *A. alba* biotoop). De rangschikking van zandbanken is dan ook telkens per biotoop gebeurd, waardoor de laatste vraag van het BWZee protocol voor deze oefening werd geëlimineerd.

Via GIS-applicaties konden gemiddelde biologische waardes berekend worden voor de voorspelde biotopen per zandbank. Daarnaast werd voor elk van deze gebieden een gemiddelde macrobenthosdensiteit berekend.

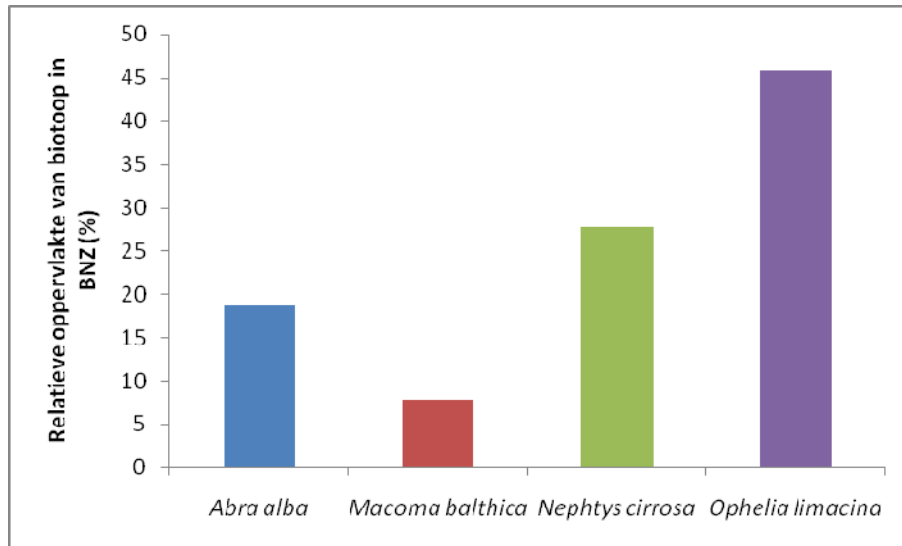


Figuur 1.4 Overzichtkaart van het Habitattype 1110 op het BZN, bestaande uit 24 zandbanken. De geografische positie van de 1169 stations, die werden gebruikt voor de analyse, is voorgesteld. De kleurcode van elke station is een indicatie van de biologische waarde (BW) per station (van lichtblauw (BW = 1 = laag) tot donkerblauw (BW = 4 = hoog)).

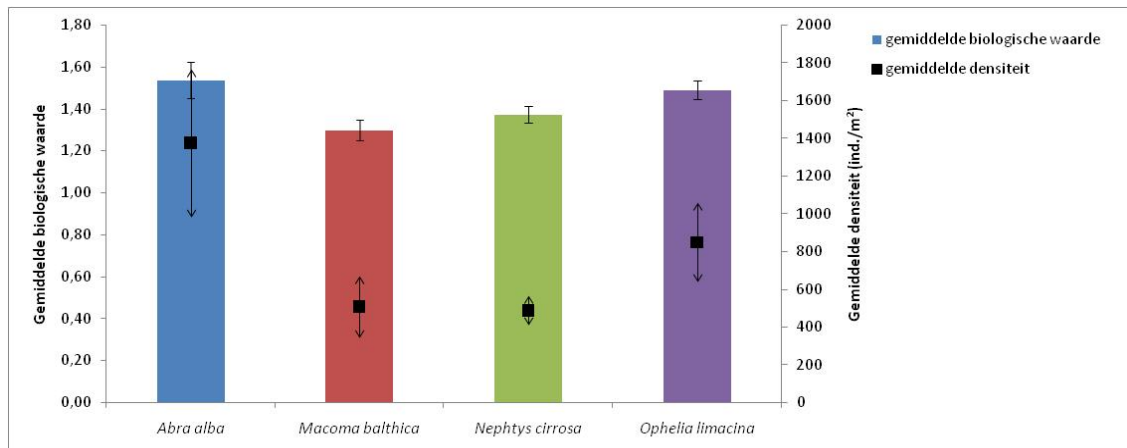
Ook op deze data werd nog een verdere kwaliteitscontrole uitgevoerd:

- Densiteiten en biologische waarde:
Waar er minder dan drie stalen per biotoop per zandbank voorhanden zijn, werd de biologische waarde en densiteit van deze biotoop op de zandbank niet berekend wegens onvoldoende betrouwbaar.
- Oppervlakte:
Indien de oppervlakte van een biotoop < 1% bedraagt van de totale zandbank-oppervlakte, wordt de desbetreffende biotoop als niet-significant voorkomend op de zandbank beschouwd.

De figuren 5 en 6 geven de oppervlakte en waarde van elk van de vier biotopen in het BDNZ weer.



Figuur 1.5 Relatieve oppervlakte van de biotoop in het Habitatype 1110.



Figuur 1.6 Gemiddelde biologische waarde (histogram, bits) en densiteit (zwart blokje, ind./m²) met standaardfout per biotoop.

Biotoop	# zandbanken	Min. BW	Max. BW	Min. dens	Max. dens
<i>Abra alba</i>	12	1.208	2.121	368	4694
<i>Macoma balthica</i>	6	1.200	1.429	23	717
<i>Nephtys cirrosa</i>	21	1.111	1.619	203	1325
<i>Ophelia limacina</i>	18	1.331	1.952	341	3425.93

Tabel 1.1 Karakteristieken van de biotopen (aantal zandbanken en range van biologische waarde, bits, en macrobenthische densiteit, ind./m²)

De *Abra alba* biotoop bevindt zich grotendeels dicht bij de kust, en omvat 19 % van het Habitatype 1110 (Figuur 1.5). De gemiddelde biologische waarde en densiteit voor alle 12 zandbanken (Tabel 1.1), waar deze biotoop voorspeld werd, zijn de hoogste van de vier biotopen en bedragen resp. 1.54 ± 0.09 en 1375 ± 392 ind./m² (Figuur 1.6).

De *Macoma balthica* biotoop wordt op het kleinste oppervlak van het BDNZ voorspeld (7.8 %) (Figuur 1.5), voornamelijk ter hoogte van Zeebrugge. Ook hier waren er onvoldoende stalen aanwezig op twee van de zes zandbanken waar deze biotoop voorkomt (Tabel 1.1). De gemiddelde biologische waarde van deze biotoop is de laagste, nl. 1.30 ± 0.05 en de densiteit is ook relatief klein, nl. 508 ± 163 ind./m² (Figuur 1.6).

De *Nephtys cirrosa* biotoop vinden we terug op het grootste aantal zandbanken (21) (Tabel 1.1), maar opnieuw slechts voor 14 zandbanken kon de gemiddelde biologische waarde en densiteit berekend worden. 27.7 % van het Habitatype 1110 wordt voorspeld als *Nephtys cirrosa* biotoop (Figuur 1.5), met als gemiddelde biologische waarde 1.37 ± 0.04 en de laagste gemiddelde densiteit (488 ± 77 ind./m²) van de vier biotopen (Figuur 1.6).

De *Ophelia limacina* biotoop kleurt het grootste deel van het Habitatype 1110 in (45.8 %) (Figuur 1.5), voornamelijk op de grote zandbanken verder offshore. Haar voorkomen wordt voorspeld op 18 zandbanken (Tabel 1.1), maar slechts voor 14 hiervan waren voldoende stalen aanwezig om biologische waarde en densiteit te berekenen. Deze biotoop heeft over het algemeen een relatief hoge biologische waarde (1.49 ± 0.04) en densiteit (849 ± 210 ind./m²) (Figuur 1.6).

Deze vier biotopen worden voor de huidige oefening niet onderling vergeleken. Voor elk biotoop worden zandbanken geselecteerd die een waardevol deel ervan bevatten. Er werd geopteerd om elk biotoop als even belangrijk te beschouwen (zie "Scenario's"). Hierbij werd voor 'waardevergelijking' enkel binnen biotopen gekeken en voor oppervlakte werd gewerkt met relatieve oppervlaktes.

1.2.5. ANALYSES OP BIOTOOPNIVEAU: RANGSCHIKKING VAN DE ZANDBANKEN

1.2.5.1. STRATEGIE

Alle hierna volgende analyses werden per biotoop uitgevoerd en daarbinnen werden de zandbanken gerangschikt volgens

- Biologische waarde van elke biotoop op de zandbank
- Gemiddelde macrobenthosdensiteit van elke biotoop op die zandbank
- Aantal aanwezige biotopen op die zandbank
- Aandeel oppervlakte van de biotoop op die zandbank in de volledige oppervlakte van dat biotoop in het Habitatype 1110.

Biologische waarde en densiteit werden gekozen als belangrijkste waarde-beschrijvende parameters. Enkel op basis van deze twee parameters werden per biotoop de zandbanken gerangschikt naar waarde (Tabel 1.2). De twee overige parameters worden beschouwd als modifiërende parameters, die van belang zijn bij de uiteindelijke selectie voor een specifiek scenario (zie "Scenario's").

<i>Abra alba</i> biotoop		
Zandbank	BW	dens
Smal Bank	2.121	4694
Trapegeer - Broers Bank - Den Oever	1.905	2843
Middelkerke Bank	1.818	961
Kwinte Bank	1.796	1678
Akkaert Bank	1.514	2658
Goote Bank	1.411	588
Oostende Bank	1.405	804
Nieuwpoort Bank - Stroombank system	1.334	509
Vlakte van de Raan	1.333	573
Buiten Ratel	1.310	435
Thornton Bank	1.286	379
Wenduine Bank	1.208	368

<i>Macoma balthica</i> biotoop		
Zandbank	BW	dens
Nieuwpoort Bank - Stroombank system	1.429	717
Wenduine Bank	1.325	624
Oostende Bank	1.238	23
Wielingen	1.200	669

<i>Nephtys cirrosa</i> biotoop		
Zandbank	BW	dens
Wenduine Bank	1.619	1325
sandbank north of Thornton Bank	1.571	512
Trapegeer - Broers Bank - Den Oever	1.505	673
Bligh Bank	1.494	605
Kwinte Bank	1.452	535
Goote Bank	1.448	680
Thornton Bank	1.390	525
Westhinder	1.371	366
Oostdijck	1.339	309
Fairy Bank	1.321	323
Oosthinder	1.262	295
Oostende Bank	1.250	447
Nieuwpoort Bank - Stroombank system	1.232	230
Buiten Ratel	1.227	289
Noordhinder	1.111	203

Tabel 1.2 Ranglijst van zandbanken per biotoop. BW, gemiddelde biologische waarde (bits); dens, gemiddelde densiteit (ind./m²).

<i>Ophelia limacina</i> biotoop		
Zandbank	BW	dens
Buiten Ratel	1.952	3425
Oostdijck	1.643	346
Fairy Bank	1.571	619
Kwinte Bank	1.556	878
Trapegeer - Broers Bank - Den Oever	1.536	1238
sandbank N of Fairy Bank - Noordhinder	1.529	873
Goote Bank	1.461	993
sandbank outmost N	1.439	391
Westhinder	1.424	715
Bligh Bank	1.393	506
Thornton Bank	1.348	560
Middelkerke Bank	1.343	341
Oosthinder	1.336	547
Noordhinder	1.331	440

Tabel 1.2 (vervolg) Ranglijst van zandbanken per biotoop. BW, gemiddelde biologische waarde (bits); dens, gemiddelde densiteit (ind./m²).

Een 'short list' van preferentieel te beschermen zandbanken werd opgesteld: telkens de drie belangrijkste zandbanken per biotoop (biologische waarde en densiteit). Bij de implementatie van de Habitatrictlijn (biogeografische seminars) worden de voorstellen van de potentiële Habitatrictlijngebieden, per habitatype, beoordeeld aan de hand van het 20-60 % criterium (*in casu* Habitatype 1110). Afhankelijk van de gekozen beleidsoptie moeten dus meer of minder zandbanken uit het Habitatype 1110 uiteindelijk weerhouden worden. In het huidige onderzoek worden daarom verschillende scenario's¹ naar voren geschoven. Zandbanken worden geselecteerd uit de shortlist op basis van de modifiërende parameters (aantal aanwezige biotopen op die zandbank en het aandeel oppervlakte van de biotoop op die zandbank in de volledige oppervlakte van dat biotoop in het Habitatype 1110). Voor elk scenario wordt gestreefd om een bepaald percentage preferentieel biotoop te beschermen met zo weinig mogelijk zandbanken. Gezien een zandbank functioneel ondeelbaar is, wordt bij de aanduiding van een zandbank voor een specifiek biotoop, ook bijkomende oppervlakte van andere biotopen beschermd (dat preferentieel of bijkomend kan zijn).

De verschillende scenario's zijn:

- **Scenario 1:** stelt min. 5 % van elk preferentieel biotoop ter bescherming voor. Hierbij wordt ongeveer 5 % preferentieel habitat ter bescherming voorgesteld. Wetende dat zandbanken ondeelbare entiteiten zijn en dat er vier biotopen zijn, komt dat grosso modo neer op 20 % (i.e. preferentieel + bijkomend) van het Habitatype 1110 aanwezig in het BDNZ dat als potentieel Habitatrictlijngebied zou worden aangemeld (cf. Habitatrictlijn).
- **Scenario 2:** stelt min. 10 % van elk preferentieel biotoop ter bescherming voor.
- **Scenario 3:** stelt min. 15 % van elk preferentieel biotoop ter bescherming voor. Wetende dat er vier biotopen zijn, zou hierbij circa 60% als potentieel Habitatrictlijngebied worden aangemeld. Door ruimtelijke overlap is dit echter minder.
- **Scenario 4:** stelt min. 40 % van elk preferentieel biotoop ter bescherming voor, wat betekent dat maximaal circa 60% van het Habitatype 1110 in het BDNZ als potentieel Habitatrictlijngebied zou worden aangemeld (cf. Habitatrictlijn).

¹ De scenario's hebben tot doel een eerste inzicht te krijgen in de ruimtelijke verspreiding van de meest waardevolle delen van het BDNZ. Ze kunnen echter niet beschouwd worden als een shopping list, waarbij finaal één van de vier scenario's als potentieel Habitatrictlijngebied geselecteerd zou worden, en zijn dus enkel richtinggevend.

1.2.5.2. SCENARIO'S

De vier verschillende scenario's worden voorgesteld aan de hand van telkens twee overzichtskaarten van het Habitattype 1110. Telkens worden de potentiële habitatrichtlijngebieden voor 1110 ingekleurd. De linker kaart toont de verschillende biotopen die er voorkomen. De rechter kaart bevat de detailgegevens van de biotoop waarvoor elke zandbank geselecteerd werd (met aanduiding van de biologische waarde en macrobenthische densiteit voor die biotoop(en)).

Per scenario kunnen we onderscheid maken tussen twee 'types oppervlaktes' inherent aan de functionele ondeelbaarheid van een zandbank. Enerzijds is er de 'preferentiële oppervlakte' die bestaat uit de som van de waardevolle gebieden; anderzijds komt daar de 'bijkomstige oppervlakte' bij, i.e. het overige deel van de geselecteerde zandbanken bestaande uit minder waardevolle biotopen.

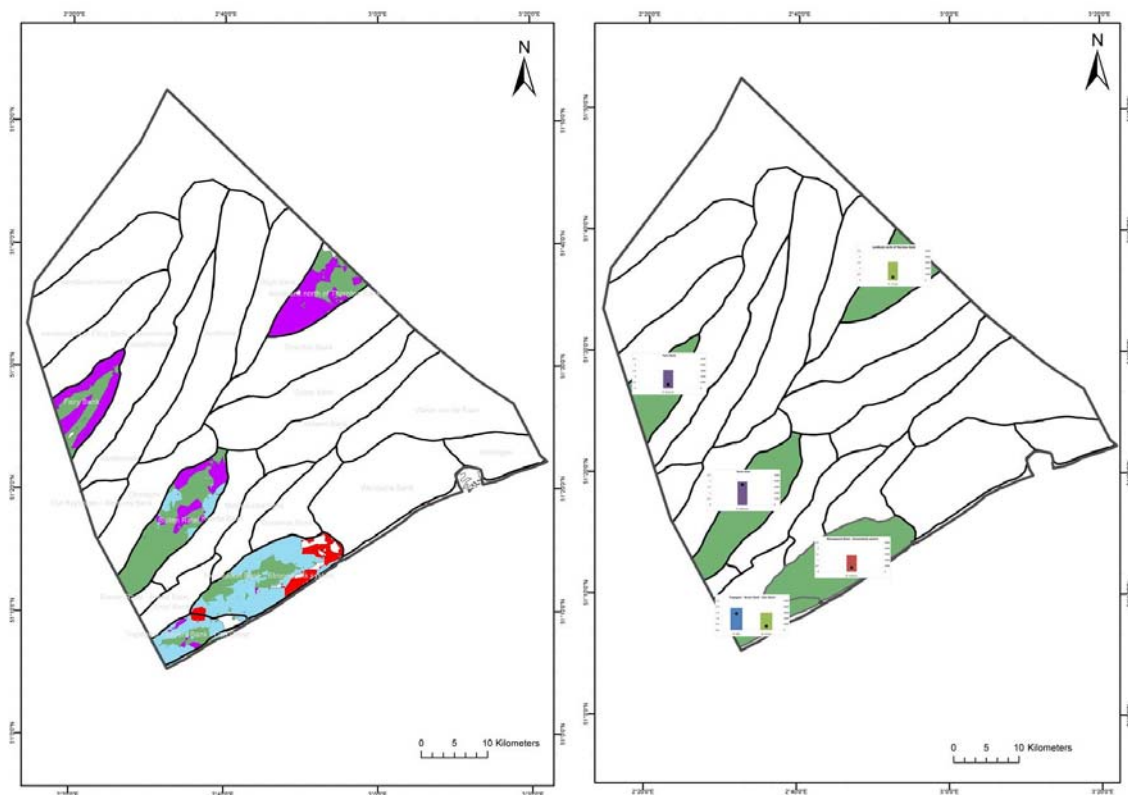
Scenario 1

Dit scenario streeft naar een totale aan te melden oppervlakte van ongeveer 20 %. Hiervoor werd geopteerd om minstens 5 % 'preferentiële oppervlakte' aan te melden in het Habitattype 1110. Dit resulteert in de selectie van vijf zandbanken (Tabel 1.3).

<u>Potentiële HRgebieden</u>	<u>Geselecteerd voor:</u>
Buiten Ratel	<i>Ophelia limacina</i> biotoop
Fairy Bank	<i>Ophelia limacina</i> biotoop
Nieuwpoort Bank - Stroombank system	<i>Macoma balthica</i> biotoop
sandbank north of Thornton Bank	<i>Nephtys cirrosa</i> biotoop
Trapegeer - Broers Bank - Den Oever	<i>Abra alba</i> en <i>Nephtys cirrosa</i> biotopen

Tabel 1.3 Potentiële HRgebieden voor scenario 1 met indicatie van de biotoop waarvoor de zandbank werd weerhouden

Om met zo weinig mogelijk zandbanken te komen tot 5 % preferentiële oppervlakte (evenveel voor elk biotoop), werd voor het *A. alba* biotoop Trapegeer-Broers Bank-Den Oever (5.5 % van het totale *A. alba* biotoop oppervlakte) verkozen boven Smalbank (slechts 2.5 % van het totale *A. alba* biotoop oppervlakte) (Figuur 1.7). Voor het *N. cirrosa* biotoop werd de Wenduinebank niet geselecteerd wegens het heel lage aandeel van deze gemeenschap op de zandbank (0.5 % van het totale *N. cirrosa* biotoop) en de nauwelijks hogere biologische waarde. Voor het *O. limacina* biotoop scoorden Oostdyck en Fairy Bank ongeveer even goed voor biologische waarde en hebben ze allebei een even groot aandeel van deze biotoop (+/- 3.5 %). Fairy bank scoort echter een stuk hoger qua densiteit en werd daarom weerhouden voor dit scenario. Voor de *M. balthica* biotoop scoort het Nieuwpoort Bank-Stroombank complex het hoogst qua biologische waarde en densiteit voor deze biotoop en werd dan ook weerhouden (hierdoor wordt 9.8 % van de biotoop als preferentiële oppervlakte aangeduid).



Figuur 1.7 Scenario 1: Vijf zandbanken worden ingekleurd als potentieel 1110-gebied (Buiten Ratel, Fairy Bank, Nieuwpoort Bank - Stroombank system, sandbank north of Thornton Bank, Trapegeer - Broers Bank - Den Oever). Links de geografische positie met de verschillende biotopen (rood: *Macoma balthica* biotoop, blauw: *Abra alba* biotoop, groen: *Nephtys cirrosa* biotoop en paars: *Ophelia limacina* biotoop). Rechts wordt per zandbank weergegeven voor welke biotoop(en) de zandbank werd geselecteerd met aanduiding van de respectievelijke biologische waarde en macrobenthische densiteit.

Tabel 1.4 geeft de preferentiële oppervlakte voor elke biotoop in het scenario 1 weer. De som van de absolute preferentiële oppervlakte van de vier biotopen komt overeen met 5.9 % van het Habitattypetype 1110. In totaal (preferentieel + bijkomstig) vormen deze vijf zandbanken 17.7 % van het Habitattypetype 1110 (cf. ondeelbaarheid van zandbanken).

Biotoop	aandeel (%) van totaal beschikbare biotoop		aandeel (%) van totaal 1110-gebied	
	preferentieel	bijkomstig	preferentieel	bijkomstig
<i>Abra alba</i>	5.48	18.94	1.02	3.54
<i>Macoma balthica</i>	9.79	10.69	0.76	0.83
<i>Nephtys cirrosa</i>	5.10	19.32	1.41	5.35
<i>Ophelia limacina</i>	5.78	4.55	2.65	2.09
TOTAAL			5.85	11.81

Tabel 1.4 Overzicht van de relatieve preferentiële en bijkomstige oppervlakte voor scenario 1 (voor elke biotoop relatief t.o.v. het volledige gebied dat deze biotoop inneemt in het 1110-gebied).

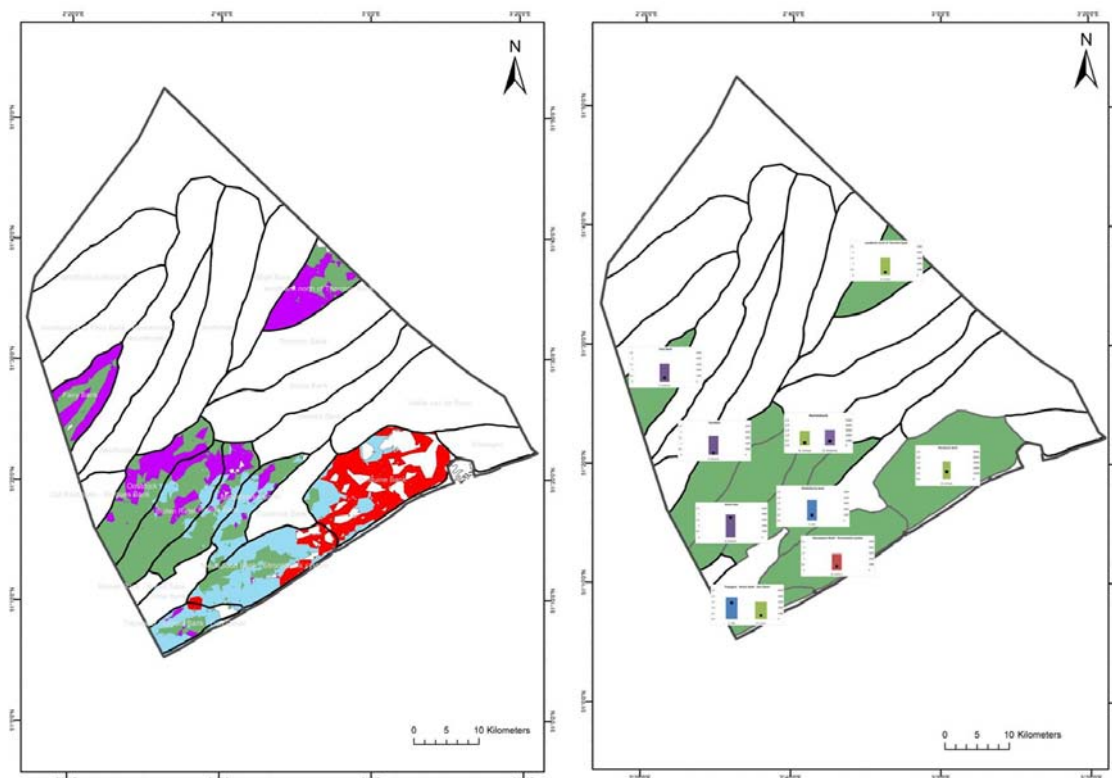
Scenario 2

Dit scenario streeft naar een totale aan te melden oppervlakte van ongeveer 30 %. Hiervoor werd geopteerd om minstens 10 % 'preferentiële oppervlakte' aan te melden in het Habitattypetype 1110. Dit resulteert in de selectie van negen zandbanken (Tabel 1.5).

<i>Potentiële HRgebieden</i>	<i>Geselecteerd voor:</i>
Buiten Ratel	<i>O. limacina</i> biotoop
Fairy Bank	<i>O. limacina</i> biotoop
Kwinte Bank	<i>N. cirrosa</i> en <i>O. limacina</i> biotopen
Middelkerke Bank	<i>A. alba</i> biotoop
Nieuwpoort Bank - Stroombank system	<i>M. balthica</i> biotoop
Oostdijck	<i>O. limacina</i> biotoop
sandbank north of Thornton Bank	<i>N. cirrosa</i> biotoop
Trapegeer - Broers Bank - Den Oever	<i>A. alba</i> en <i>N. cirrosa</i> biotopen
Wenduine Bank	<i>N. cirrosa</i> biotoop

Tabel 1.5 Potentiële HRgebieden voor scenario 2 met indicatie van de biotoop waarvoor de zandbank werd weerhouden.

Om met zo weinig mogelijk zandbanken te komen tot 10 % preferentiële oppervlakte (evenveel voor elk biotoop), werd voor het *A. alba* biotoop Trapegeer-Broers Bank-Den Oever en Middelkerkebank (respectievelijk 5.5 % en 7.1 % van totale *A. alba* biotoop oppervlakte) verkozen boven Smalbank (slechts 2.5 % van totale *A. alba* biotoop oppervlakte) (Figuur 1.8). Voor het *N. cirrosa* biotoop vormen de drie preferentiële zandbanken (Wenduine bank, sandbank north of Thornton bank en Trapegeer-Broers Bank-Den Oever) samen slechts 5.6 % van de total *N. cirrosa* biotoop. Bligh Bank staat de volgende in de *N. cirrosa* ranglijst, maar Kwintebank (nr. 5) heeft meer (i.e. drie) biotopen, een relatieve oppervlakte die toelaat 10 % te halen, en dit terwijl de biologische waarde en macrobenthische densiteit nauwelijks verschilt van de Bligh Bank. Voor het *O. limacina* biotoop vormen de drie preferentiële zandbanken (Buiten Ratel, Oostdyck en Fairy Bank) samen net geen 10 % (9.1 %) van de biotoop. Daarom werd de volgende zandbank in de *O. limacina* biotoop ranglijst toegevoegd (Kwinte bank, 1.5%). Voor de *M. balthica* biotoop scoort de Nieuwpoort Bank-Stroombank system het hoogst qua biologische waarde en densiteit voor deze biotoop en voldoet aan de vereiste 10 % voor dit scenario (9.8 %).



Figuur 1.8 Scenario 2: Negen zandbanken worden ingekleurd als potentieel HRgebied (Buiten Ratel, Fairy Bank, Kwinte Bank, Middelkerke Bank, Nieuwpoort Bank - Stroombank system, Oostdijck, sandbank north of Thornton Bank, Trapegeer - Broers Bank - Den Oever, Wenduine Bank). Links de geografische positie met de verschillende biotopen (rood: *Macoma balthica* biotop, blauw: *Abra alba* biotop, groen: *Nephtys cirrosa* biotop en paars: *Ophelia limacina* biotop). Rechts wordt per zandbank weergegeven voor welke bioto(o)p(en) de zandbanken werden geselecteerd met aanduiding van de respectievelijke biologische waarde en macrobenthische densiteit.

Tabel 1.6 geeft de preferentiële oppervlakte voor elke biotoop in het scenario 2 weer. De som van de absolute preferentiële oppervlakte van de vier biotopen komt overeen met 11.4 % van het Habitattypetype 1110. In totaal (preferentieel + bijkomstig) vormen deze negen zandbanken 32.5 % van het Habitattypetype 1110 (cf. ondeelbaarheid van zandbanken).

Biotoop	aandeel (%) van totaal beschikbare biotoop		aandeel (%) van totaal 1110-gebied	
	preferentieel	bijkomstig	preferentieel	bijkomstig
<i>Abra alba</i>	12.53	29.73	2.34	5.55
<i>Macoma balthica</i>	9.79	54.18	0.76	4.21
<i>Nephtys cirrosa</i>	12.34	32.37	3.42	8.97
<i>Ophelia limacina</i>	10.61	5.17	4.86	2.37
TOTAAL			11.38	21.11

Tabel 1.6 Overzicht van de relatieve preferentiële oppervlakte voor scenario 2 (voor elke biotoop relatief t.o.v. het volledige gebied dat deze biotoop inneemt in het Habitattypetype 1110)

Scenario 3

Dit scenario streeft naar een totale aan te melden oppervlakte van ongeveer 40 %. Hiervoor werd geopteerd om minstens 15 % 'preferentiële oppervlakte' aan te melden in het Habitattypetype 1110. Dit resulteert in de selectie van 11 zandbanken (Tabel 1.7).

Potentiële 1110-gebieden	Geselecteerd voor:
Bligh Bank	<i>N. cirrosa</i> biotoop
Buiten Ratel	<i>O. limacina</i> biotoop
Fairy Bank	<i>O. limacina</i> biotoop
Kwinte Bank	<i>N. cirrosa</i> en <i>O. limacina</i> biotopen
Middelkerke Bank	<i>A. alba</i> biotoop
Oostdijck	<i>O. limacina</i> biotoop
sandbank N of Fairy Bank - Noordhinder	<i>O. limacina</i> biotoop
sandbank north of Thornton Bank	<i>N. cirrosa</i> biotoop
Smal Bank	<i>A. alba</i> biotoop
Trapegeer - Broers Bank - Den Oever	<i>A. alba</i> en <i>N. cirrosa</i> biotopen
Wenduine Bank	<i>M. balthica</i> en <i>N. cirrosa</i> biotopen

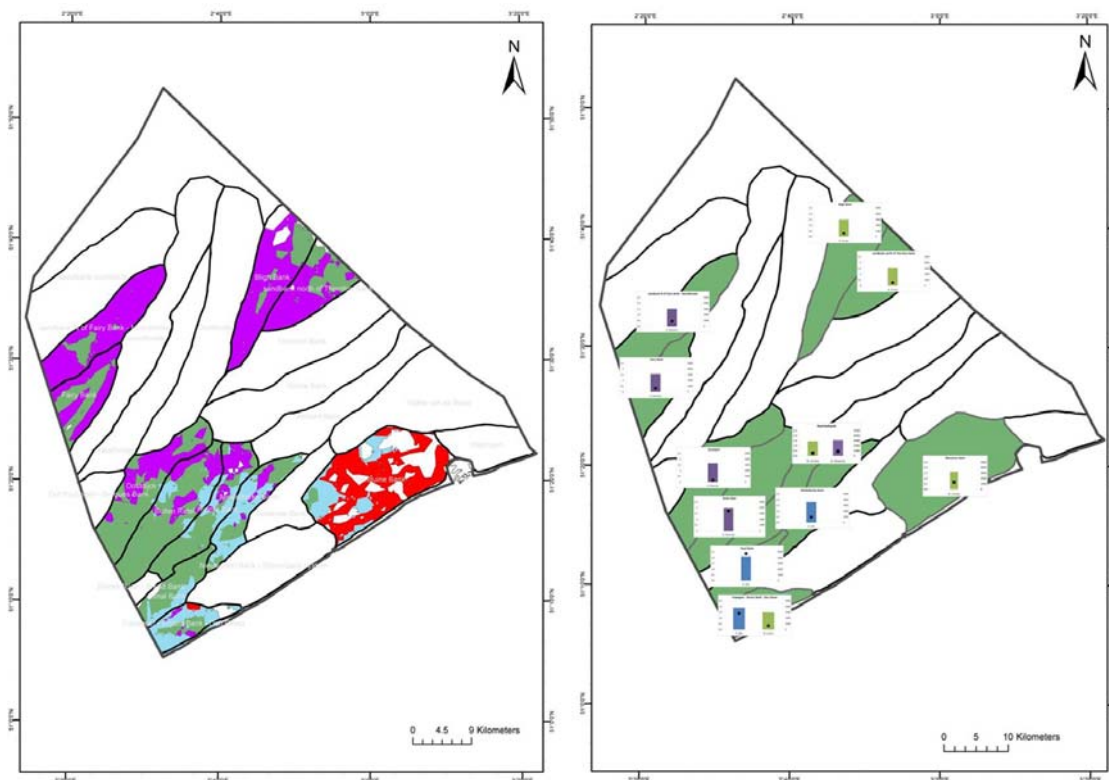
Tabel 1.7 Potentiële HRgebieden voor scenario 3 met indicatie van de biotoop waarvoor de zandbank werd weerhouden

Voor de *A. alba* biotoop vormen de drie preferentiële zandbanken (Smal Bank, Trapegeer-Broers Bank-Den Oever en Middelkerkebank) samen 15.1 % van de totale *A. alba* biotoop oppervlakte. In dit scenario 3 zou voor de *M. balthica* biotoop de Wenduinebank nu naast het Nieuwpoort Bank – Stroombank complex geselecteerd worden. De oppervlakte van de Wenduinebank (53.3 % van de totale *M. balthica* biotoop oppervlakte) zou echter opgeteld met deze van het Nieuwpoort Bank – Stroombank complex (9.8%) resulteren in een te grote oppervlakte aan *M. balthica* biotoop (Figuur 1.9). Daarom werd geopteerd om het Nieuwpoort Bank – Stroombank complex in dit scenario 3 niet te weerhouden. Voor de *N. cirrosa* biotoop vormen de drie preferentiële zandbanken (Wenduine bank, sandbank north of Thornton bank en Trapegeer-Broers Bank-Den Oever) samen slechts 5.6% van de totale *N. cirrosa* biotoop. Voor de vereiste 15 % werden daarom de twee volgende zandbanken uit de ranglijst toegevoegd (Bligh Bank, 2.7 % en Kwinte Bank, 6.7%). Voor de *O. limacina* biotoop vormen de drie preferentiële zandbanken (Buiten Ratel, Oostdijck en Fairy Bank) samen slechts 9.1% van de totale *O. limacina* biotoop. Voor de vereiste 15% werden daarom de Kwinte Bank (1.5%) en de sandbank north of Fairy Bank (8.1%) toegevoegd. De zandbank Trapegeer-Broers Bank-Den Oever scoort iets beter dan sandbank north of Fairy Bank, maar werd niet weerhouden omwille van de heel kleine oppervlakte (0.3%) aan *O. limacina* biotoop.

Tabel 1.8 geeft de preferentiële oppervlakte voor elke biotoop in scenario 3 weer. De som van de absolute preferentiële oppervlakte van de vier biotopen komt overeen met 19.7 % van het 1110-gebied. In totaal (preferentieel + bijkomstig) vormen deze elf zandbanken 37.71 % van het 1110-gebied (cfr; ondeelbaarheid van zandbanken).

Biotoop	aandeel (%) van totaal beschikbare biotoop		aandeel (%) van totaal 1110-gebied	
	preferentieel	bijkomstig	preferentieel	bijkomstig
<i>Abra alba</i>	15.05	13.68	2.81	2.55
<i>Macoma balthica</i>	53.28	0.90	4.14	0.07
<i>Nephtys cirrosa</i>	18.08	34.37	4.18	9.52
<i>Ophelia limacina</i>	18.67	12.80	8.56	5.87
TOTAAL			19.69	18.02

Tabel 1.8 Overzicht van de relatieve preferentiële oppervlakte voor scenario 3 (voor elke biotoop relatief t.o.v. het volledige gebied dat deze biotoop inneemt in het Habitatype 1110)



Figuur 1.9 Scenario 3: Elf zandbanken worden ingekleurd als potentieel HRgebied (Bligh Bank, Buiten Ratel, Fairy Bank, Kwinte Bank, Middelkerke Bank, Oostdijck, sandbank N of Fairy Bank – Noordhinder, sandbank north of Thornton Bank, Smal Bank, Trapegeer - Broers Bank - Den Oever, Wenduine Bank). Links de geografische positie met de verschillende biotopen (rood: *Macoma balthica* biotoop, blauw: *Abra alba* biotoop, groen: *Nephtys cirrosa* biotoop en paars: *Ophelia limacina* biotoop). Rechts wordt per zandbank weergegeven voor welke biotoop(en) de zandbanken werden geselecteerd met aanduiding van de respectievelijke biologische waarde en macrobenthische dichtheid.

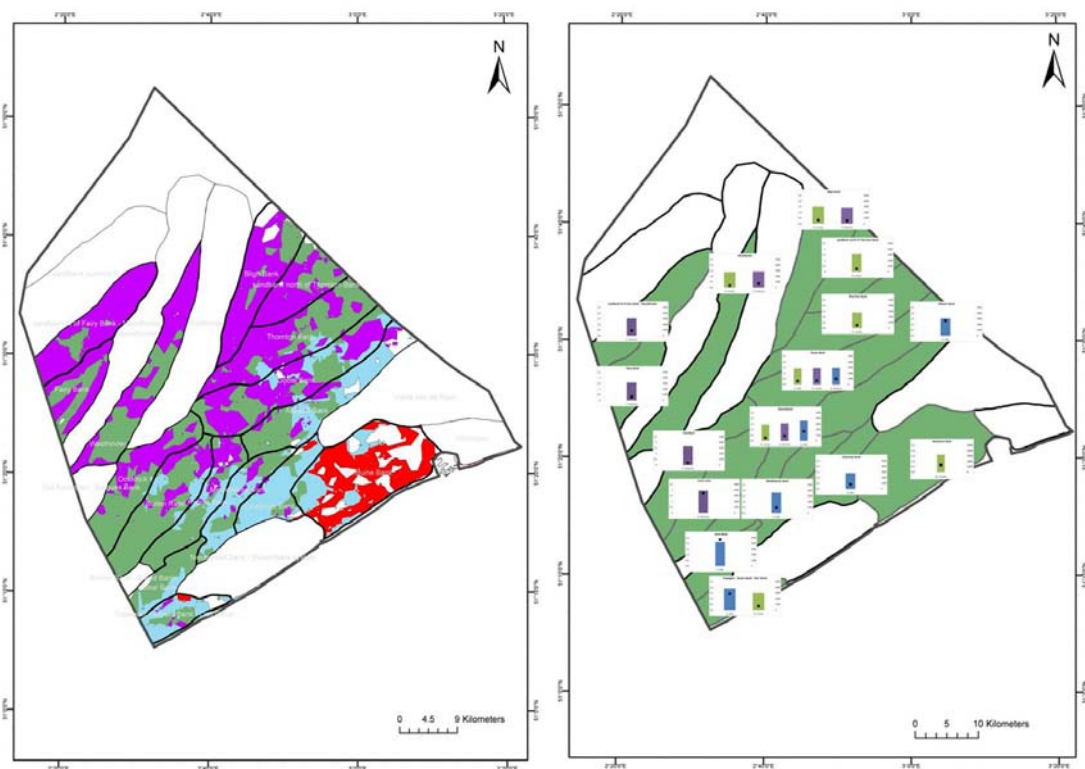
Scenario 4

Dit scenario streeft naar een totale aan te melden oppervlakte van ongeveer 60%. Hiervoor werd geopteerd om minstens 40% 'preferentiële oppervlakte' aan te melden in het Habitattype 1110. Dit resulteert in de selectie van 16 zandbanken (Tabel 1.9).

Voor de *A. alba* biotoop vormen de drie preferentiële zandbanken (Smal Bank, Trapegeer-Broers Bank-Den Oever en Middelkerkebank) samen slechts 15.1% van de totale *A. alba* biotoop. Voor de vereiste 40% werden daarom de vier volgende zandbanken uit de ranglijst toegevoegd (Kwinte Bank, 3.5% Akkaert Bank, 9.6%, Goote Bank, 5.0% en Oostende Bank, 10.8%) (Figuur 1.10). Voor de *N. cirrosa* biotoop vormen de drie preferentiële zandbanken (Wenduine bank, sandbank north of Thornton bank en Trapegeer-Broers Bank-Den Oever) samen slechts 5.6% van de totale *N. cirrosa* biotoop. Voor de vereiste 40% werden daarom de vijf volgende zandbanken uit de ranglijst toegevoegd (Bligh Bank, 2.7% , Kwinte Bank, 6.7%, Goote Bank, 7.8%, Thornton Bank, 8.3% en Westhinder, 8.4%). Voor de *O. limacina* biotoop vormen de drie preferentiële zandbanken (Buiten Ratel, Oostdijck en Fairy Bank) samen slechts 9.1% van de totale *O. limacina* biotoop. Voor de vereiste 15% werden daarom de Kwinte Bank (1.5%), sandbank north of Fairy Bank (8.1%), Goote Bank (7.4%), Westhinder (6.2%) en Bligh Bank (7.6%) toegevoegd. De zandbank Trapegeer-Broers Bank-Den Oever scoort iets beter dan sandbank north of Fairy Bank, maar werd niet weerhouden omwille van de heel kleine oppervlakte (0.3%) aan *O. limacina* biotoop. Sandbank outmost N (16.1%) heeft eigenlijk een iets hogere biologische waarde dan Westhinder, maar de dichtheiten van de *O. limacina* biotoop op Westhinder zijn echter het dubbel van deze op Sandbank outmost N en bovendien scoort Westhinder ook goed voor de *N. cirrosa* biotoop.

Potentiële 1110-gebieden	Geselecteerd voor:
Akkaert Bank	<i>A. alba</i> biotoop
Bligh Bank	<i>N. cirrosa</i> en <i>O. limacina</i> biotopen
Buiten Ratel	<i>O. limacina</i> biotoop
Fairy Bank	<i>O. limacina</i> biotoop
Goote Bank	<i>N. cirrosa</i> , <i>O. limacina</i> en <i>A. alba</i> biotopen
Kwinte Bank	<i>N. cirrosa</i> , <i>O. limacina</i> en <i>A. alba</i> biotopen
Middelkerke Bank	<i>A. alba</i> biotoop
Oostdijk	<i>O. limacina</i> biotoop
Oostende Bank	<i>A. alba</i> biotoop
sandbank N of Fairy Bank - Noordhinder	<i>O. limacina</i> biotoop
sandbank north of Thornton Bank	<i>N. cirrosa</i> biotoop
Smal Bank	<i>A. alba</i> biotoop
Thornton Bank	<i>N. cirrosa</i> biotoop
Trapegeer - Broers Bank - Den Oever	<i>A. alba</i> en <i>N. cirrosa</i> biotopen
Wenduine Bank	<i>M. balthica</i> en <i>N. cirrosa</i> biotopen
Westhinder	<i>N. cirrosa</i> en <i>O. limacina</i> biotopen

Tabel 1.9 Potentiële HRgebieden voor scenario 4 met indicatie van de biotoop waarvoor de zandbank werd weerhouden



Figuur 1.10 Scenario 4: Zestien zandbanken worden ingekleurd als potentieel Habitatrichtlijngebied (Akkaert Bank, Bligh Bank, Buiten Ratel, Fairy Bank, Goote Bank, Kwinte Bank, Middelkerke Bank, Oostdijk, Oostende Bank, sandbank N of Fairy Bank – Noordhinder, sandbank north of Thornton Bank, Thornton Bank, Trapegeer - Broers Bank - Den Oever, Wenduine Bank, Westhinder). Links de geografische positie met de verschillende biotopen (rood: *Macoma balthica* biotoop, blauw: *Abra alba* biotoop, groen: *Nephtys cirrosa* biotoop en paars: *Ophelia limacina* biotoop). Rechts wordt per zandbank weergegeven voor welke biotoop(en) de zandbanken werden geselecteerd met aanduiding van de respectievelijke biologische waarde en macrobenthische dichtheid.

Biotoop	aandeel (%) van totaal beschikbare biotoop		aandeel (%) van totaal 1110-gebied	
	preferentieel	bijkomstig	preferentieel	bijkomstig
<i>Abra alba</i>	43.98	12.12	8.21	2.26
<i>Macoma balthica</i>	53.28	2.07	4.14	0.16
<i>Nephtys cirrosa</i>	39.54	42.18	10.96	11.69
<i>Ophelia limacina</i>	39.86	13.64	18.27	6.25
TOTAAL			41.59	20.36

Tabel 1.10 Overzicht van de relatieve preferentiële oppervlakte voor het minimaal scenario (voor elke biotoop relatief t.o.v. het volledige gebied dat deze biotoop inneemt in het 1110-gebied)

Tabel 1.10 geeft de preferentiële oppervlakte voor elke biotoop in het minimaal scenario weer. De som van de absolute preferentiële oppervlakte van de vier biotopen komt overeen met 41.1% van het 1110-gebied. In totaal (preferentieel + bijkomstig) vormen deze zestien zandbanken 62.0% van het 1110-gebied (cfr; ondeelbaarheid van zandbanken).

1.2.6. BEDREIGINGEN HABITATTYPE 1110

Verskillende menselijke activiteiten, zoals boomkorvisserij, aggregaatextractie, baggerwerken, baggerstortingen of de constructie van windmolenparken op zee, tasten de ecologische integriteit van zandbankecosystemen aan. Alhoewel verschillend in aard, locatie en omvang, hebben deze activiteiten alle gemeen dat ze een rechtsreekse en onrechtstreekse impact op het leven van de zeebodem en dus ook op dit van het Habitattype 1110 hebben. Zo veroorzaakt de boomkorvisserij een omwoeling en verandering van de bodemmorfologie, resuspendeert ze fijne sedimenten, vangt ze commerciële benthische en demersale doelsoorten weg en zorgt ze voor een belangrijke sterfte onder de niet-doelsoorten, zoals vele invertebraten en commercieel onbelangrijke vissoorten, als gevolg van de bijvangst. Boomkorvisserij is nagenoeg over het volledige BDNZ verspreid, maar vertoont wel een concentratie in de buurt van de benthisch rijkere geulsystemen tussen de individuele zandbanktoppen. Aggregaatextractie en baggeractiviteiten zorgen dan weer voor het verwijderen van benthische soorten, het grover worden van de korrelgrootte van het sediment en het modiëren van klein- tot grootschalige bodemmorfologieën; beide laatste met een wijzigende fauna tot gevolg. Aggregaatextractie vindt plaats binnen wel omliggende concessiezones en dan nog voornamelijk op de zandbanktoppen, waar het geschikte zand voor de bouwnijverheid kan worden gevonden. Baggeractiviteiten richten zich dan weer op de belangrijkste toegangseu len tot de Belgische havens. Door baggerstortingen wordt het natuurlijke benthische ecosysteem bedekt met locatie-vreemd sediment, waardoor een grote mortaliteit binnen de lokale bodemfauna optreedt. De resuspensie van de fijne fractie van het gedumpte sediment zorgt verder voor een verhoogde concentratie aan gesuspendeerd particulier materiaal in de waterkolom, wat het voedselaanbod naar het benthische ecosysteem in een ruime omgeving beïnvloedt. Ook baggerstortingen gebeuren enkel op toegewezen locaties. Ten slotte beïnvloeden windmolenparken het natuurlijke zandbankecosysteem op verschillende manieren. Tijdens de constructie worden in het geval van gravitaire funderingen grote hoeveelheden zand verplaatst met een benthische mortaliteit als gevolg, terwijl het heien van funderingspalen een massale mortaliteit onder de larvale vissen tot 1 km omtrek veroorzaakt. Tijdens de operationele fase worden dan weer eerder indirecte effecten verwacht, zoals de veranderende trofische interacties als gevolg van de ontwikkeling van een harde substraat fauna op de funderingspalen of de wijzigingen in sedimentsamenstelling als gevolg van de veranderende stromingspatronen.

Samen met de gevolgen van eutrofiëring (voornamelijk in de kustzone), zorgen deze activiteiten ervoor dat er gedurende de laatste decennia tot eeuwen sterke veranderingen in het zandbankecosysteem hebben plaatsgevonden: wat momenteel nog aan bodemleven beschikbaar is, wordt omschreven als een fauna bestaande uit de meer tolerante soorten ten op zichte van de bovenvermelde menselijke invloeden op zee. Verschillende lokale extinctions van onder andere tweekleppigen worden bijvoorbeeld toegeschreven aan de boomkorvisserij en andere bodemberoerende activiteiten. Aangezien we echter slechts een beperkt zicht hebben op het

benthisch ecosysteem van vóór het industriële tijdperk, kunnen we momenteel deze wijzigingen slechts gedeeltelijk kwantificeren. In dit opzicht biedt de analyse van historische benthos gegevens (Gilson collectie: begin 20^{ste} eeuw) en een vergelijking met de huidige situatie een nieuw venster op deze veranderingen. Verwacht wordt dat naast het verdwijnen van soorten uit het BDNZ ook verschuiven binnen de geografische verspreiding van soorten heeft plaatsgevonden (Houziaux *et al.*, a.). Dergelijke vergelijkingen moeten het mogelijk maken de kwaliteit van het huidige zandbankenecosysteem in te kunnen schatten.

Voor meer gedetailleerde informatie betreffende de impact van boomkorvisserij, als een van de, zoniet de meest wijd verbreide impact op de ecologische integriteit van onder andere zandbanecosystemen, verwijzen we hier naar Tulp *et al.* (2005), Hiddink *et al.* (2006), Rijnsdorp *et al.* (2006), Piet *et al.* (2007), Piet en Quirijns (2009) en Piet *et al.* (in press).

1.2.7. DISCUSSIE

Binnen het Habitatype 1110 in het BDNZ werden 24 zandbanken gedefinieerd. Van deze zandbanken komen er een aantal in aanmerking als potentieel Habitatrictlijngebied voor het Habitatype 1110. In het Belgische Habitatype 1110 werden vier verschillende biotopen geïdentificeerd. Voor elk biotoop werden de zandbanken waar die op voorkomt opgelijst en gerangschikt. Deze rangschikking werd gemaakt op basis van de biologische waarde en de macrobenthische densiteit. Ten slotte werden er verschillende scenario's gebouwd voor de verschillende opties (20-60% van het Habitatype 1110 in het BDNZ als Habitatrictlijngebied). In de huidige analyse werd uitgegaan van een evenwaardigheid van de vier biotopen. Biotopen worden hier niet verder met elkaar vergeleken. Nochtans was dit wel van groot belang in het originele BWZee protocol (Derous *et al.* 2007c). De huidige analyse heeft echter niet de bedoeling om enkel het rijkste gebied aan te duiden, maar om de meest relevante zandbanksystemen in kaart te brengen die een optimale instandhouding van het Belgische Habitatype 1110 garanderen (i.e. een vertegenwoordiging van alle biotopen).

Het relatieve waardeverschil tussen biotopen (Figuur 1.5) alsook de relatief ongelijke oppervlaktes (Figuur 1.4) van de voorkomende biotopen kan echter wel tot nuances leiden. Hoewel de vier biotopen vertegenwoordigd moeten zijn, zou men beleidsmatig kunnen opteren om relatief meer gewicht te geven aan de biotopen die waardevoller zijn (i.e. *A. alba* en *O. limacina* biotoop), of voor de minder belangrijke biotopen niet differentiëren in waarde maar streven naar voldoende aanwezigheid van de biotoop (bv. *M. balthica* heeft een heel lage waarde in vergelijking met de andere biotopen waardoor een ver doorgedreven differentiatie binnen deze biotoop als overbodig zou kunnen worden beschouwd). In de huidige scenario's werd geen rekening gehouden met de ongelijke oppervlaktes per biotoop, wat ervoor zorgt dat – in absolute oppervlakte – de *O. limacina* biotoop telkens het grootste aangeduide gebied beslaat en *M. balthica* het kleinste. Hier zou in theorie ook rekening mee kunnen worden gehouden, tenzij men wil dat het aangeduide gebied een reflectie is van de verhoudingen in het hele gebied (zoals voor de huidige analyses).

Het functioneel ondeelbaar zijn van een zandbanksysteem zorgt ervoor dat relatief grote en onregelmatige zones worden afgebakend. Hier kunnen we geen alternatieven voorstellen gezien dit niet wenselijk is vanuit ecologisch standpunt. Voor de uiteindelijke aanduiding moeten dus telkens volledige zandbanken binnen de grenzen van het gebied liggen.

De scenario's hebben tot doel een eerste inzicht te krijgen in de ruimtelijke verspreiding van de meest waardevolle delen van het BDNZ. Ze kunnen echter niet beschouwd worden als een shopping list, waarbij finaal één van de vier scenario's als potentieel Habitatrictlijngebied geselecteerd zou worden, en zijn dus enkel richtinggevend.

1.3. BEOORDELING HABITATTYPES BIJLAGE 1, RELEVANT VOOR HET BELGISCH DEEL VAN DE NOORDZEE: HABITATTYPE 1170

1.3.1. WHAT'S IN A NAME?

Deze studie toetste tevens de beide kandidaat 1170 biotopen, zijnde *Lanice conchilega* aggregaties en grindbedden, getoetst aan het Habitatrichtlijn kader. Hierbij werden de volgende vragen beoogd:

- (1) Wat is de ecologische waarde van de beide kandidaat Habitattypes 1170?
- (2) Welke vormen de huidige bedreigingen van de beide kandidaat Habitattype 1170: nood aan bescherming?
- (3) Kunnen deze beschermingsdoelstellingen gerealiseerd worden via de Habitatrichtlijn?

1.3.1.1. ECOLOGISCHE WAARDE POTENTIËLE 1170 HABITATS

Ecologische waarde van *Lanice conchilega* aggregaties



(Foto's: M. Rabaut, UGent)

Lanice conchilega (de Schelpkokerworm) is een cosmopolitische borstelworm die leeft in het sediment en een lange koker bouwt met een diameter van 0.5 cm van zand en schelpstukjes. De top van de koker steekt zo'n vier cm uit het zand (Ziegelmeier 1952; Jones and Jago 1993; Nicolaidou 2003). Naast de studies rond de fysiologie en de koker, is heel wat informatie beschikbaar rond de hydrodynamische invloed (Eckman 1983; Heuers et al. 1998; Dittmann 1999) en werd ook het voorkomen van aggregaties beschreven (Carey 1987; Hartmann-Schröder 1996). Wetenschappers omschrijven de soort als een belangrijke ecosysteemingénieur. Ze toonden aan dat de soortenrijkdom in plaatsen waar de Schelpkokerworm voorkomt vier tot zes keer hoger is dan zonder de soort en dat het aantal dieren dat voorkomt tot 34 keer hoger is als gevolg van zijn aanwezigheid (Zuhlke 2001; Rabaut et al. 2007; Van Hoey et al. 2008). Dit komt omdat *L. conchilega* in staat is om het habitat lokaal te modificeren en zo ervoor zorgt dat de macrobenthische soorten geconcentreerd voorkomen (het zgn. Babouschka effect, sensus (Rabaut et al. 2007)). Dit effect op de biodiversiteit werd aangetoond in verschillende publicaties (Carey 1987; Feral 1989; Zuhlke et al. 1998; Dittmann 1999; Callaway 2006; Van Hoey 2006; Rabaut et al. 2007). Uit proeven in het labo blijkt bovendien dat de worm in staat is heel veel zuurstof de bodem in te pompen (Forster and Graf 1995; Braeckman et al. subm.), wat belangrijk is voor de gemeenschapssamenstelling en activiteit van andere bodembewonende dieren (Steyaert et al. 2005). Dit pompen stimuleert verder de mineralisatieprocessen in de bodem (Braeckman et al. subm.), die de nutriëntenpool in de waterkolom (nodig voor de fytoplanktonbloei) vernieuwen (Kristensen 1988). Hoge densiteiten van de schelpkokerworm veroorzaken lokale sedimentaccumulaties, waardoor duidelijk afgeijnde structuren ontstaan met specifieke fysische kenmerken (Rabaut et al. 2009). Deze duidelijk afgeijnde microhabitats worden afgewisseld door zones waar geen Schelpkokerwormen voorkomen, wat een oppervlaktestructuur genereert van lage heuvels met ondiepe depressies. Dit 'landschap' kan gevisualiseerd worden met behulp van side-scan sonar (Degraer et al. 2008). Tenslotte blijkt dit habitat van belang voor hogere trofische niveaus zoals juveniele platvis (Van de Moortel 2009; Vanaverbeke et al. 2009; Rabaut et al. subm.) en vogels (Godet et al. 2008). Deze

implicaties voor zowel het macrobenthos als voor andere trofische niveaus (bottom-up) en belangrijke bodemprocessen (top down) maakt dat de soort, vooral als die voorkomt in dense aggregaties, van belang is voor het functioneren van het ecosysteem.

Lanice conchilega structureert een bestaande macrobenthische gemeenschap (*A. alba* gemeenschap) op een verregaande manier en vormt daarom een subgemeenschap, gevormd door de zogenaamde 'geassocieerde soorten' (*L. conchilega* gemeenschap s.s) in de bredere gemeenschap waar die deel van uitmaakt (*A. alba* gemeenschap s.l.) (Rabaut et al. 2007). Het biotoop, gecreëerd door *Lanice conchilega* aggregaties, vormt zodoende een hotspot van biodiversiteit binnen de mobiele substraten van het Belgisch deel van de Noordzee.

Ecologische waarde van grindbedden



(Foto's A. Norro, KBIN-BMM)

Grindbedden komen wijd verspreid voor in de zuidelijke Noordzee en het oostelijke kanaal (e.g. Veenstra, 1969; 1974; Davoult et al., 1988), dikwijls in combinatie met grof zand zoals de Klaverbank (Van Moorsel, 2003) of de Steingrund (Kühne & Rachor, 1969). In Nederland werden dergelijke gebieden (de Klaverbank en de Centrale Oestergronden) beschreven als gebied met bijzondere ecologische waarde (Lindeboom et al., 2005). In het BDNZ werd het voorkomen van zones met grof zand en grind (> 2 mm) vastgesteld in diverse onderzoeksprojecten, waaronder MESH, MAREBASSE, HINDERS en BEWREMABI.

Uit verschillende studies, die met aangepaste technieken in dergelijke zones uitgevoerd werden, blijkt dat ze een rijke fauna en flora herbergen met een hoge soortenrijkdom, zowel van infauna als van epifauna op de stenen (o.a. Kühne & Rachor, 1969; Davoult & Richard 1988; de Kluijver, 1991; Dahl & Dahl, 2002; Van Moorsel, 2003). Die rijke gemeenschappen kunnen zich maar ontwikkelen in het geval dit habitat niet al te sterk aan natuurlijke en/of antropogene verstoring onderhevig is (o.a. bedelving door zand; cf. niet-mobiele substraten (Van Lancker et al., 2007) of bodemberoerende visserijtechnieken).

In het BDNZ werden vooral de grindbedden ter hoogte van de Hinderbanken en de Vlaamse Banken bestudeerd (BelSPO projecten: HINDERS (Houziaux et al., 2008) en MAREBASSE (Van Lancker et al., 2007)). Grind wordt vooral aangetroffen in de geulen tussen de banken (Van Lancker et al., 2007). Vooral de grindbedden ter hoogte van de Hinderbanken zijn belangrijk: uit historische gegevens (Gilson collectie: begin 20^{ste} eeuw) blijkt dat grindbedden het meest dominante habitattypen in de geul tussen de Oost- en Westhinder waren (Houziaux et al., 2008) en dat ze een zeer hoge biodiversiteit herbergden (Van Beneden, 1883)

Uit deze historische gegevens blijkt verder dat de verspreiding van de grindbedden duidelijk gecorreleerd kan worden aan de verspreiding van de Europese oester *Ostrea edulis* (Houziaux et al., 2008), een soort die momenteel nagenoeg uitgestorven is in de zuidelijke Noordzee (o.a. Gross & Smyth, 1946; Korringa, 1946; Yonge, 1960) en in het BDNZ (Leloup, 1960; Houziaux et al., in prep. b). Vermoed wordt dat deze oesterbedden als bronpopulatie voor de intertidale oesterpopulaties (cf.

zinkpopulatie) fungeerden (Houziaux et al., in prep. b). De oesters waren, samen met de stenen, zwaar gekoloniseerd door een zeer diverse epifauna van kokervormende borstelwormen vooral de driekantige kalkkokerworm *Pomatoceros triqueter* en de zandkokerworm *Sabellaria spinulosa* maar ook andere minder algemene kokervormende en veelal korstvormende en/of opgerichte organismen, waaronder de geweispons *Haliclona occulata*, bladachtig hoornwier *Flustra foliacea*, zeevinger *Alcyonidium* spp., dodemansduim *Alcyonium digitatum*, zeecypres *Sertularia cupressina* en zeespriet *Nemertesia* spp. Al deze organismen vormden samen een driedimensionale structuur waartussen talrijke andere kleinere en meer mobiele soorten leefden. Ze vormden zodoende dé hotspot van benthische biodiversiteit binnen het BDNZ (Houziaux et al., 2008).

Uit vergelijking met de huidige soortensamenstelling van het macrobenthos van de grindbedden kan worden afgeleid dat er zich heel sterke wijzigingen in soortensamenstelling hebben voorgedaan, o.a. (1) een wijziging van een mosdiertjes (Bryozoa met o.a. *Flustra*, *Alcyonidium* spp.) naar een Hydrozoa (o. a. gorgelpijp *Tubularia* spp.) gedomineerd systeem en (2) een wijziging van een dominantie van lang-levende soorten (o.a. oester *Ostrea edulis* en wulk *Buccinum undatum*) naar meer kort-levende opportunistische soorten (o.a. zeester *Asterias rubens*, slangster *Ophiura* spp. en brokkelster *Ophiothrix fragilis*) (Houziaux et al., 2008). Toch worden er nog steeds verschillende unieke soorten voor het BDNZ aangetroffen o.a. de priktolhoorn *Calliostoma zizyphinum*. Vooral de fauna van in stenen borende en in holten levende soorten, zoals *Barnea parva*, *Gastrochaena dubia*, *Kellia suborbicularis* en *Hiatella* spp.) is uniek (Houziaux et al., 2008).

Grindbedden vervullen een belangrijke functie als broed- en kinderkamer, dikwijls voor soorten die al onder een verhoogde (visserij)druk staan. Zones met grind en grof zand worden gebruikt door haring om er eieren af te zetten (Van Moorsel 2003; Postuma et al. (1977). Gilson (1921;1934) rapporteerde vroeger al het Westhindergebied als deel van een paaigrond voor haring, wat werd bevestigd door Postuma et al. (1977). Grindzones zijn bovendien van belang voor andere soorten die een harde ondergrond nodig hebben om hun eieren af te zetten. Voorbeelden zijn de wulk *Buccinum undatum*, de dwerginktvij *Sepiolo atlantica* en fuikhoorns *Nassarius* spp. Andere soorten zoals de hondshaai *Scyliorhinus canicula* of andere haaiensoorten en de zee kat *Sepia officinalis* bevestigen hun legsels aan de driedimensionale structuren gevormd door opgerichte sponzen, mosdiertjes en klonies van hydropoliepen.

Recent werd op drie plaatsen ter hoogte van de Hinderbanken een opvallend goed ontwikkelde fauna van grindbedden aangetroffen, met een goed ontwikkelde bedekking van driedimensionele epifaunasoorten, zoals sponzen, mosdiertjes en hydropoliepen die op hun beurt dan weer een meer mobiele fauna herbergen van onder meer zeenaaktslakken, kleine kreeftachtigen en wormen (Houziaux et al., 2008). Hoogstwaarschijnlijk gaat het hier om een refugium, dat wegens zijn topografisch/morfologische ligging op een natuurlijke manier wordt afgeschermd van bodemberoerende menselijke activiteiten. Dit refugium biedt een zicht op de mogelijke ecologische potenties van de Belgische grindbanken.

Zowel de structuur (o.a. unieke soorten) als het functioneren van het ecosysteem (o.a. kraamkamerfunctie), worden als ecologisch waardevol beschouwd.

1.3.1.2. HUIDIGE BEDREIGINGEN POTENTIËLE 1170 HABITATS

Huidige bedreigingen van *Lanice conchilega* aggregaties en beschermingsdoelstellingen

De boomkorvisserij wordt als voornaamste bedreiging van het habitat, gevormd door de *L. conchilega* aggregaties, beschouwd. De borstelworm *L. conchilega* zelf kan een vrij hoge boomkorvisserijdruk weerstaan², maar de rijke geassocieerde fauna verdwijnt na één enkele passage van de boomkor (Rabaut et al. 2008; Rabaut et al. 2009; Rabaut et al. in prep. b). Zo werd aangetoond dat boomkorvisserij effectief een significante negatieve invloed op de ecologische integriteit van de *L. conchilega* aggregaties heeft; dit zowel in de intertidale als subtidale zone (Gamarra 2008; Rabaut et

² Experimenteel werd een significant negatief effect op overleving bij een verstoringsfrequentie van twee maal daags (i.e. om de 12h) na 240h (i.e. 10d) waargenomen. Bij een verstoring van één maal daags (i.e. om de 24h) waren de negatieve effecten statistisch aantoonbaar na 384h (i.e. 16d). Bij een verstoringsfrequentie van een maal om de 48h werd geen effect waargenomen. De *ex situ* experimenten imiteerden de matige fysische verstoring door een garnalen- of kleine platviskor (4 meter), omdat vooral dit segment van de visserij in de ondiepe kustwateren (cf. voornaamste leefgebied *L. conchilega*) actief is (Rabaut et al., in prep. a).

al. 2008). Na verstoring herstelt de gemeenschapsstructuur zich relatief snel, al blijven de sterkst geassocieerde soorten gedurende lange tijd in significant lagere densiteiten aanwezig. Ondanks de vrij hoge druk op het biotoop (o.a. garnaalvisserij; mond. med. W. Versluys), wordt het biotoop nog steeds gekenmerkt als een hotspot voor biodiversiteit (zie hoger). Bij herhaaldelijke verstoring degradeert dit habitat echter nog verder en er kan verondersteld worden dat de waarde van dense aggregaties kokerwormen verhoogt als de bodemverstoring zou wegvallen. In de Waddenzee werd aangetoond dat *L. conchilega* aggregaties als initiator van mosselbanken (*Mytilus edulis*) kunnen fungeren (Callaway 2003). In de kustzone, waar weinig niet-mobiel substraat aanwezig is, werden mossels trouwens algemeen waargenomen aan het begin van de 20^{ste} eeuw (zie Gilson collectie). *Lanice conchilega* aggregaties zouden dus voor de noodzakelijke stabiliteit voor langer levende soorten in de hoog-dynamische kustzone kunnen zorgen. De algemene degradatie van de systemen na boomkorverstoring kan verregaande implicaties hebben, aangezien deze systemen van belang zijn voor vogels en vissen (zie hoger) (bottom-up) en belangrijke bodemprocessen (top down). Dit betekent dat de integriteit van het biotoop gevormd door *L. conchilega* aggregaties wordt bedreigd wat consequenties heeft voor het functioneren van het ecosysteem.

Huidige bedreigingen van grindbedden en beschermingsdoelstellingen

ICES nam het gebied van de Hinderbanken op in een voorstel met tot doel de paaigronden voor haring te beschermen tegen de negatieve impact van sedimentextractie (Postuma *et al.*, 1977; Sips, 1988). In Gilson (1921) vinden we een verwijzing naar het mogelijke verband tussen bodemvisserij en het paaien van haring en ICES (2006) bevestigt de negatieve impact van bodemsleepnetvisserij in dergelijke gebieden. Of haring het gebied nog steeds als paaigrond gebruikt is niet bekend. Sips (1988) merkte op dat reeds in de jaren 1950-1970 sommige paaigronden van haring niet meer gebruikt werden.

De boomkorvisserij wordt momenteel als de meest belangrijke reden aangevoerd voor het verdwijnen van de Europese oester uit het BDNZ (Leloup, 1960; Houziaux *et al.* in prep. b) en de wijzigingen binnen de macrobenthische gemeenschappen van de grindbedden in het algemeen (Lindeboom *et al.*, 2005). Door boomkorvisserij wordt niet alleen de bodem fysisch verstoord (o.a. omkeren stenen), maar worden ook stenen uit het gebied verwijderd (Baretta, 2004).

Grindbedden worden aldus op twee manieren door bodemberoerende visserijtechnieken bedreigd: enerzijds een afname van de ecologische integriteit, vooral sinds de opkomst in de Nederlandse en Belgische vissersvloot van de boomkorvisserij met zware kettingmatten in de jaren 1960 (Lindeboom and de Groot, 1998) en anderzijds het wegnemen van het fysisch habitat. Dit heeft al geleid tot het verdwijnen van grindzones in het Nederlandse deel van de Noordzee (Lindeboom *et al.*, 2005). Tegenwoordig worden regelmatig Nederlandse vissers met zeer zware schepen (tot 3000 Pk) in de Hinderbankenregio waargenomen (databank BMM).

In dit opzicht bieden de historische gegevens en het potentiële refugium (zie 1.3.1.1, Ecologische waard van grindbedden) een kijk op wat na een adequate bescherming van de grindbedden zou kunnen worden verwacht: (1) een herstel tot het rijkste bodemecosysteem van het BDNZ, (2) de mogelijke terugkeer van de Europese oester als biogeen rif en (3) een hernieuwd gebruik van de grindbedden als kraamkamer voor de haring *Clupea harengus* (Houziaux *et al.*, 2008).

Haelters *et al.* (2007) bevestigen dat bepaalde gebieden met grindbedden in aanmerking komen als OSPAR marien beschermd gebied in uitvoering van OSPAR Aanbeveling 2003/3, en stelden een gebied ten zuiden van de Westhinder voor als OSPAR MPA.

1.3.1.3. HABITATRICHTLIJN ALS BESCHERMINGSINSTRUMENT

In tweede instantie werden de beschermingsdoelstellingen voor de beide biotopen in relatie tot de Habitatrichtlijn geëvalueerd; dit aan de hand van de volgende vraag:

Kunnen deze beschermingsdoelstellingen gerealiseerd worden via de Habitatrichtlijn?

- (1) Door aanwijzing als Habitattype 1170 "Riffen", eventueel geassocieerd met Habitattype 1110 "Zandbanken"?

(2) Door aanwijzing als “special feature” onder het zandbank Habitatype 1110?

Er werd in consensus beslist dat de beide biotopen elk (1) een unieke ecologische waarde binnen het Belgisch deel van de Noordzee omschrijven en (2) lijden onder verlies van hun ecologische integriteit als gevolg van bodemberoerende visserijtechnieken, waardoor (3) ze in aanmerking komen voor een biotoop/habitat-gerichte bescherming (vnl. uitsluiten fysische verstoring, o.a. bodemberoerende visserijtechnieken). Net hierom werd unaniem beslist dat de beide biotopen/habitats een apart “statuut” binnen dit project verdienen.

Een consensus tot het al dan niet onderbrengen van de beide biotopen/habitats onder het Habitatype 1170 “Riffen” of het opnemen als “special feature” onder het zandbankenhabitat 1110 werd echter niet bekomen. Hieronder worden de verschillende – tijdens de workshop aangehaalde – informatie en nuancerende stellingen, betreffende een aanduiding van de beide biotopen/habitats als Habitatype 1170 onder de Habitatrictlijn weergegeven. Hiertoe werden de beide biotopen/habitats getoetst aan de definitie van Habitatype 1170, gekoppeld aan de interpretatie, zoals aangegeven in de meest recente versie van de “Interpretation Manual EUR 27 (2007)”. Deze informatie wordt weergegeven in tekstbox 2.

TEKSTBOX 2: DEFINITIE HABITATYPE 1170 “RIFFEN”

Reefs can be either biogenic concretions or of geogenic origin. They are hard compact substrata on solid and soft bottoms, which arise from the sea floor in the sublittoral and littoral zone. Reefs may support a zonation of benthic communities of algae and animal species as well as concretions and corallogenic concretions.

VERDUIDELIJKINGEN (uit “Interpretation Manual” EUR 27 (2007))

- “*Hard compact substrata*” are: rocks (including soft rock, e.g. chalk), boulders and cobbles (generally >64 mm in diameter).
- “*Biogenic concretions*” are defined as: concretions, encrustations, corallogenic concretions and bivalve mussel beds originating from dead or living animals, i.e. biogenic hard bottoms which supply habitats for epibiotic species.
- “*Geogenic origin*” means: reefs formed by non biogenic substrata.
- “*Arise from the sea floor*” means: the reef is topographically distinct from the surrounding seafloor.
- “*Sublittoral and littoral zone*” means: the reefs may extend from the sublittoral uninterrupted into the intertidal (littoral) zone or may only occur in the sublittoral zone, including deep water areas such as the bathyal.
- Such hard substrata that are covered by a thin and mobile veneer of sediment are classed as reefs if the associated biota are dependent on the hard substratum rather than the overlying sediment.
- Where an uninterrupted zonation of sublittoral and littoral communities exist, the integrity of the ecological unit should be respected in the selection of sites.
- A variety of subtidal topographic features are included in this habitat complex such as: hydrothermal vent habitats, sea mounts, vertical rock walls, horizontal ledges, overhangs, pinnacles, gullies, ridges, sloping or flat bed rock, broken rock and boulder and cobble fields.

Lanice conchilega aggregaties

Als aanzet tot de discussie werd de internationale a1 publicatie van Rabaut et al. (2009) aangehaald, waarbinnen de toetsing van de Europese Habitatrictlijndefinitie voor aggregaties van *L. conchilega* werd uitgevoerd. Ter inleiding wordt in tekstbox 3 een vertaling van de samenvatting van deze publicatie weergegeven.

TEKSTBOX 3: SAMENVATTING RABAUT ET AL. (2009)

Om als rifbouwer te classificeren moeten de verschillende activiteiten van het organisme verschillende habitatkarakteristieken significant wijzigen: elevatie, sediment consolidatie, grootte, patchiness, densiteit van de rifbouwer, biodiversiteit, gemeenschapsstructuur, levensduur en stabiliteit (Hendrick en Foster-Smith, 2006). De resultaten voor *L. conchilega* tonen dat de elevatie en de sediment consolidatie van de biogene heuveltjes significant verschilt van het omliggende niet-gestructureerde sediment. Gebieden met *L. conchilega* aggregaties zijn over het algemeen groot en vertonen een grote patchiness (bedekking van 5-18%). Individuele aggregaties kunnen verschillende jaren blijven bestaan als vernieuwing door de aanvoer van larven plaats vindt. Deze vernieuwing van de structuur wordt bevorderd door de lokale hydrodynamische veranderingen (cf. elevaties) en door de aanwezigheid van aanhechtingsstructuren (zoals volgroeide kokers). Deze analyses van biologische, fysische en temporele karakteristieken tonen aan dat de EU definitie voor riffen van toepassing is en dat *L. conchilega* classificeert als rifbouwer. Het artikel voorziet in een tabel waarin de range van de verschillende karakteristieken wordt weergegeven (zgn. "reefiness score").

De bespreking nadien leverde de volgende nuancerende stellingen op.

- *Lanice conchilega* aggregaties dragen bij tot een compactering van de sedimenten. Dit wordt bevestigd door een verhoging van de bodemschuifspanning van het sediment in aanwezigheid van *L. conchilega* aggregaties. Op de vraag of *L. conchilega* aggregaties ook als hard substraat kunnen worden beschouwd, wordt geen akkoord bereikt. Met andere woorden, hoe sterk gecompacteerd sediment moet zijn, vooraleer van hard substraat kan worden gesproken, blijft onduidelijk.
- *Lanice conchilega* aggregaties vertegenwoordigen een biogeen type biotoop dat o.a. door (kenmerkende) epibiotische fauna wordt gekoloniseerd. In hoeverre *L. conchilega* aggregaties ook als concreties kunnen worden beschouwd, blijft evenwel onduidelijk: enerzijds wordt wel degelijk een compactering van het sediment waargenomen, anderzijds blijft het sediment niet-cohesief.
- *Lanice conchilega* aggregaties worden gekenmerkt door hun topografische verhevenheid ten op zichte van het omringende sediment. Deze verhevenheid kan zelfs met remote sensing technieken, zoals side-scan sonar waargenomen worden.
- Alhoewel niet opgenomen in de voorbeeldenlijst van de "Interpretation Manual", voldoet *L. conchilega* volgens Rabaut et al. (2009) aan de definitie om als rifbouwende soort beschouwd te worden onder de categorie "borstelwormen". De voorbeeldenlijst is niet exhaustief daar de toetsing aan de definitie als voorwaarde geldt om een soort als rifbouwer te classificeren (schriftelijke mededeling Dhr Francois Kremer van de EC DG Environment op 19/06/2008 en herbevestigd op 18/12/2008).
- Rabaut et al. (2009) steunen op de publicatie van Hendrick en Foster-Smith (2006), die een vroegere definitie van rif (EUR 25) gebruiken. Ondertussen werd een nieuwe, striktere, versie gepubliceerd (EUR 27) (Tekstbox 2). De expliciete vermelding "hard compact substrata" komt niet voor in de definitie uit EUR 25. Onenigheid bestaat of de conclusie van Rabaut et al. (2009) ook toepasbaar is binnen de EUR 27 definitie van Habitatype 1170 "Riffen". Zie ook emailcommunicatie van 3, 17, 18 en 24 juli 2009 met Dr. Vicki Hendrick (Annex 1), eerste auteur van Hendrick en Foster-Smith (2006). Dr. Hendrick is eerder geneigd om *Lanice* aggregaties als Habitatype 1170 op te nemen.
- *Lanice conchilega* structureert een bestaande macrobenthische gemeenschap (*A. alba* gemeenschap) op een verregaande manier en vormt daarom een subgemeenschap, gevormd door de zogenaamde 'geassocieerde soorten' (*L. conchilega* gemeenschap s.s) in de bredere gemeenschap waar die deel van uitmaakt (*A. alba* gemeenschap s.l.) (Rabaut et al. 2007). Het biotoop, gecreëerd door *Lanice conchilega* aggregaties, vormt zodoende een hotspot van biodiversiteit binnen de mobiele substraten van het Belgisch deel van de Noordzee.
- Uit recent onderzoek blijken *L. conchilega* aggregaties een aanzienlijke temporele stabiliteit – noodzakelijk om als rif te kunnen worden erkend – te vertonen.
- *Lanice conchilega* aggregaties bedekken momenteel slechts 10-15% van het geschikte habitat. In afwezigheid van boomkorvisserij zou een verhoging van deze bedekkingsgraad kunnen voorkomen. Een eventuele uitbreiding van een bestaande aggregatie is namelijk

afhankelijk van een succesvolle larvale recrutering naar het benthos, dewelke als kwetsbaar ten opzichte van boomkorvisserij wordt ingeschat.

- *Lanice conchilega* aggregaties kunnen ook beschermd worden via instandhoudingsdoelstellingen, doch aanduiding als 1170 biedt meer garantie op bescherming.
- Als de aggregaties in het subtidaal als Habitattype 1170 worden aangemeld, geldt dit niet noodzakelijk voor de intertidale zone, maar is een koppeling met de Vlaamse autoriteiten in het kader van de Habitatrichtlijn gewenst.
- *Lanice conchilega* aggregaties worden minstens in Frankrijk als Habitattype 1170 beschouwd.

Grindbedden

De volgende nuancerende stellingen werden tijdens de bespreking aangehaald.

- Grindbedden worden als hard substraat letterlijk vermeld in de "Interpretation Manual". Toch is het hier belangrijk onderscheid te maken tussen dagzomende en niet-dagzomende grindbedden. Volgens de "Interpretation Manual" kan enkel sprake zijn van Habitattype 1170 als de epibiota afhankelijk zijn van het hard substraat dan van het bovenliggende mobiele substraat. In dit opzicht is het noodzakelijk de verspreiding van dagzomende grindbedden te kennen, zodat hierin gedifferentieerd kan worden.
- Het recentelijk ontdekte en goed ontwikkelde grindbedrefugium ter hoogte van de Oost- en Westhinder (Houziaux et al., 2008) voldoet aan heel wat voorwaarden tot aanduiding van de zone als Habitattype 1170. Hier kan echter de bedenking worden gemaakt dat omwille van ecologische redenen (o.a. bron en zink populatiedynamica), maar evenzeer praktische argumenten (hoe bescherming concreet uitvoeren?) een minimum aan oppervlakte kwaliteitsvol habitat noodzakelijk zou kunnen zijn.
- De soorten, gekoppeld aan grindbedden in het BDNZ, vormen een unieke gemeenschap. Deze epibiotische soorten zijn alle direct of indirect gekoppeld aan de aanwezigheid van niet-mobiele stenen. Ze kunnen buiten de natuurlijke grindbedden enkel op onnatuurlijke harde substraten, zoals scheepswrakken, worden waargenomen, maar dat is niet het geval voor alle soorten.
- De meeste van de grindbedden kunnen als geheel moeilijk topografisch worden onderscheiden. De individueel samenstellende stenen, die boven het sedimentoppervlak uitsteken en dus de ideale aanhechtingsplaat voor epibiota vormen, kunnen uiteraard wel topografisch worden onderscheiden.
- Hoe groot het oppervlak en hoe dicht de stenen beschikbaar moeten zijn om als Habitattype 1170 te kunnen worden onderscheiden, is momenteel onduidelijk. Het oppervlak dient groot genoeg te zijn om ook van belang te zijn voor vogels en zeezoogdieren. De grootte van het beschermde gebied moet dus beschouwd worden in functie van de functionaliteit.
- Onder andere in Nederland, Verenigd Koninkrijk, Denemarken en Duitsland worden subtidaal grindbedden als Habitattype 1170 aangemeld.

1.3.1.4. CONCLUSIE

In consensus werd beslist dat de beide biotopen elk (1) een unieke ecologische waarde binnen het Belgisch deel van de Noordzee omschrijven en (2) lijden onder verlies van hun ecologische integriteit als gevolg van bodemberoerende visserijtechnieken, waardoor (3) ze in aanmerking komen voor een biotoop-gerichte bescherming (vnl. uitsluiten fysische verstoring, o.a. bodemberoerende visserijtechnieken). Net hierom werd unaniem beslist dat de beide biotopen een apart "statuut" binnen dit project verdienen.

Een consensus tot het al dan niet onderbrengen van de beide biotopen onder het Habitatrichtlijntype 1170 "Riffen" of het opnemen als "special feature" onder het zandbankenhabitat 1110 werd echter niet bekomen. Desalniettemin zullen de biotopen apart gekarteerd worden om zo als aparte GIS laag (zie bijgevoegde CDrom) hun ecologische waarde binnen het verdere verloop van dit project te laten gelden.

1.3.2. KARTERING

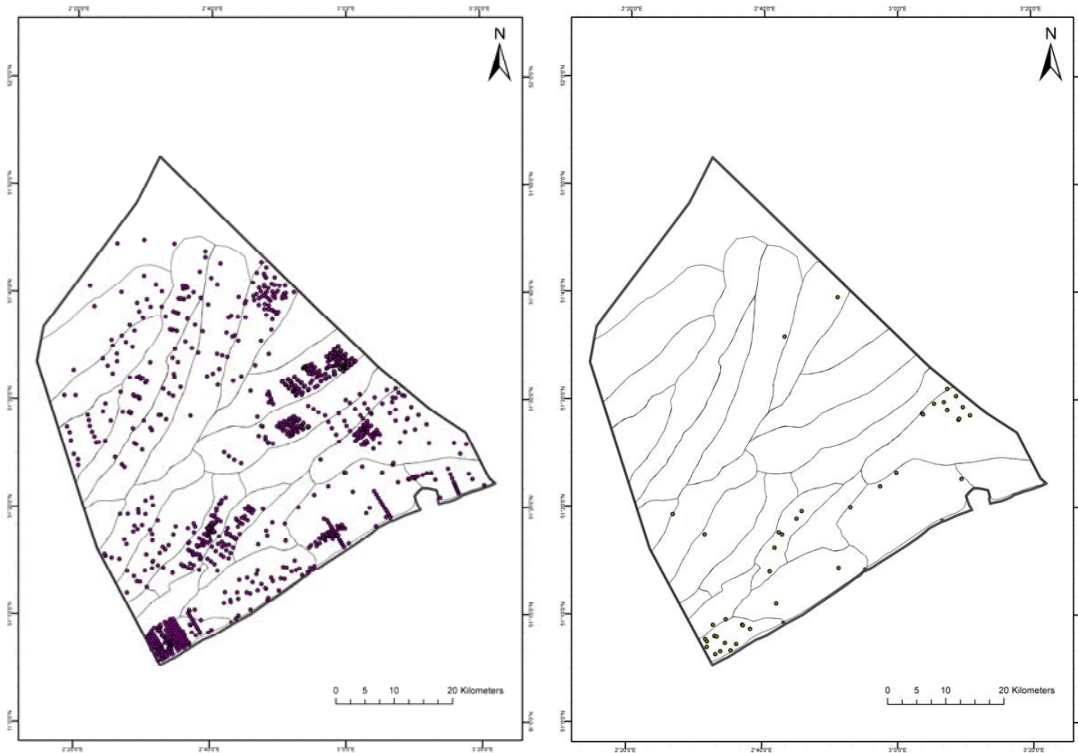
1.3.2.1. LANICE CONCHILEGA AGGREGATIES

Op basis van habitatgeschiktheidsmodellen, zoals veralgemeende lineaire modellen, artificiële neurale netwerken (Willems *et al.* 2008) en maximale entropie modelleertechnieken (MaxEnt Software), kan het voorkomen van *Lanice conchilega* voorspeld worden (Vanaverbeke *et al.* 2009). Daarenboven kan het voorkomen van verschillende densiteiten geanalyseerd worden op basis van data geëxtraheerd uit MACRODAT. Hierbij zal gefocust worden op de hogere densiteiten (cf. rifkenmerken). Op deze manier wordt het voorkomen van *Lanice* aggregaties in kaart gebracht.

De potentiële gebieden waar *Lanice* aggregaties voorkomen in het BDNZ worden in kaart gebracht door een verband te zoeken tussen de (gebiedsdekkende) informatie over de fysische omgeving en de (punt)waarnemingen van het organisme in macrobenthosstalen. Het soortendistributiemodel (SDM) dat in deze studie wordt gebruikt is MaxEnt. MaxEnt genereert 'maximale entropiemodellen' en is een breed toepasbare techniek om voorspellingen te maken of gevolgtrekkingen te doen vanuit onvolledige informatie. De software schat de waarschijnlijkheidsdistributie door middel van maximale entropie (i.e. zo dicht mogelijk bij uniformiteit) onder de voorwaarde dat elke verwachte waarde onder deze geschatte distributie overeenkomt met zijn empirische gemiddelde. Het concept zelf is heel gelijkaardig aan de zogenaamde 'algemene lineaire modellen' (GLMs) met dit verschil dat MaxEnt enkel aanwezigheidsdata gebruikt (en geen densiteiten). MaxEnt modelleert een waarschijnlijkheidsdistributie voor de pixels in een bepaald studiegebied en de pixels zonder soortenwaarnemingen worden niet beschouwd als afwezigheden. Er werd uiteindelijk gekozen om binnen deze studie met deze MaxEnt software te werken omdat deze techniek een algemene benadering toelaat. Daarenboven beschikt de Sectie Mariene Biologie over grote datasets met gebiedsdekkende omgevingsvariabelen. Deze variabelen werden gebruikt als voorspellingsvariabelen teneinde een habitatgeschiktheid te creëren voor *L. conchilega*.

Voor de verdere analyse werd verder gewerkt met densiteitsdrempelwaarde van 500 individuen per m², gezien vanaf die densiteit de maximale biologische rifkarakteristieken aanwezig zijn en de fysische kenmerken voldoende uitgesproken (Van Hoey *et al.* 2008; Rabaut *et al.* 2009a). In deze analyse zijn we geïnteresseerd in de aggregaties, die verschillende rifkenmerken hebben.

Voor deze analyse werd de MACRODAT databank (Sectie Mariene Biologie) gebruikt. Stalen afkomstig van hetzelfde station (replicaten of tijdsreeksen) werden als enkelvoudige waarnemingen in het model opgenomen (Figuur 1.11). Vooraleer de modellen worden gefit, wordt getest of de verspreiding van de aanwezigheidsdata verschillend is van een random verspreiding. Indien de aanwezigheden niet significant verschillen van een random verspreiding, heeft het geen zin om deze verspreiding verder te modelleren met de omgevingsvariabelen. Er wordt m.a.w. een nul distributie (of nulmodel) gegenereerd dat gebaseerd is op een random sampling. Het gebruik van een nulmodel op deze manier is conceptueel vergelijkbaar met de conventionele statistische analyse.

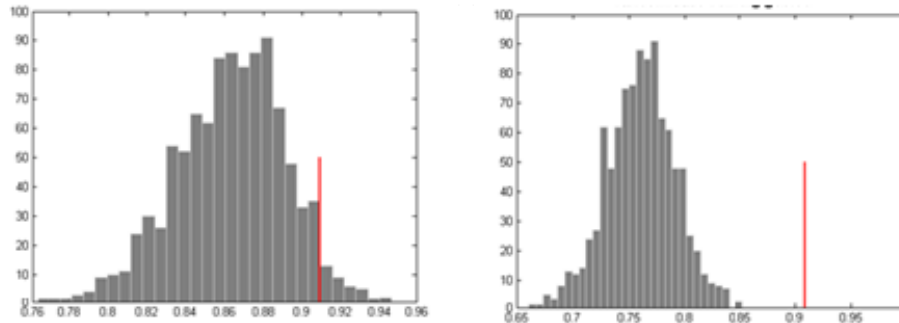


Figuur 1.11 Alle beschikbare stations binnen MACRODAT

Figuur 1.12 Beschikbare stations, na datareductie, voor de analyse van dichtheden >500 ind/m²

Het aantal random genomen punten komt overeen met het reële aantal in de dataset en deze randomisatie wordt 999 maal herhaald om een frequentiehistogram te genereren. De positie van de werkelijk geobserveerde waarde in de random gegenereerde nulverdeling wordt dan gebruikt om de waarschijnlijkheidswaarde toe te kennen, net zoals in conventionele statistiek (als de kans <5%, zijn de gevonden aanwezigheden verschillend van random). In deze studie werd een eenzijdig 95% betrouwbaarheidsinterval gebruikt omdat het enkel van belang is te weten of het model de aanwezigheid significant beter verklaart dan te verwachten valt bij toeval (eerder dan na te gaan of het significant minder presteert dan random) (Raes en ter Steege 2007). Deze randomisaties worden uitgevoerd op de aanwezige stations (waarbij getest wordt of de werkelijke aanwezigheid verschilt van een random verdeling over de staalnamestations) alsook op het hele gebied.

De reële distributie van *L. conchilega* is verschillend van random, zowel voor gerandomiseerde stations als voor de randomisatie voor het hele gebied. Het verschil met de randomisatie voor het hele gebied is wel een stuk groter, wat impliceert dat de huidige verdeling van de stations niet random is. Dit kan ofwel wijzen op een oversampling van een bepaald gebied, ofwel op een undersampling wat zou impliceren dat er gebieden zijn met combinaties van omgevingsvariabelen waar geen data voorhanden is. Desondanks tonen de randomisaties van de stations aan dat we met 95% zekerheid kunnen zeggen dat de verspreiding van *L. conchilega* binnen het gebied verschilt van een random verspreiding (Figuur 1.13).



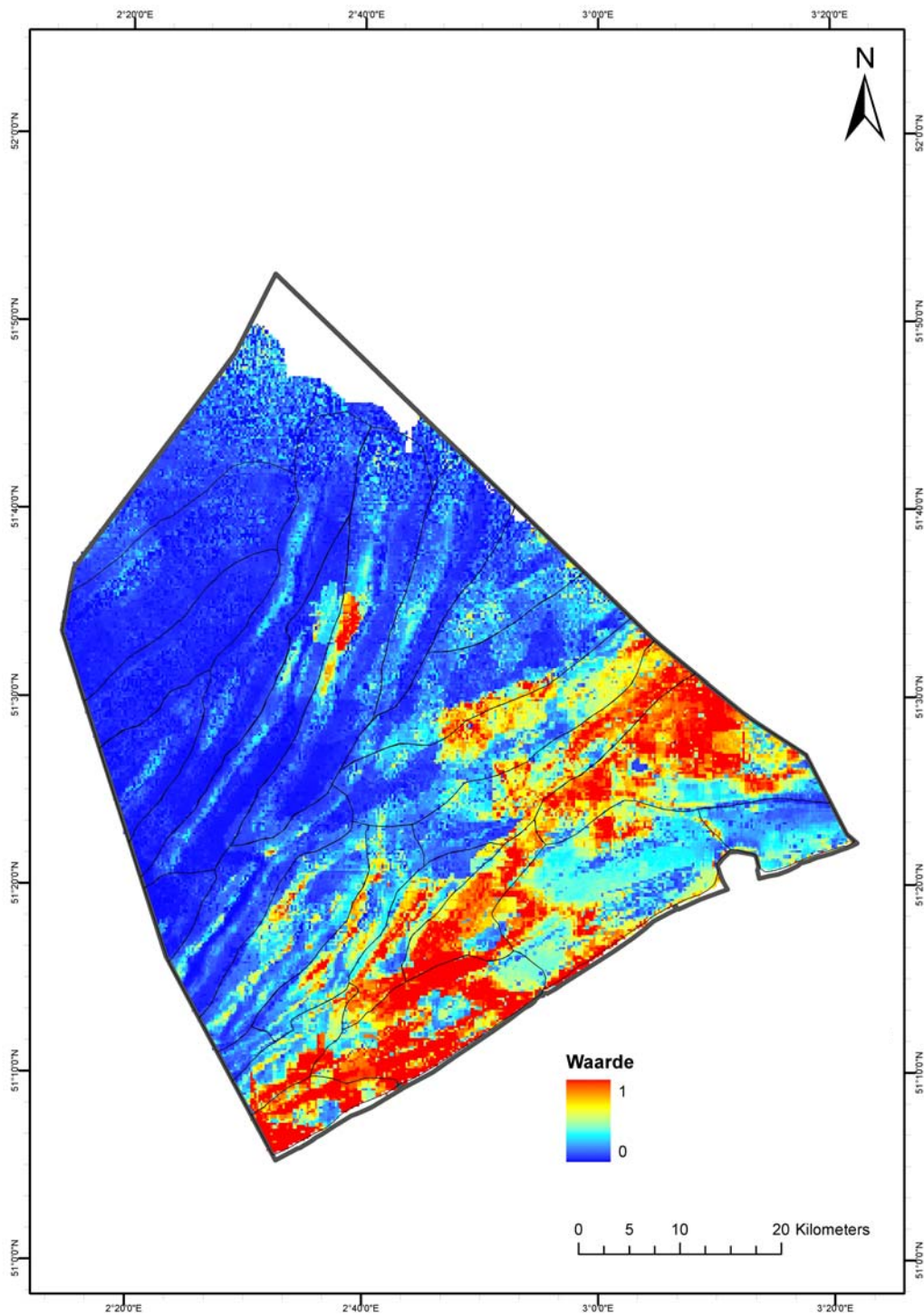
Figuur 1.13 Randomisaties voor de vier verschillende *Lanice conchilega* dichtheden. Links de randomisaties op basis van de beschikbare stations; rechts de randomisaties voor het hele gebied.

Gezien de verdeling van *L. conchilega* (voor de verschillende densiteiten) verschilt van random, kan er een soortenverspreidingsmodel (SDM) gebouwd worden op basis van de omgevingsvariabelen. Bij het initieel model worden alle omgevingsvariabelen gebruikt. Dit leidt veelal tot overfitting van het model, m.a.w. de distributie van *L. conchilega* aggregaties (met > 500 ind/m²) in het BDNZ kan beter voorspeld worden door een reductie van het aantal omgevingsvariabelen. Voor deze reductie werd geopteerd om een backwardselectie door crossvalidatie door te voeren (in sommige gevallen werd bij forwardselectie de variabele slib-klei niet geselecteerd, wat leidde tot aberrante distributiepatronen).

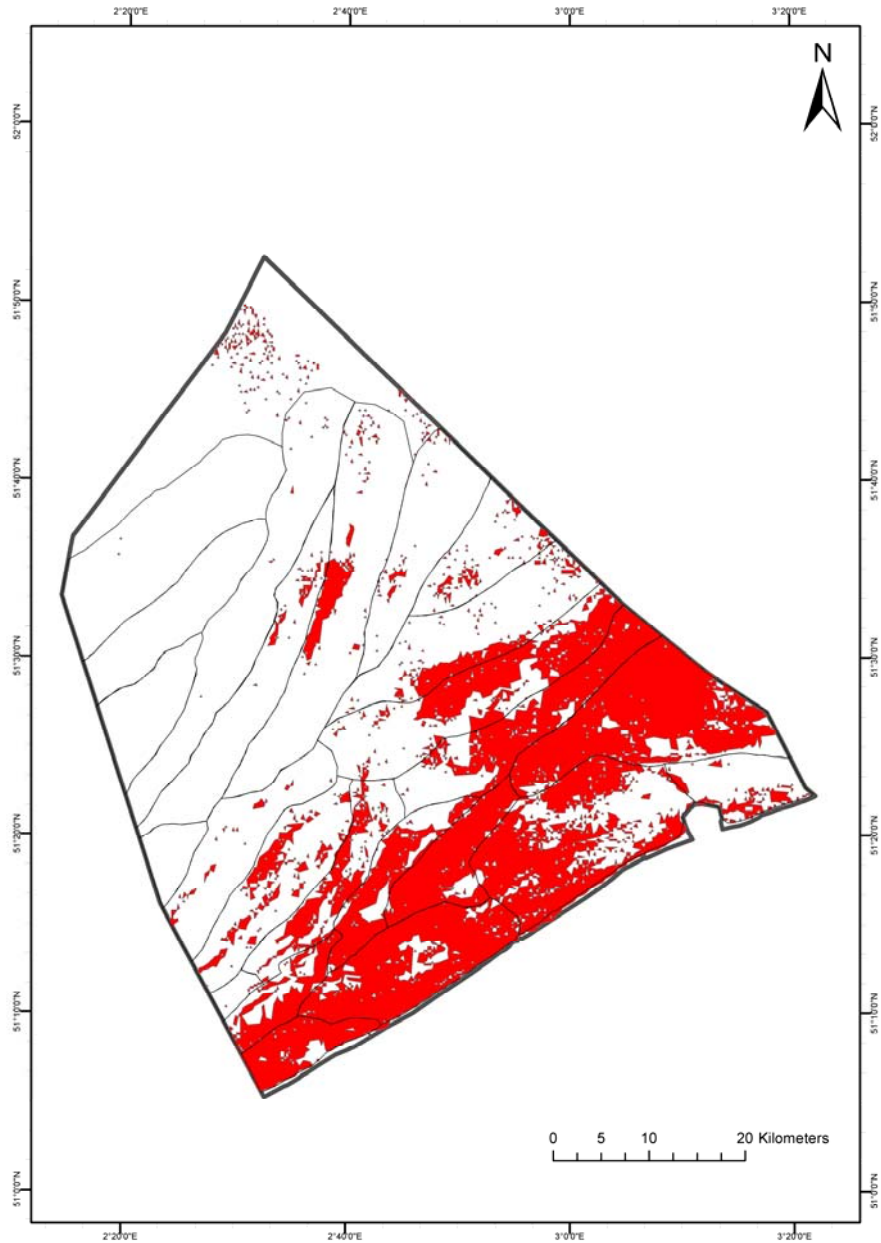
De omgevingsvariabelen die weerhouden werden bij dit model zijn in volgorde van belangrijkheid het slibgehalte (korrelgrootte $< 63 \mu\text{m}$), de maximale stroomsnelheid op de bodemlaag, de helling van de zeebodem, de gemiddelde bodem *shear stress*, de bathymetrische positie index (bpi, 240 m range) en de bodemruwheid (*rugosity*). Het model (figuur 1.14) toont een verspreidingspatroon van *Lanice* aggregaties (met > 500 ind/m²) dat goed overeen komt met de verspreiding van de *A. alba* biotoop (vergelijk met figuur 1.3). De logistische drempelwaarde waarbij het model een aanwezigheid van *L. conchilega* aggregaties van > 500 ind/m² voorspelt is 0.222 (figuur 1.15).

In totaal wordt hiermee een gebied van 732 km² aangeduid waar *L. conchilega* aggregaties van > 500 ind/m² kunnen worden verwacht (i.e. 20 % van het BDNZ). In het minimale scenario kan hiervan 20% aangeduid worden, in het maximale 60% (respectievelijk minimaal 4% tot maximaal 12% van BDNZ).

Het gebied waar deze aggregaties voorspeld worden komt in grote mate overeen met het voorkomen van *A. alba* gemeenschap. Dit betekent dat *L. conchilega* de potentie heeft om aggregaties van > 500 ind/m² op te bouwen in dit hele gebied. Dit is van belang in het kader van eventuele beheersmaatregelen. Langs de Westkust liggen de aggregaties vlak voor de kust, terwijl ze voor de Oostkust verder in zee liggen, ter hoogte van de Vlakte van de Raan. De hoge aanvoer van suspensiemateriaal vanuit het Schelde-estuarium (maar ook vanuit de dumping site Sierra Ventana) zijn mogelijks sturende factoren voor het uitgestrekte *L. conchilega* gebied op de Vlakte van de Raan.



Figuur 1.14 Habitatgeschiktheidskaart voor *Lanice conchilega* aggregaties met een dichtheid > 500 ind./m², zoals gegenereerd met MaxEnt. Hoogstwaarschijnlijk afwezig: blauw (0); hoogstwaarschijnlijk aanwezig: rood (1).



Figuur 1.15 Voorspelde voorkomen van *Lanice conchilega* aggregaties met een dichtheid > 500 ind./m² in het BDNZ (gebaseerd op MaxEnt Habitatgeschiktheidsmodel). De logistische drempelwaarde waarbij het model een aanwezigheid van *L. conchilega* aggregaties van > 500 ind/m² voorspelt is 0.222. *Lanice conchilega* behoort tot de *Abra alba* biotoop (vgl. met Figuur 1.4).

1.3.2.2. GRINDBEDDEN

De aard van de zeebodemsedimenten is nauw gelinkt aan het voorkomen van het zandbankgeulensysteem. De interactie van de stroming met deze grootschalige morfologie is immers verantwoordelijk voor de hydraulische sortering van de afzettingen. Zo neemt de zandfractie deel aan de opbouw van de zandbanken, terwijl de fijnste sedimenten voorkomen in de geulen, omwille van het kalme milieu waarin ze rustig kunnen bezinken. Toch kunnen de geulsedimenten rijker zijn aan grind en opgebroken schelpenmateriaal en kunnen lokaal kleien eroderen van lokaal dagzomend Tertiair substraat. Grove zanden tot grindvelden komen meestal lokaal voor. Het grind is een relictsediment dat nauwelijks door de huidige stroming kan worden verplaatst. Het meeste grind is

afkomstig van herwerking tijdens de mariene transgressie of zijn restanten van een vroeger Holoceen landoppervlak (overzicht: Van Lancker *et al.*, 2007a).

De variatie in grindlithologie is algemeen groot en kan uit silex, kalksteen, zandsteen, kwarts, kwartsieten en magmatische gesteenten bestaan. Silex is de belangrijke component en is hoogstwaarschijnlijk vooral afkomstig uit krijtafzettingen nabij de monding van de Thames. Het meeste grind wordt gevonden in de geulen van de zuidelijke Hinder Banken, evenals in de geulen ten westen van de Buiten Ratel en Kwinte Bank en ten noorden van de Goote Bank en Thornton Bank. Het komt voor waar de basis van het Quartair dagzoomt (Van Lancker *et al.*, 2007a).

Het karteren van potentiële grindvelden werd gebaseerd op Van Lancker *et al.* (2007a), waar op basis van de volgende waarnemingen gebieden werden aangeduid:

- (1) Sedimentstaalnames op basis van de *sedisurf@* database;
- (2) Stenen gevonden door duikers (Belgische Marine);
- (3) Akoestische zeebodemclassificatie; en
- (4) Quartairdek van minder dan 2.5 m (Maréchal & Henriët, 1983)

De extensie van de gebieden was vooral gebaseerd op resultaten van akoestische zeebodemclassificatie:

- (1) Voor de Vlaamse en Zeeland Banken, op basis van gebiedsbedekkende multibeam backscatterdata (Degrendele *et al.* (2002-): de contouren volgen zones met hoge backscatter of terugverstrooiingswaarden;
- (2) Voor de Hinder Banken regio werden vooral de resultaten gevolgd van Deleu (2001). Hierbij werden terugverstrooiingsdata geanalyseerd langsheen SW-NE lijnen die de volledige Hinder Banken regio bestreken; weliswaar hadden de lijnen een spaciëring van 2 km; dit is de reden van enkele geïsoleerd aangeduide gebiedjes in het noorden van deze regio;
- (3) Ten zuidoosten van de kink van de Westhinderzandbank zijn terug volledig zeebodembedekkende akoestische data beschikbaar (Deleu 2002 en Van Lancker *et al.*, 2007a) en werden gebieden afgebakend met hoge backscatter of terugverstrooiingswaarden.

Voor voorbeelden van de akoestische signatuur van grindrijke gebieden wordt verwezen naar de Habitat Signature Catalogue (Van Lancker *et al.*, 2007b) of meer algemeen naar www.searchmesh.net. Het voorkomen van grind is sterk 'patchy' en vaak wordt meer zand dan grind waargenomen. Op grotere schaal vertonen grindrijkere gebieden een typisch "hummocky" of hobbelige morfologie die op basis van multibeambeelden goed kan worden onderscheiden (voorbeelden zie Van Lancker *et al.*, 2007a/b).

Voor de huidige kartering werden voorgaande resultaten volledig herzien in GIS. De volgende datasets werden extra gebruikt:

- (1) Sedimentstaalnames, op basis van de *sedicURVE@SEA* database (Van Lancker *et al.*, 2009): een volledig nieuw gecompileerde database waarin de volledige korrelgroottedistributie van sedimentstaalnames is opgenomen. Deze database bevat ondermeer resultaten van de omvangrijke datasets van ILVO (BIOMON, Hostens) en MACRODAT van Universiteit Gent, alsook de Gilson staalnames, periode ~1900 (Houziaux *et al.*, 2008);
- (2) De bathymetrische positie-index (Verfaillie *et al.*, 2008) die discrimineert tussen topzones en hellingen van banken, alsook depressies en vlakke zones.

Figuur 1.16 geeft de potentiële grindgebieden weer, op basis van de nieuwste datasets en inzichten. In vergelijking met Van Lancker *et al.* (2007a) is de ruimtelijke extensie van sommige zones gewijzigd en zijn nu ook de staalnameposities weergegeven. Hierbij werd verkozen enkel de staalnames weer te geven met meer dan 20 % grind (fractie > 2mm). Lagere grindwaarden zijn meestal geassocieerd met grote hoeveelheden aan schelpengruis. Het voorkomen van de fractie 20-50% grind is wellicht een combinatie van het voorkomen van zowel schelpenmateriaal als lithologische grind en dient dus met de nodige voorzichtigheid geïnterpreteerd te worden.

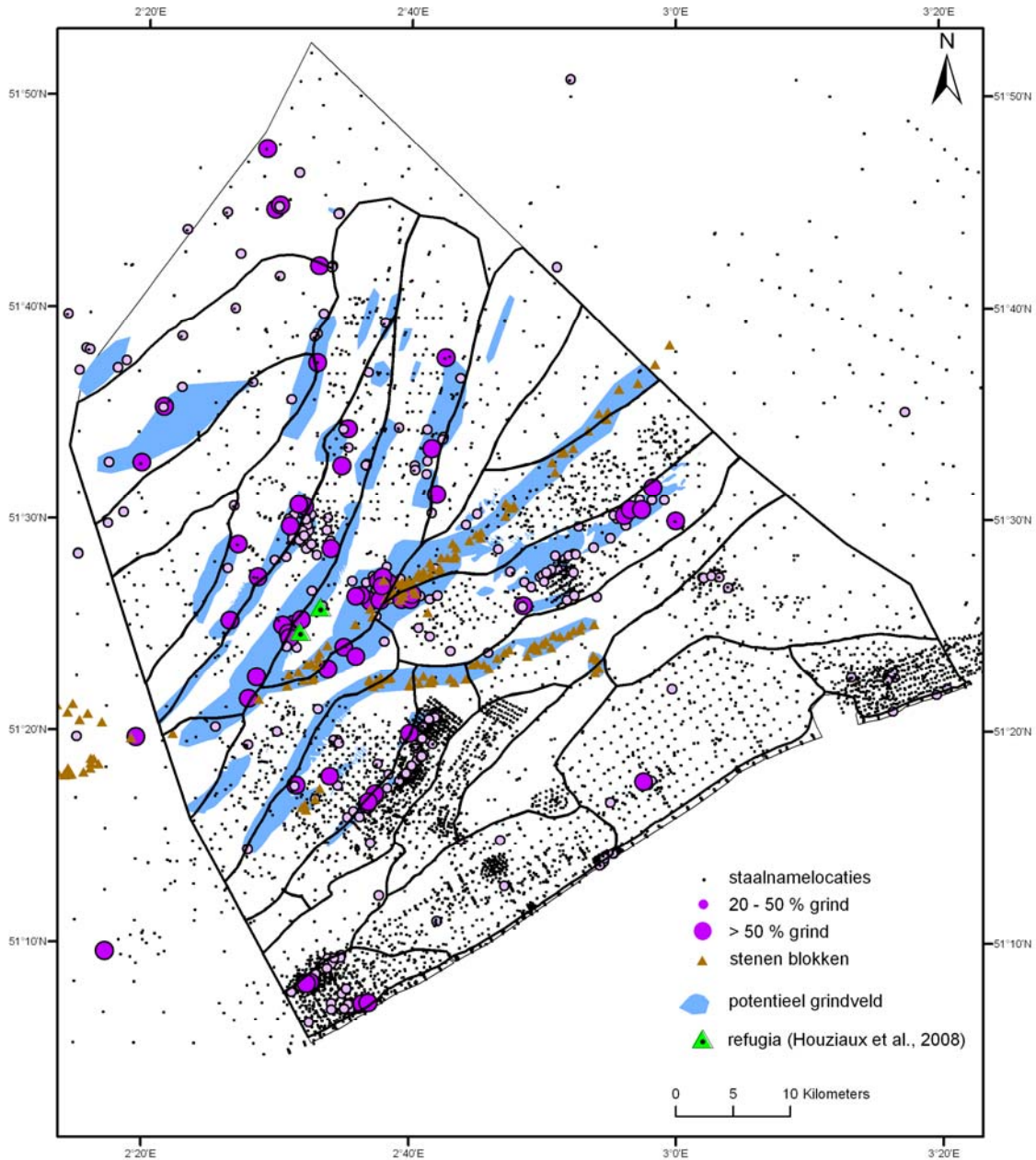
Aangeduide gebieden waarin geen staalnames voorhanden waren, zijn louter gebaseerd op akoestische zeebodemclassificatie; terreinvalidatie van de ruimtelijke extensie van deze gebieden is sterk aangewezen.

Op basis van alle beschikbare resultaten kunnen volgende vaststellingen gemaakt worden:

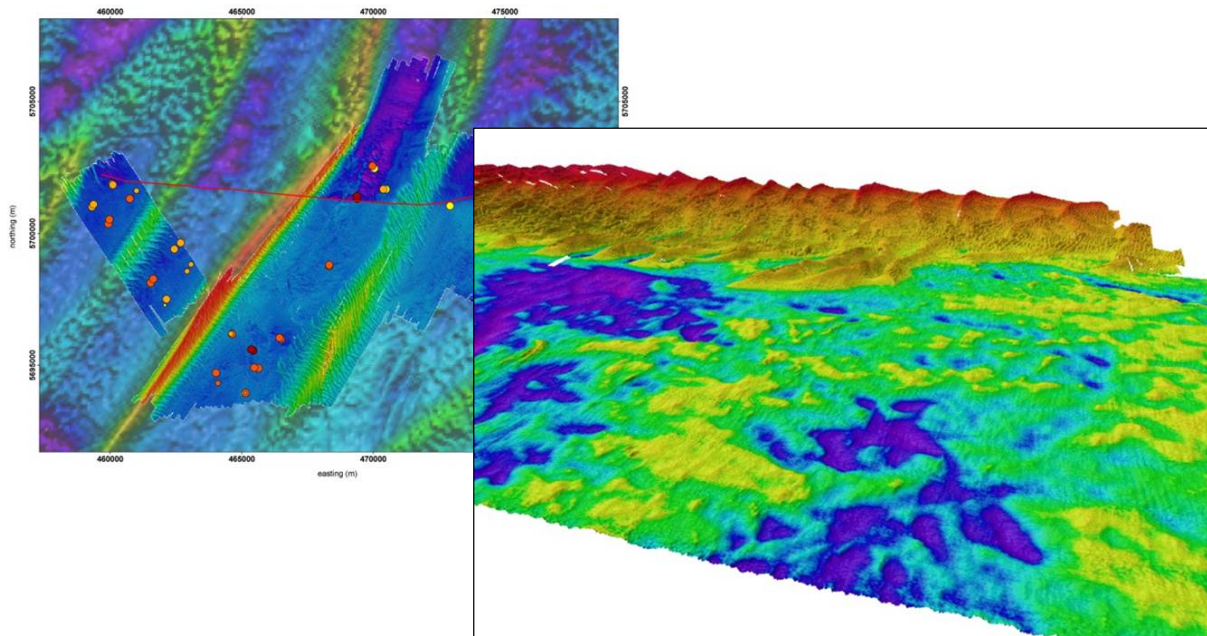
- (1) Kustbanken: grover sediment tot grind komt voor waar sterke stromingen het Tertiair substraat aansnijden (Trapegeer-Broersbank gebied); alsook op de stortplaatsen van gebaggerd materiaal;
- (2) Vlaamse Banken: de westelijke geulen van zowel de Oostdijck, Buiten Ratel, alsook de Kwinte Bank vertonen hogere percentages aan grind. Het Tertiair substraat wordt hier lokaal aangesneden;
- (3) Zeelandbanken: vooral de geul tussen de Goote Bank en Thornton Bank is rijker aan grind; vooral ten zuiden van het centrale deel van de Thornton Bank;
- (4) Hinder Banken: vooral de zuidelijke zone, tot ter hoogte van de kink van de Westhinder heeft het grootste potentieel aan grindvoorkomens. Ook de zone waar de zandbanksystemen van de Goote Bank, Thornton Bank en Oosthinder samenkomen is relatief rijk aan grind. Deze zone werd uitvoerig bestudeerd in Van Lancker *et al.* (2007a). In de noordelijke zone van de Hinder Banken komen lokaal grindvelden voor; deze zones zijn echter minder bestudeerd en vaak is de aflijning volledig gebaseerd op akoestische zeebodemclassificatie die echter nog gevalideerd dient te worden;
- (5) De zandbanksystemen ten noorden van de Fairy Bank: grind wordt gevonden, doch de ruimtelijke verspreiding is nauwelijks gekend;
- (6) Uitgaande van video-opnames (Van Lancker *et al.*, 2007a en Houziaux *et al.*, 2008) is gebleken dat wellicht alle grindvelden bedekt zijn met een laagje zand (10-15 tot 40 cm werd regelmatig vastgesteld)³. De dikte van deze laag is echter heel moeilijk in te schatten en is wellicht variabel naargelang de hydro-meteorologische omstandigheden;
- (7) Voorgaand onderzoek (Houziaux *et al.*, 2008) heeft aangetoond dat de biologisch rijkste grindgebieden voorkomen in de lijkzijde van grotere morfologische structuren (bijv. barchaanduinen, Figuur 1.17), die een protectie bieden tegen visserij-activiteiten. Om deze structuren te karteren zijn echter zeebodembedekkende multibeamopnames noodzakelijk. In 2009-2010 zal door FOD Economie, Zandwiningsfonds de volledige exploratiezone in de Hinder Banken regio gekarteerd worden;
- (8) Kinkzones⁴ in zandbanksystemen zijn veelal zones waar grind voorkomt (Buiten Ratel, Kwinte Bank, Westhinder, Oosthinder, Bligh Bank, uiterst noordelijke zandbank); deze zones zijn echter gekenmerkt door een verhoogde sedimentdynamiek (Deleu *et al.*, 2002; 2004);
- (9) Het voorkomen van stenen, geïdentificeerd door duikers, werd ook aangeduid (tot 2-3 m diameter). Deze zones werden nog niet akoestisch onderzocht. Gezien deze zones zich bevinden langsheen navigatiekanalen is het waarschijnlijk dat een aandeel bestaat uit gestort ballastmateriaal.

³ Of deze bedekking van oorsprong natuurlijk of antropogeen (cf. bodemverstorende menselijke activiteiten) is, is momenteel niet bekend.

⁴ Kinkzones zijn plaatsen waar een abrupte wijziging in de oriëntatie van een zandbank optreedt.



Figuur 1.16 Karting van potentiële grindgebieden (blauwe zones) op basis van: (1) sedimentdatabase; (2) stenen gevonden door duikers; (3) akoestische zeebodemclassificatie; (4) bathymetrische positie-index; (5) bathymetrie digitaal terreinmodel; en (6) een Quartairdek van minder dan 2.5 m.



Figuur 1.17. Localisatie en 3D beeld van de geul tussen de Westhinder en Oosthinder zandbank. Beeldvorming naar het NE, in de richting van de Oosthinder, waarbij barchaanduinen worden waargenomen aan de voet van de zachte flank van de zandbank. In de lijzijde van deze structuren vonden Houziaux *et al.* (2008) de rijkste grindbedden terug. De morfologie in de geul is heel variabel met lokaal putten van 2-5 m diep, met een ruimtelijke extensie van meer dan 1 km (Van Lancker *et al.*, 2007a).

DEEL 2. BEOORDELING VAN DE GEBIEDEN VAN ZEEZOOGDIERSOORTEN VAN BIJLAGE II VAN DE HABITATRICHTLIJN, DIE IN HET BELGISCHE DEEL VAN DE NOORDZEE VOORKOMEN

2.1. WALVISACHTIGEN

2.1.1. INLEIDING

Twee soorten walvisachtigen, inheems in het Belgische deel van de Noordzee, werden opgenomen in Bijlage II van de Habitatrichtlijn: de tuimelaar *Tursiops truncatus* en de bruinvis *Phocoena phocoena*.

Het verantwoorden van een aanduiding van mariene beschermde gebieden voor walvisachtigen is niet eenvoudig, gezien het in vele gevallen soorten zijn die over grote afstanden migreren, of gebruik maken van een zeer uitgestrekt leefgebied. Bovendien zijn gegevens over aantallen, verspreiding en dichtheden vaak schaars. Toch moeten voorstellen voor mariene beschermde gebieden verantwoord worden door middel van concrete gegevens over dichtheden, aantallen, percentages van de populatie, en ecologische gegevens (voedselvoorziening, voortplanting). Om deze problematiek te onderzoeken werd o.a. in 2007 overleg gepleegd in een workshop georganiseerd door ASCOBANS⁵, ACCOBAMS⁶ en de European Cetacean Society (ECS). In een uitgebreid verslag van deze workshop (Evans, 2008) worden een aantal criteria aangehaald voor de selectie van mariene beschermde gebieden voor walvisachtigen. Dat zijn onder meer:

- Representativiteit en natuurlijkheid van het gebied;
- Functioneel belang van het gebied voor de voortplanting, voedselvoorziening en migratie;
- Mate van voorkomen van het functioneel belangrijk aspect doorheen het verspreidingsgebied van de soort;
- Soortenrijkdom van het gebied;

Hierbij wordt rekening gehouden met Artikel 4.1 van de Habitatrichtlijn met betrekking tot soorten met een ruim verspreidingsgebied⁷.

Concreet dient men gebieden te identificeren met relatief hoge dichtheden aan de soorten vermeld in Bijlage II. Dit zijn vooral gebieden die belangrijk zijn voor de voedselvoorziening, de voortplanting en/of migraties. Het is echter moeilijk om op zee gegevens te verzamelen over het voorkomen van walvisachtigen en het ecologisch belang van een gebied in de levenscyclus van de dieren. Bovendien betreft het soorten die zeer mobiel zijn, en zich kunnen verplaatsen naar andere gebieden als gevolg van een veranderde voedselbeschikbaarheid. Vandaar dat men voor het identificeren van gebieden best data gebruikt die verzameld werden over een lange termijn (decennia). Toch kunnen gebieden die al lang als zeer belangrijk beschouwd werden voor bepaalde walvisachtigen zeer snel dat 'statuut' verliezen. Als voorbeeld kunnen we de Shetland Eilanden aanhalen. Deze werden op basis van data verzameld tussen 1980 en 2002 geïdentificeerd als '*primary harbour porpoise areas*' door Evans & Wang (2008). Deze data toonden aan dat de soort er in relatief zeer hoge dichtheden voorkwam.

⁵ Agreement on the Conservation of Small Cetaceans of the Baltic and North Seas; New York, 17 March 1992; in werkingtreding op 29 maart 1994. In februari 2008 werd de naam van de Overeenkomst aangepast naar Agreement on the Conservation of Small Cetaceans in the Baltic, Northeast Atlantic, Irish and North Seas als gevolg van een gebiedsuitbreiding die op dat moment geratificeerd was door Frankrijk, Denemarken, Nederland, Duitsland en Finland.

⁶ Agreement on the Conservation of Cetaceans in the Black Sea, Mediterranean Sea and contiguous Atlantic area; Monaco, 24 november 1996; in werkingtreding op 1 juni 2001.

⁷ Habitatrichtlijn Artikel 4.1: "Op basis van de criteria van bijlage III (fase 1) en van de relevante wetenschappelijke gegevens stelt elke Lid-Staat een lijst van gebieden voor, waarop staat aangegeven welke typen natuurlijke habitats van bijlage I en welke inheemse soorten van bijlage II in die gebieden voorkomen. Voor diersoorten met een zeer groot territorium komen deze gebieden overeen met de plaatsen, binnen het natuurlijke verspreidingsgebied van die soorten, die de fysische en biologische elementen vertonen welke voor hun leven en voortplanting essentieel zijn. Voor aquatische soorten met een groot territorium worden deze gebieden alleen voorgesteld indien het mogelijk is een zone duidelijk af te bakenen die de fysische en biologische elementen vertoont welke voor hun leven en voortplanting essentieel zijn. Zo nodig stellen de Lid-Staten aanpassingen van de lijst voor in het licht van de resultaten van het in artikel 11 bedoelde toezicht."

Sinds enkele jaren is de bruinvis er echter veel zeldzamer geworden, ongetwijfeld als gevolg van veranderde voedselomstandigheden (Evans & Wang, 2008).

Een overzicht van strandingen en waarnemingen van walvisachtigen in Belgische wateren of op Belgische stranden werd gepubliceerd door Wim De Smet in 1974 en 1981. John Van Gompel (1991, 1996) rapporteerde over strandingen en waarnemingen tussen 1975 en 1994, en voegde een aantal historische gegevens toe die niet gekend waren door Wim De Smet. Tegenwoordig wordt een databestand van zeezoogdieren bijgehouden door de BMM; dit databestand bevat waarnemingen gerapporteerd door het publiek of diensten actief op zee, en data over waarnemingen, strandingen en resultaten van het onderzoek van gestrande dieren verzameld door BMM. Daarnaast verzamelt het INBO data m.b.t. zeezoogdieren tijdens het onderzoek van zeevogels. Een gedeelte van het databestand van de BMM kan online geraadpleegd worden op <http://www.mumm.ac.be>.

2.1.2. TUIMELAAR *TURSIOPS TRUNCATUS*

2.1.2.1. OMVANG EN DICHTHEID VAN DE POPULATIE

De tuimelaar is tegenwoordig een zeldzame verschijning aan onze kust. Hieronder wordt een overzicht gegeven van gekende strandingen of vangsten, en van de meest recente waarnemingen.

Strandingen

In tabel 2.1 wordt een overzicht gegeven van strandingen en vangsten van tuimelaars in België, inclusief de binnenwateren (data afkomstig van De Smet, 1974;1981; Van Gompel, 1991;1996; overzicht in Haelters, 2005a In de meeste gevallen zijn skeletresten van de dieren beschikbaar in het KBIN; in één geval bevinden zich resten in het RUCA, Antwerpen. De dieren van 1934 en 1960 zwommen de Schelde op tot respectievelijk ongeveer 106 km en 139 km van de monding (Figuur 2.1).

Het lijkt er sterk op dat deze gegevens zeer onvolledig zijn – een grondig onderzoek van literatuur en lokale nieuwsbronnen zou meer gegevens aan het licht kunnen brengen. Als voorbeeld kunnen we de stranding vermelden van tuimelaars in 1963, 1963, 1966 (mei) en 1971. Deze strandingen vonden alle plaats in dezelfde gemeente (Wenduine), waar in deze periode een bewoner sterk geïnteresseerd was in gestrande dieren. De meest recente stranding vond plaats in 1990 (Van Gompel, 1996).

Waarnemingen

De laatste jaren worden vrijwel jaarlijks tuimelaars gezien voor onze kust. In de meeste gevallen betreft het solitaire dieren, die hier maanden verblijven. Typisch voor deze dieren is hun sociaal gedrag naar mensen toe.

In figuur 2.2 wordt een overzicht gegeven van de meest recente waarnemingen van tuimelaars. In veel gevallen betreft het meerdere waarnemingen van hetzelfde dier. Herhaalde waarnemingen van een dier in een bepaald gebied worden niet weergegeven op de figuur. Enkele opmerkelijke waarnemingen van tuimelaars waren de volgende:

- 1995 Tussen 27 mei en 3 juni verbleef een tuimelaar in de Schelde, tot 112 km stroomopwaarts. Het dier werd tussen 15 april en 11 juni ook in het Nederlandse deel van de Schelde waargenomen.
- 2002 Op 3 december 2002 werd een tuimelaar gezien in de haven van Blankenberge. Het dier, dat menselijk gezelschap opzocht, werd later in dezelfde maand nog waargenomen in Antwerpen en Zeebrugge, en het verblijft tegenwoordig (april 2009) in de buurt van Bretagne (Sami Hassani, persoonlijke mededeling).
- 2004 Een groep van ongeveer 30 tuimelaars (mogelijk 'oceanische' dieren?) werd waargenomen in de buurt van de Oostdyck. Een dag eerder waren ze vermoedelijk geobserveerd nabij de Ruytingen zandbank (Frankrijk). In deze periode werden ook grote groepen tuimelaars waargenomen in Nederland (Camphuysen & Peet, 2006).
- 2007 Een eenzame tuimelaar verbleef maanden lang nabij de Nautica Ena boei (voor Oostende) en nabij het mosselkweekpark voor Nieuwpoort. Het dier werd gekwetst door een schroef. In

2008 werd hetzelfde dier, herkenbaar aan de geheelde littekens, opnieuw waargenomen in hetzelfde gebied.

2.1.2.2. MATE VAN INSTANDHOUDING, HERSTELMOGELIJKHEDEN EN MATE VAN ISOLATIE VAN DE POPULATIE IN HET NATUURLIJKE VERSPREIDINGSGBIED

De tuimelaar kan beschouwd worden als een inheemse soort in Belgische wateren in de 20^e eeuw (tot de jaren 1960-1970); de dieren maakten waarschijnlijk deel uit van dezelfde populatie als de dieren in het zuiden van Nederland. Ondanks de waarnemingen van de laatste jaren moeten we besluiten dat de soort hier als uitgestorven moet beschouwd worden, net zoals in het grootste gedeelte van de Noordzee. De dieren die hier waargenomen worden, zijn dwaalgasten vermoedelijk afkomstig van populaties in het centrale of westelijke deel van het Kanaal, of van de Golf van Biskaje.

Mogelijk ligt vervuiling aan de bron van het verdwijnen van de soort uit Belgische wateren, net zoals uit het overgrote deel van de Noordzee, en meer recent ook van het zeldzamer worden van de soort in het Kanaal, en de Franse en Britse kustwateren (Tregenza, 2009). De groepen tuimelaars die geregeld waargenomen werden in de estuaria van de Humber en de Thames (dezelfde populatie als de 'Belgische' en 'Nederlandse' dieren?) gingen tientallen jaren geleden verloren. Een kleine groep tuimelaars die recent nog bestudeerd werd langs de kust van Dorset ging verloren tijdens de laatste 5 jaar (Tregenza, 2009). Ook in het Kanaal en langs de Britse en Franse kustwateren vermindert het aantal tuimelaars.

Populaties tuimelaars in Europese wateren kunnen onderverdeeld worden in offshore populaties en kust-populaties. De offshore populaties komen vooral voor in de Golf van Biskaje en de Atlantische Oceaan, en vormen vaak grote groepen. De kust-populaties, die mogelijk een grotendeels ander dieet hebben, komen semi-resident voor in ondieper water nabij de kust, en vormen kleinere groepen van hoogstens enkele tientallen dieren. De mate van interactie tussen kust-tuimelaars en offshore-tuimelaars is niet gekend. De tuimelaars die in het verleden in de zuidelijke Noordzee voorkwamen, betroffen ongetwijfeld dieren die hier semi-resident waren.

De herstelmogelijkheden in Belgische wateren zijn op korte termijn zo goed als onbestaande, gezien tuimelaars reeds tientallen jaren lang zo goed als volledig verdwenen zijn uit het grootste deel van de Noordzee. Enkel in het noordenwesten van de Noordzee, in de buurt van het Moray Firth (Schotland) bevindt zich nog een kleine populatie van iets meer dan 100 dieren. Het ontstaan van een nieuwe populatie door een influx uit nabijgelegen populaties in het Kanaal lijkt niet waarschijnlijk, gezien de zeldzaamheid van de soort, en de achteruitgang in de andere populaties. Tijdens de SCANS II survey (SCANS II, 2008) werd bepaald dat zich naar schatting 12645 (7504-21307) tuimelaars bevinden in de Noordzee en de aanpalende Atlantische Oceaan, maar er werden geen tuimelaars waargenomen in de centrale en zuidelijke Noordzee, en in het oostelijke Kanaal.

Het is zeer moeilijk om maatregelen te nemen, buiten algemene maatregelen zoals het verminderen van verontreiniging en verstoring (vb. door onderwatergeluid), en het verbeteren van visstocks. Een terugkeer van de tuimelaar naar de zuidelijke Noordzee valt op lange termijn niet uit te sluiten, mits een goede waterkwaliteit en gezonde visstocks.

2.1.2.3. ALGEMENE BEOORDELING VAN DE BETEKENIS VAN HET GEBIED VOOR DE INSTANDHOUDING VAN DE SOORT

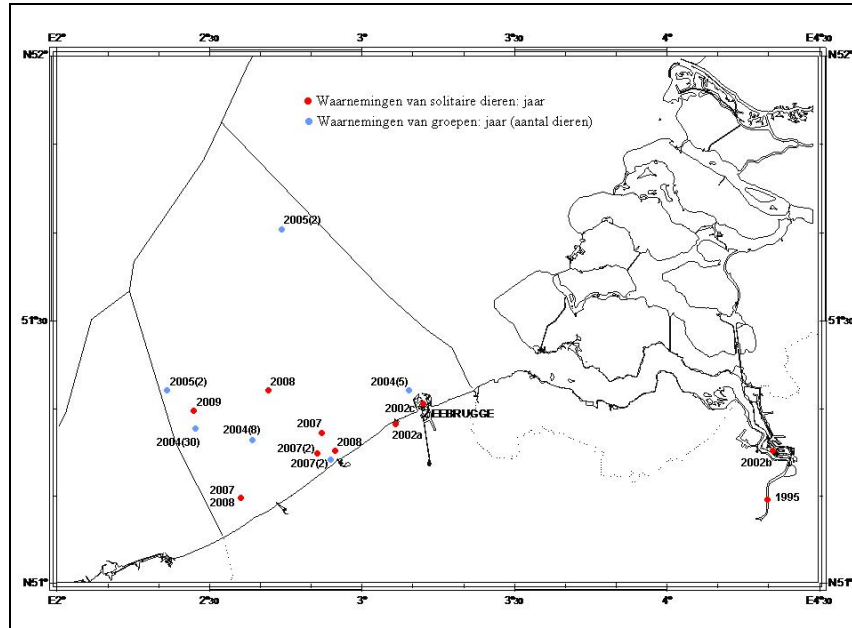
De Belgische mariene wateren hebben tegenwoordig geen betekenis meer voor het instandhouden van de soort. Er kunnen geen gebieden aangeduid worden binnen Belgische wateren die in het bijzonder belangrijk zijn, of die belangrijk waren. Onrechtstreeks kan het beschermen van de haring, waaronder de bescherming van paaiplaatsen, bijdragen tot een herstel van de soort in de Noordzee, gezien haring waarschijnlijk een belangrijke voedselbron vormt (vormde) voor de tuimelaar (Camphuysen & Peet, 2006).

Jaar	Maand	Details	Lengte	Gewicht
1803	Apr	Stranding kust	Adult	
1874	Dec	Vangst kust (strand)	2.75m	
1934	Jun	Geschoten (Schelde)	3.25m	360kg
1935	Dec	Vangst kust (strand)	3.1m	
1937	Sep	Stranding kust	3m	
1960	Nov	Geschoten (Schelde)	2.9m	495kg
1963	Jun	Stranding kust	3m	500kg
1963	Aug	Stranding kust		
1966	Mei	Stranding kust (levend)	2.2m	
1966	Nov	Stranding kust		
1971	Mei	Stranding kust	3.27m	
1977	Jun	Stranding kust	3.18m	
1978	Mei	Stranding kust	2.96m	300kg
1979	Dec	Stranding kust	2.58m	
1990	Sep	Stranding kust	2.3m	

Tabel 2.1. Strandingen en vangsten van tuimelaars in Belgische wateren, inclusief binnenwateren (onvolledig; databestand BMM, diverse publicaties). De gegevens m.b.t. lengte en gewicht worden vermeld zoals gerapporteerd.



Figuur 2.1. Tuimelaar geschoten in de Schelde nabij Wetteren in 1960 (Foto: archief KBIN).



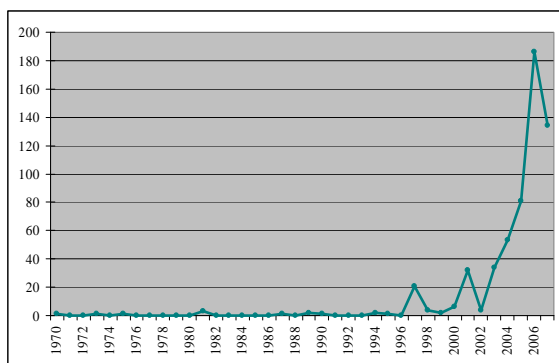
Figuur 2.2. Overzicht van een aantal recente waarnemingen van tuimelaars (data afkomstig van het INBO en van het databestand van de BMM). De posities zijn vaak niet precies, gezien de melding vaak een relatieve plaatsbepaling betrof, of de naam van een zandbank in de omgeving. De waarnemingen 2002 a tot c betreffen hetzelfde dier op een zeer korte periode. De waarnemingen van solitaire dieren in 2007 en 2008 betreffen in ten minste enkele gevallen eveneens eenzelfde dier.

2.1.3. BRUINVIS *PHOCOENA PHOCOENA*

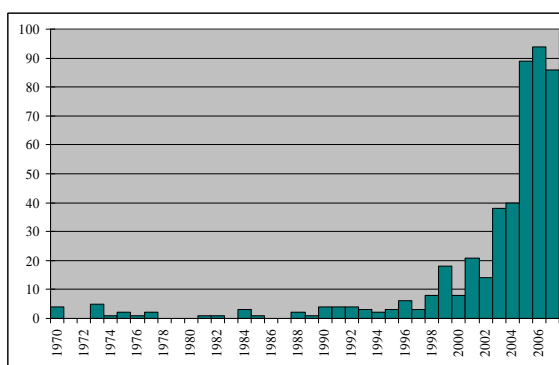
2.1.3.1. OMVANG EN DICHTHEID VAN DE POPULATIE

De bruinvis is de meest algemene walvisachtige in Belgische wateren. In de zuidelijke Noordzee werd op het einde van de jaren 1990 een sterke stijging in het aantal strandingen en waarnemingen opgemerkt, na een vrijwel afwezigheid van het dier in dit gebied sinds het midden van de jaren 1950. Figuur 2.3 geeft het aantal ad hoc waarnemingen weer zoals gemeld aan de BMM (waarnemingen afkomstig van personen actief op zee, waarnemingen in havens of vanaf stranden, niet inspanning-gerelateerd). Figuur 2.4 geeft het aantal strandingen weer sinds 1970 (uit Haelters & Camphuysen, 2009). De systematische tellingen van bruinvissen uitgevoerd tijdens de zeevogeltellingen van het INBO tonen sterke schommelingen aan in het aantal bruinvissen dat de laatste decennia in de Belgische zeegebieden aanwezig was (figuur 2.5). De Belgische zeegebieden zijn feitelijk pas sinds 2004 belangrijk geworden voor de soort en lijken de laatste paar jaren weer in belang af te nemen.

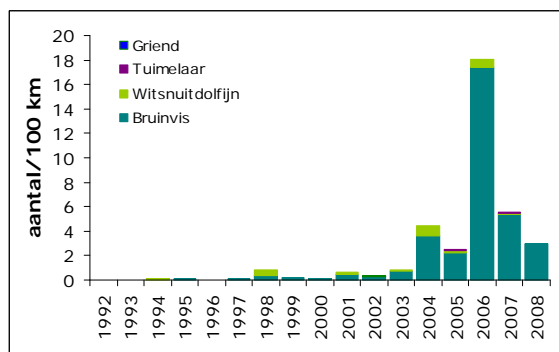
De bruinvis komt hier tegenwoordig het hele jaar door voor, met een piek van de winter tot de vroege lente (januari – april). Tijdens de zomer- en herfstmaanden is de soort in Belgische wateren zeldzaam. Figuur 2.6 toont het aantal ad hoc waarnemingen gemeld aan de BMM per maand (niet inspanning-gerelateerd). Terwijl de figuur met de waarnemingen aantoont dat de bruinvis zeer zeldzaam is in de zomer en herfst, is er wel een piek in de strandingen in augustus (figuur 2.7). Deze piek wordt veroorzaakt door dieren in staat van ontbinding die vermoedelijk van verder in de Noordzee afkomstig zijn, of van zeer jonge dieren. Onder zeer jonge dieren bestaat een grote natuurlijke sterfte. Meer systematische waarnemingen vanaf schepen uitgevoerd door het INBO geven een soortgelijk beeld van de seizoensfluctuaties (figuur 2.8), met duidelijk hogere aantallen in december-april.



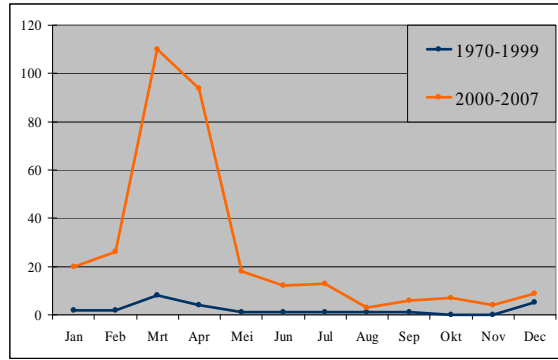
Figuur 2.3: Aantal *ad hoc* waarnemingen per jaar zoals gemeld aan de BMM: waarnemingen afkomstig van personen actief op zee, waarnemingen in havens of vanaf stranden, niet inspanning-gerelateerd (uit Haelters & Camphuysen, 2009).



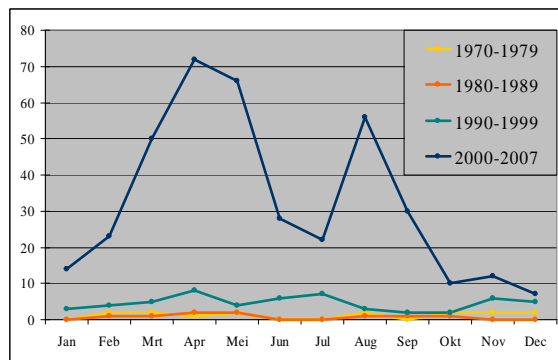
Figuur 2.4: Aantal strandingen van bruinvissen in België per jaar sinds 1970 (naar Haelters & Camphuysen, 2009).



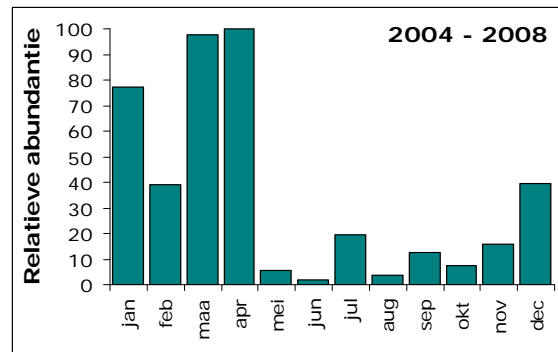
Figuur 2.5: Langetermijn veranderingen in de dichtheid van bruinvissen en andere walvisachtigen (N exemplaren per 100 gevaren kilometer) in de Belgische zeegebieden, gebaseerd op scheepstellingen uitgevoerd door het INBO.



Figuur 2.6: Aantal ad hoc waarnemingen gemeld aan de BMM per maand; niet inspanning-gerelateerde waarnemingen (uit Haelters & Camphuysen, 2009).



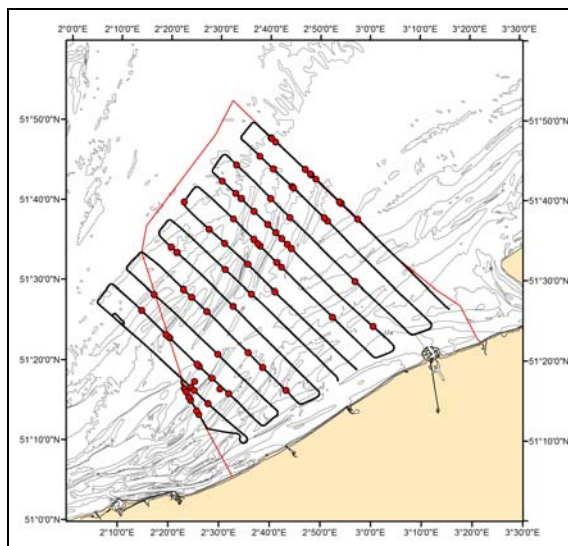
Figuur 2.7: Aantal strandingen van bruinvissen per maand en per decennium in België (uit Haelters & Camphuysen, 2009).



Figuur 2.8: Relatieve aantallen (gemiddelde percentage per maand van het aantal waarnemingen per gevaren kilometer) van de bruinvis in Belgische zeegebieden gebaseerd op schepstellingen van het INBO (uit Courtens *et al.*, 2009).

Ad hoc waarnemingen geven ons enkel een beeld van de aan- of afwezigheid van bruinvissen; ze zijn niet geschikt voor het bepalen van dichtheden. Daarvoor zijn inspanning-gerelateerde surveys nodig vanaf een vaartuig of een vliegtuig. Surveys vanuit een vliegtuig hebben een aantal voordelen tegenover surveys vanuit een vaartuig (SCANS II, 2008). Een volledige luchtsurvey van Belgische wateren kan in veel kortere tijd plaatsvinden, de dieren reageren niet op het vliegtuig, en de tracks kunnen op een meer systematische manier gepland worden, waardoor een analyse eenvoudiger is. In 2008 werden enkele surveys uitgevoerd met behulp van het toezichtsvliegtuig van het KBIN. Aan de hand van de waarnemingen gemaakt tijdens deze surveys (figuur 2.9) en een analyse d.m.v.

Distance (Thomas *et al.*, 2006), werd geschat dat zich midden april 2008 in Belgische wateren 2.673 (1.695-4.215) bruinvissen bevonden (Haelters, 2009). Een survey in mei 2008 leverde een veel lagere schatting van het aantal bruinvissen op. Bij de analyse werd een tamelijk conservatieve correctiefactor toegepast voor het aantal dieren dat gemist werd op de tracklijn (Hiby, 2008); het toepassen van een andere correctiefactor (cfr. Scheidat *et al.*, 2008, levert hogere aantallen. De gemiddelde dichtheid die berekend werd bedraagt 0,74 (0,43-1,04) dieren/km².

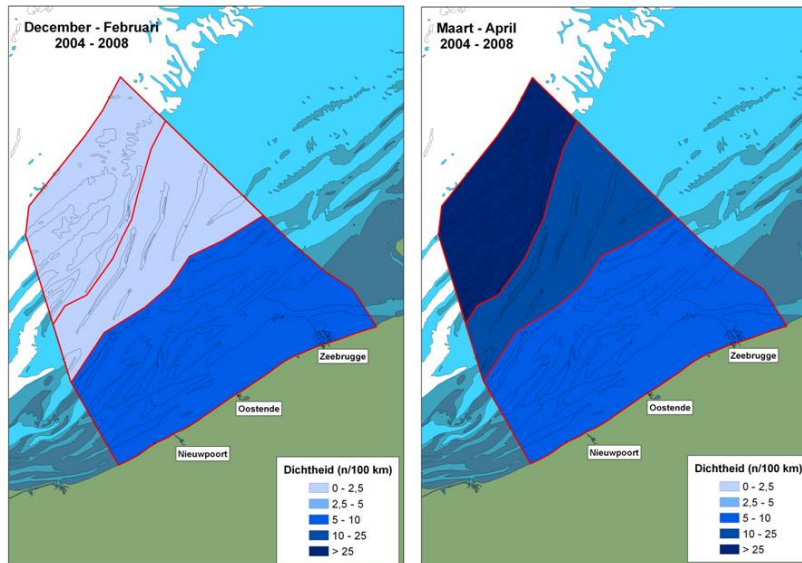


Figuur 2.9: Gevlogen tracks (zwarte lijnen) en waarnemingen van groepjes bruinvissen (rood) tijdens de survey van 8 - 9 April 2008 (Haelters, 2009).

Deze dichtheid is tamelijk hoog in een Noordzee-context. Tijdens de SCANS II survey in 2005 werden dichtheden geschat in de Noordzee van 0 tot 1,2 dieren per km². Tijdens deze survey werd het huidige belang van de zuidelijke Noordzee voor de soort duidelijk. Tijdens de SCANS I survey in de zomer van 1994 werden geen bruinvissen waargenomen in het Kanaal en de zuidelijke Noordzee. De schatting van het totaal aantal bruinvissen in de Noordzee in de zomer van 1994 en 2005 was nagenoeg gelijk, en bedroeg ongeveer 230.000 dieren. In 2005 waren er naar schatting 37.968 bruinvissen in de noordelijke Noordzee, 58.706 in de centrale Noordzee, en 134.434 in de zuidelijke Noordzee en het Kanaal (SCANS II, 2008).

Het aantal bruinvissen dat effectief van de Belgische zeegebieden gebruik maakt is hoger dan de ad hoc schatting; er is namelijk een turn-over van dieren die van deze gebieden gebruik maken tijdens de migratie. Indien we rekening houden met een turn-over van 2 (of 2 keer zoveel dieren maken op een bepaald moment gebruik van de Belgische zeegebieden), dan heeft dit gebied een belang voor ongeveer 2% van de Noordzee-populatie bruinvissen, wat als significant kan beschouwd worden.

Naast vliegtuigtellingen leveren ook scheepstellingen waardevolle verspreidingsgegevens op. Tellingen vanaf schepen kunnen gecombineerd worden met andere surveys, zoals die voor het onderzoek van zeevogels, en het gebruik van akoestische apparatuur kan de detectiekans verder verhogen. De voorbije 5 jaren is op basis van scheepstellingen door het INBO een duidelijk patroon waarneembaar in de afstand ten opzichte van de kust waar de bruinvissen zich bevinden (figuur 2.10). In de winter (december-februari) is vooral de kustnabije zone van belang voor de soort, terwijl in maart-april de hoogste dichtheden in het noordwestelijk deel van het BCP vastgesteld worden.



Figuur 2.10: Seizoenspatronen in het voorkomen van de Bruinvis in de Belgische zeegebieden gebaseerd op scheepstellingen van het INBO.

2.1.3.2. MATE VAN INSTANDHOUDING, HERSTELMOGELIJKHEDEN EN MATE VAN ISOLATIE VAN DE POPULATIE IN HET NATUURLIJKE VERSPREIDINGSGEBIED

De bruinvis is een zeer mobiele soort. De dieren die hier aangetroffen worden, vormen geen geïsoleerde populatie, maar maken deel uit van een veel grotere populatie, die zich verspreidt over de hele zuidelijke en centrale Noordzee. Sinds 1994 werd een duidelijke shift in deze populatie vastgesteld naar het zuiden. Gezien de omvang van de Belgische zeegebieden in vergelijking met het verspreidingsgebied van de Noordzee-populatie, wordt de instandhouding best beoordeeld op een ruimere schaal. Op die manier wordt de recente spectaculaire verhoging in het aantal bruinvissen in Belgische wateren niet verkeerd geïnterpreteerd als een zeer positief feit: het betreft waarschijnlijk een reactie op slechtere voedselomstandigheden in meer noordelijke wateren.

De bedreigingen waaraan bruinvissen blootstaan zijn divers: bijvangst, overbevissing, vervuiling, verstorende klimaatverandering, etc. Bepaalde van deze bedreigingen kunnen op Noordzeeschaal aangepakt worden (zie Reijnders *et al.*, 2009; Haelters & Camphuysen, 2009), en zouden ongetwijfeld bijdragen tot de verdere bescherming van de populatie in de Noordzee. Andere bedreigingen vergen meer generische maatregelen (aankpak van vervuiling, klimaatverandering, overbevissing, aantasting van habitats).

2.1.3.3. ALGEMENE BEOORDELING VAN DE BETEKENIS VAN HET GEBIED VOOR DE INSTANDHOUDING VAN DE SOORT

Hoewel de bruinvis seizoenal een algemene soort is in Belgische wateren, met relatief hoge dichtheden tijdens de winter en vroege lente, is het gezien de mobiliteit en onregelmatig voorkomen van de soort zeer moeilijk om gebieden aan te wijzen die in het bijzonder belangrijk zijn voor de instandhouding van de soort. Uit onderzoek is gebleken dat er bepaalde gebieden zijn waar de bruinvis systematisch in hogere dichtheden voorkomt, maar de ligging van deze gebieden lijkt afhankelijk van het jaargetijden, en kan gerelateerd zijn aan de migratie en de beschikbaarheid van voedsel. Afhankelijk van de periode in het jaar liggen ze nabij de kust of juist ver van de kust. Het besluit kan enkel zijn dat het op basis van de huidige kennis niet mogelijk is om speciale beschermingszones aan te duiden voor bruinvis.

2.2. ZEEHONDEN

2.2.1. INLEIDING

Aan onze kust kunnen twee soorten zeehonden als inheems beschouwd worden: de gewone zeehond *Phoca vitulina* en de grijze zeehond *Halichoerus grypus*. Mariene beschermde gebieden voor zeehonden in Europa hebben in de meeste zoniet alle gevallen een terrestrische of intertidale component: zeehonden komen op het land uitrusten (gewone zeehonden meer dan grijze zeehonden), en jongen worden op het land geboren. Op dergelijke plaatsen bevinden zich tientallen tot honderden zeehonden.

2.2.2. DE GEWONE ZEEHOND *PHOCA VITULINA*

2.2.2.1. OMVANG EN DICHTHEID VAN DE POPULATIE

Tot de jaren 1950 werden zeehonden frequent waargenomen aan de Belgische kust, onder andere op pleisterplaatsen aan land aan de monding van de IJzer, te Heist, en op een zandbank voor Koksijde (Den Oever). Ze werden eveneens frequent waargenomen in de Schelde nabij Doel, en zelfs tot in Antwerpen. Op dat ogenblik bestonden in België ongetwijfeld al vele decennia geen echte kolonies van zeehonden meer (waar voortplanting plaatsvindt), waarschijnlijk vooral door een continue en hoge graad van verstoring en bejaging.

Rond de jaren 1950 waren de zeehondenkolonies overal in de zuidelijke Noordzee echter reeds sterk in omvang verminderd. Zo kwamen rond 1900 in de Nederlandse Delta naar schatting nog 10.000 zeehonden voor (Reijnders, 1994). Dat aantal was tegen het begin van de jaren 1930 verminderd tot ongeveer 1.300 (Havinga, 1933), en tegen de jaren 1970 was de zeehond er nagenoeg uitgestorven (Reijnders, 1986). Een gelijkaardig patroon werd waargenomen in Frankrijk. Terwijl men in 1903 nog de assistentie vroeg van de Franse Marine om de zeehonden op de banken van Wissant, Gris-Nez, en ook op de Vlaamse Banken uit te roeien (Anonymus, 1903), werd tegen 1930 geen voortplanting meer waargenomen in Frankrijk, en de zeehond was er volledig verdwenen tegen 1960 (Hassani *et al.*, submitted).

Als gevolg van de achteruitgang van de zeehondenpopulaties in de ons omringende landen, was de zeehond in België eveneens een zeldzame verschijning geworden. Tot het einde van de jaren 1990 waren waarnemingen schaars, en betroffen overwegend solitaire dieren die zeer kort op bepaalde plaatsen, vooral in havens, aanwezig waren.

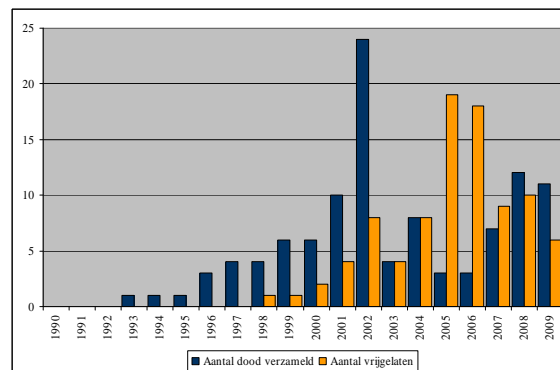
Sinds de jaren 1980 beginnen de zeehondenkolonies in de Zeeuwse Delta en Frankrijk te herstellen. Tegenwoordig komen in de Nederlandse Delta opnieuw enkele honderden gewone zeehonden voor (Meininger *et al.*, 2003). In Noord-Frankrijk werden in 1986 in totaal 10 gewone zeehonden geteld, een aantal dat opgelopen is tot 295 in 2008 (Hassani *et al.*, submitted). In het estuarium van de Wash, één van de grootste kolonies van gewone zeehonden in de Noordzee, komen ongeveer 2.500 gewone zeehonden voor (Thompson *et al.*, 2005). Daar werd intensief jacht gemaakt op de dieren tussen 1915 en 1970. De zeehondenkolonies in de Noordzee werden sterk aangetast als gevolg van massale sterftes in 1988 en 2002 (*Phocine Distemper Virus* – PDV - epidemie).

Als gevolg van de groei van de populaties in de ons omringende landen, is ook het aantal waarnemingen van gewone zeehonden in België toegenomen, met als voorlopig hoogtepunt de regelmatige waarneming van kleine groepjes dieren te Nieuwpoort (haven, schuine helling ter hoogte van WSKLUM) en een strandhoofd te Koksijde (ter hoogte van Ster der Zee). Tussen het najaar van 2008 en het voorjaar van 2009 bevonden zich op die plaatsen in totaal tot 17 dieren (figuur 2.11). Een derde plaats die geregeld gebruikt wordt, is het sternenschiereiland in de haven van Zeebrugge, waar echter slechts hoogstens 2 dieren op het droge uithalen.



Figuur 2.11. Tot 2008 was dit een zeer ongewoon zicht in België: 8 gewone zeehonden samen in de haven van Nieuwpoort, december 2008 (foto: J. Haelters, KBIN-BMM).

Een analyse van het databestand bijgehouden door het KBIN levert de volgende gegevens op voor gewone zeehond. Elke zomer, van juli tot oktober, spoelen een aantal levende pups aan in België; deze worden sinds 1998 opgevangen in SeaLife. Tussen 1990 en 2009 (mei) werden 121 pups of subadulten overgebracht naar SeaLife Blankenberge of (vóór 1998) Pieterburen (figuur 2.12). Tussen 1998 en 2009 (mei) werden 90 dieren vrijgelaten na revalidatie, vooral in de Westerschelde, maar de laatste jaren ook te Heist en te Koksijde. De gegevens van de zeehonden die naar Pieterburen overgebracht werden, zijn onvolledig. Er werden in totaal 108 dieren dood aangetroffen op zee, op de stranden of in de haven, of verdronken in visnetten (figuur 12). Tenslotte werden 731 waarnemingen van gewone zeehonden of zeehonden spec. gemeld aan de BMM (Belgische wateren, inclusief waarnemingen verricht door de BMM zelf, en inclusief de Zeeschelde en de binnenwateren). Veel van deze waarnemingen betreffen deze van dezelfde dieren. Vooral in 2008 werden veel waarnemingen gemeld van de dieren in de haven van Nieuwpoort en het strand van Koksijde. Het aantal meldingen van waarnemingen van deze dieren is afgenomen in 2009, gezien waarnemingen van zeehonden steeds vaker als 'normaal' beschouwd worden, maar zeehonden waren nog aanwezig op deze plaatsen in mei 2009.



Figuur 2.12. Aantal vrijgelaten gewone zeehonden tussen 1998 en mei 2009, en aantal gewone zeehonden dood aangespoeld, op zee of in visnetten aangetroffen tussen 1990 en mei 2009. Tussen 15 en 26 september 2002 spoelden 13 dode zeehonden aan, slachtoffers van de zeehondenziekte (PDV; database BMM, niet gepubliceerd).

2.2.2.2. MATE VAN INSTANDHOUDING, HERSTELMOGELIJKHEDEN EN MATE VAN ISOLATIE VAN DE POPULATIE IN HET NATUURLIJKE VERSPREIDINGSGBIED

De mate van instandhouding van de gewone zeehond is ongunstig in België. Hoewel bepaalde stranden eventueel geschikt zijn voor het ontstaan van kolonies, is dit in de praktijk zeer moeilijk

gezien de hoge verstoringsdruk. De stijgende aantallen dieren in de kolonies in de buurlanden zijn het gevolg van een betere waterkwaliteit, een betere wettelijke bescherming, maatregelen voor bepaalde types visserij, het beschermen van rustgebieden, immigratie van zeehonden uit andere delen van de Noordzee en het opvangen en vrijlaten van zeehonden in nood, onder meer in het Blankenbergse SeaLife Center.

Een geschikte locatie voor een zeehondenkolonie dient aan een aantal voorwaarden te voldoen (Van den Eynde *et al.*, 2007):

- Voedselvoorziening;
- Milieukwaliteit, vermijden van risico's voor verdrinking (fuiken/kieuwnetten);
- Geschikt biotoop, voorziening van een nabijgelegen rustplaats aan land;
- Geringe verstoring.

Ongetwijfeld is een goede voedselvoorziening voor zeehonden in Belgische wateren mogelijk. Daarnaast is de waterkwaliteit de laatste jaren dermate verbeterd, ook in de buurt van de Westerschelde, dat zich op dat vlak geen problemen zouden mogen stellen. Af en toe verdrinkt zeehond in staand water, waaronder fuiken en warrel- en kieuwnetten. Gegevens verzameld door de BMM tonen aan dat dit sporadisch voorkomt bij zowel recreatieve strandvisserij als beroepsvisserij op zee (data BMM, niet gepubliceerd). De aantallen zeehonden die verdrinken zijn klein (ten hoogste enkele per jaar), maar lijken hoog in relatie tot het aantal aanwezige dieren. Voor het beperken van bijvangst zouden echter enkele maatregelen mogelijk zijn.

Gewone zeehonden zoeken dagelijks een plaats op het droge op om te rusten (figuur 2.13). Een geschikte rustplaats heeft, naast een goede voedselvoorziening in de omgeving, een voldoende oppervlakte, een sediment dat niet te zacht is (weinig slib), een tamelijk steile glooiing naar het water toe (figuur 2.14), en een diepte die tot gevolg heeft dat de plaats dagelijks lang genoeg droog blijft. Gewone zeehonden worden geboren op zandplaten (in juni-juli); jonge zeehonden kunnen vrij snel na de geboorte zwemmen, maar een gebied dat bij elke laagwater periode zes tot zeven uren droogvalt is noodzakelijk voor het zogen van de jongen (Reijnders, 1990). Dit is dus een voorwaarde voor het vormen van een echte kolonie.

Het grote probleem voor het eventueel ontstaan van een stabiele, en meer omvangrijke rustplaats op het droge, en eventueel kolonie in België is de verstoring (figuur 2.15). Er zijn aan onze kust slechts een zeer beperkt aantal plaatsen waar zeehonden vrijwel niet verstoord worden. Maatregelen die buiten dit rapport vallen zouden nodig zijn om stabiele rustplaatsen te creëren, en zo eventueel zeehondenkolonies. Een goede informatie gericht aan het publiek, en afspraken met recreanten en vissers, zouden daarbij onontbeerlijk zijn. Eventueel zou zich op de bank van Heist een meer stabiele rustplaats kunnen ontwikkelen, indien verstoring kan vermeden worden, en indien de bank nog zou aangroeien. Dit is echter speculatief (Van den Eynde *et al.*, 2007). Daarnaast bestaan eventueel mogelijkheden ter hoogte van het schiereiland te Zeebrugge, op de rechteroever van de IJzer, ter hoogte van de monding, of op een strand dat verstoringsvrij gemaakt wordt – deze gebieden vallen buiten deze studie.

De mate van isolatie van de populatie zeehonden in Belgische wateren is *nihil*. Zeehonden leggen grote afstanden af en de dieren bij ons zijn afkomstig van kolonies in de buurlanden. De aantallen zijn verwaarloosbaar in vergelijking met de aantallen die voorkomen in de buurlanden. In België worden waarschijnlijk al meer dan 100 jaar geen zeehonden meer geboren.



Figuur 2.13 De zeehondenkolonie in de Westerschelde breidt zich uit. Op de Hooge Platen, dicht bij de monding, bevinden zich vaak tientallen zeehonden: op de foto, genomen op 24 augustus 2007, zien we 20 gewone zeehonden en één grijze zeehond (foto: KBIN-BMM).



Figuur 2.14 Zeehonden op de relatief steile Zimmermanplaat, Westerschelde (foto: Stef Kouijzer, augustus 2007).



Figuur 2.15 De opkomst van het massatoerisme aan de Belgische kust sinds het begin van de jaren 1900 zorgde voor een steeds grotere verstoring van zeehonden, zeker tijdens de zomermaanden (foto: Beeldbank Oostende).

2.2.2.3. ALGEMENE BEOORDELING VAN DE BETEKENIS VAN HET GEBIED VOOR DE INSTANDHOUDING VAN DE SOORT

Het aantal gewone zeehonden in Belgische wateren is in de zuidelijke Noordzee van ondergeschikt belang voor de instandhouding van de soort. Er komen enkel gewone zeehonden voor die afkomstig zijn uit de nabijgelegen kolonies in de buurlanden. Er kunnen op zee geen gebieden aangeduid worden waar de soort in hogere dichtheden voorkomt, tenzij nabij de uithaalplaatsen waar ze de laatste jaren en maanden frequent waargenomen worden: rond Koksijde, en rond de monding van de IJzer.

2.2.3. GRIJZE ZEEHOND *HALICHOERUS GRYPUS*

2.2.3.1. OMVANG EN DICHTHEID VAN DE POPULATIE

De grijze zeehond is aan onze kust zeldzamer dan de gewone zeehond, en er bevinden zich geen kolonies of permanente uithaalplaatsen. De meest nabije kolonie grijze zeehonden bevindt zich in de Nederlandse Delta. In de Baai van de Somme bevinden zich frequent enkele dieren. In België zijn waarnemingen op het strand of in havens uitzonderlijk (figuur 2.16). In totaal werden tussen 1995 en 2009 (mei) 60 waarnemingen van grijze zeehonden gemeld aan de BMM. Er spoelden 21 dieren dood aan, waaronder enkele dieren die door SeaLife vrijgelaten waren, en die dood teruggevonden werden in Nederland. Elk jaar spoelen gedurende de late herfst en winter een aantal grijze zeehondenpups aan. Deze worden sinds 1998 opgevangen te SeaLife Blankenberge. Data over levend aangespoelde pups van voor 1998 zijn onvolledig; deze dieren werden naar Pieterburen overgebracht. Er werden meer dan 60 grijze zeehonden vrijgelaten door SeaLife Blankenberge, waaronder een aantal dieren afkomstig uit Frankrijk. De vrijlatingen vonden plaats te Heist.



Figuur 2.16: Af en toe worden grijze zeehonden op zee aangetroffen, zoals hier rustend op een meetboei van de Vlaamse Hydrografie AWZ (foto: J.Nuyts).

2.2.3.2. MATE VAN INSTANDHOUDING, HERSTELMOGELIJKHEDEN EN MATE VAN ISOLATIE VAN DE POPULATIE IN HET NATUURLIJKE VERSPREIDINGSGBIED

De mate van instandhouding van de grijze zeehond in België is niet relevant. Het is niet waarschijnlijk dat zich in een recent verleden kolonies of belangrijke uithaalplaatsen bevonden aan onze kust. De kolonies grijze zeehonden in Nederland en in het noorden van Frankrijk zijn recent ontstaan. Gezien de grijze zeehond nog verder afdwaalt van de kolonies als de gewone zeehond, is het niet duidelijk aan te duiden waar de dieren vandaan komen. De belangrijkste kolonies bevinden zich rond het Verenigd Koninkrijk. Zoals de gewone zeehond zou de grijze zeehond gebaat zijn met een aantal plaatsen langs de kust waar ze ongestoord zouden kunnen aan land gaan.

2.2.3.3. ALGEMENE BEOORDELING VAN DE BETEKENIS VAN HET GEBIED VOOR DE INSTANDHOUDING VAN DE SOORT

De Belgische wateren zijn van zeer geringe betekenis voor de instandhouding van de soort; ze komen hier enkel sporadisch voor, de aantallen zijn verwaarloosbaar tegenover de Noordzee-populaties en er zijn geen kolonies noch frequent gebruikte uithaalplaatsen.

2.3. BESLUIT ZEEZOOGDIEREN

Voor geen van de soorten zeezoogdieren van Habitatrichtlijn Bijlage II is het momenteel mogelijk gebieden te identificeren die van communautair belang zijn. De reden daarvoor is dat de populaties in Belgische zeegebieden van ondergeschikt belang zijn, en/of dat binnen deze zeegebieden met de huidige kennis geen gebieden kunnen aangeduid worden die in het bijzonder voor deze soorten een belang hebben dat stabiel is over een langere periode. Voor de bescherming van deze soorten zijn meer algemene maatregelen noodzakelijk, die gelden over het gehele zeegebied.

Overigens is een aanduiding van beschermde gebieden voor walvisachtigen niet eenvoudig, gezien hun mobiliteit, het grote gebied waarover populaties voorkomen, en het onvoorspelbaar karakter in het voorkomen. Voor zeehonden heeft men in Europa vooral kolonies (waar voortplanting plaatsvindt) en permanente plaatsen waar ze aan land komen aangeduid als beschermd gebied, samen met het aansluitende mariene gebied (zee of estuarium). Kolonies van zeehonden bestaan niet meer aan onze kust, en het is niet waarschijnlijk dat er op korte termijn zullen ontstaan, gezien het toeristisch belang van onze kust, en het slechts zeer beperkt beschikbaar zijn van niet verstoorte plaatsen. Toch kan niet uitgesloten worden dat in de Baai van Heist (zandbank) of in de haven van Zeebrugge, of zelfs op onverstoorte stranden, op middellange termijn kleine kolonies ontstaan – dit valt echter buiten deze studie, en is bovendien hypothetisch.

Er is een aantal plaatsen waar gewone zeehonden tegenwoordig frequent aan land komen, maar het gaat op Noordzeeschaal om een zeer beperkt aantal zeehonden, en de plaatsen zijn (buiten de haven van Zeebrugge), niet verstoringsvrij. Ze liggen strictu sensu bovendien buiten de zeegebieden onder de rechtsbevoegdheid van België, en dus buiten deze studie, hoewel kan geargumenteed worden dat het zeegebied rond deze plaatsen van even groot belang is. De aanpalende zeegebieden vallen reeds onder de Vogelrichtlijn (Zeebrugge) en/of de Habitatrichtlijn (Koksijde, Nieuwpoort).

Evaluatie Galway conclusies

Het Europees Topic Center / Biodiversiteit evalueerde de voorstellen van de Lidstaten voor wat betreft hun toereikendheid voor de habitats van de Bijlage I en de soorten van de Bijlage II. Deze evaluatie vormde de basis voor het Marine Atlantic Seminar in Galway (24-25 maart 2009). Hierbij werden ook voor België een aantal opmerkingen betreffende de soorten van de Bijlage II geformuleerd, dewelke bijkomend in dit rapport in beschouwing worden genomen. Specifiek worden hier voor deze soorten, waarvan het voorkomen en de dichtheid in Belgische wateren onzeker en of onduidelijk was, behandeld (Tabel 2.2). Deze behandeling gebeurde op basis van de in dit rapport aangehaalde informatie, dewelke een volledig overzicht biedt van de huidige kennis ter zake.

Soort	Galway conclusie	Nieuwe informatie uit dit rapport	
		Dichtheid	Concentratiegebied
Tuimelaar	Remove from reference list	Uitgestorven	-
Bruinvis	Scientific reserve	Internationaal belangrijk	Geen
Gewone zeehond	Sufficient	Internationaal onbelangrijk	Geen
Grijze zeehond	Scientific reserve	Internationaal onbelangrijk	Geen

Tabel 2.2. Evaluatie Galway conclusies betreffende de zeezoogdieren uit de Bijlage II en voorkomend in de Belgische wateren. Remove from reference list: wordt als niet (meer) voorkomend beschouwd; Scientific reserve, definitieve conclusie nog niet mogelijk; Scientific reserve on reference list, voorkomen soort onzeker; Correction of data, data onvolledig; Not on reference list, soort afwezig; Sufficient, bescherming via Habitatrichtlijn voldoende.

DEEL 3. BEOORDELING VAN DE GEBIEDEN VAN DE ANDERE SOORTEN VAN BIJLAGE II VAN DE HABITATRICHTLIJN, DIE IN HET BELGISCHE DEEL VAN DE NOORDZEE VOORKOMEN

De andere soorten van Bijlage II die in de Belgische zeegebieden voorkomen, betreffen vooral een aantal vissoorten. In eerste instantie wordt met de best beschikbare informatie (vooral literatuur, waarnemingen van BMM, UGent (Mariene Biologie) en met data uit de reguliere wetenschappelijke monitoring van het ILVO), nagegaan welke van de soorten van Bijlage II effectief voorkomen in de Belgische zeegebieden, of er in een recent verleden nog voorkwamen, en waar zich concentratiegebieden bevinden. Vervolgens wordt voor het inschatten van het belang van bepaalde gebieden voor deze soorten gebruik gemaakt worden van de criteria weergegeven in Bijlage III (Fase 1, B) van de Habitatrichtlijn:

- *Omvang en dichtheid van de populatie van de soort in het gebied ten opzichte van de populaties op het nationale grondgebied.*
- *Mate van instandhouding van de elementen van de habitat die van belang zijn voor de betrokken soort en herstelmogelijkheid.*
- *Mate van isolatie van de populatie in het gebied ten opzichte van het natuurlijke verspreidingsgebied van de soort.*
- *Algemene beoordeling van de betekenis van het gebied voor de instandhouding van de betrokken soort.*

3.1. OVERZICHT VAN DE SOORTEN

Naast een aantal zeezoogdieren, zijn er nog enkele diersoorten van Habitatrichtlijn Bijlage II die voorkomen, voorkwamen, of ooit aangetroffen werden in het Belgische deel van de Noordzee. Dat zijn:

- Zeeprik *Petromyzon marinus*
- Rivierprik *Lampetra fluviatilis*
- Europese Atlantische steur *Acipenser sturio*
- Fint *Alosa falax*
- Elft *Alosa alosa*
- Houting *Coregonus oxyrinchus*
- Atlantische zalm *Salmo salar*
- Onechte karetschildpad *Caretta caretta*
- Soepschildpad *Chelonia mydas*

Met uitzondering van de zalm worden al deze soorten wettelijk beschermd op zee⁸. Enkele soorten komen om diverse redenen niet in aanmerking voor een onderzoek van het aanduiden van de meest geschikte gebieden:

- De schildpadden kunnen beschouwd worden als dwaalgasten die slechts uiterst zelden bij ons waargenomen worden; het Kanaal en de Noordzee bevinden zich aan de rand van het verspreidingsgebied van deze soorten.
- Voor de zalm geldt dat enkel de populatie in zoetwater onder Bijlage II van de richtlijn valt.
- De houting (*Coregonus oxyrinchus*) wordt beschouwd als uitgestorven; het laatste exemplaar werd gevangen in de Nederrijn in 1940 (Freyhof & Schöter, 2005). De houting stierf uit door vervuiling en overbevissing. De houting was zeldzaam op zee in de 19^e eeuw (De Selys Longchamps, 1842). Alle exemplaren die zich in de collecties van het KBIN bevinden, werden verzameld vóór 1900 (Poll, 1947). Het historische verspreidingsgebied van de Noordzeehouting die de Rijn optrok, omvatte de Noordzeekusten van België, Nederland, Duitsland en Denemarken waar de houting de Schelde, Rijn, Maas, Eems, Weser, Elbe en een groot aantal kleine riviertjes onder Esbjerg optrok. De huidige houting waarnemingen,

⁸ Koninklijk Besluit van 21 december 2001, Belgisch Staatsblad van 14 februari 2002

vanaf 1997 zijn waarschijnlijk uitgezette exemplaren van in Denemarken en Duitsland, welke kweekvormen zijn.

3.2. WERKWIJZE

Er werd getracht om voor de vissoorten van Bijlage II de nodige informatie te verzamelen om een antwoord te geven op de criteria in Bijlage III. De volgende wetenschappelijke bronnen (meestal routinematige bemonsteringen) werden benaderd:

- De databases binnen ILVO visserij
 - o De monitoring database van de groep Biologische Milieumonitoring, waarbij data werden verzameld met een 8m boomkor op verschillende vaste locaties tussen 1978 - 2008. De recente routinematige bemonsteringen (2009) met een pelagisch/ semi-pelagisch visnet op 10 locaties in de Belgische mariene wateren werden eveneens opgenomen in de database.
 - o De database van de groep Visserijtechniek, die data verzamelen met verschillende types boomkorren en warrelnetten. Hun bemonsteringslocaties binnen de Belgische mariene wateren zijn beperkt.
 - o De database van de groep Biologie, betreffende de NSBTS (North Sea Beam Trawl Survey), waarbij jaarlijks (augustus-september) 3 punten binnen de Belgische wateren worden bemonsterd. In deze dataset werd geen enkele record van één van deze vissen teruggevonden.
- Data verzameld binnen verschillende projecten van de sectie Mariene Biologie van de Universiteit Gent (project georiënteerde data) met boomkor of pelagisch MIK net.

Deze data werden gebruikt om een verspreidingskaartje te maken van de geregistreerde waarnemingen voor fint en rivierprik in de Belgische mariene wateren. De andere soorten werden routinematig niet teruggevonden in de wetenschappelijke bronnen. Hierbij moet wel worden vermeld dat de overwegend gebruikte staalname techniek (boomkor) niet optimaal is om pelagische, anadrome vissen te vangen. Ideaal zouden deze soorten bemonsterd moeten worden met een aangepaste pelagische vistechiek.

Andere geraadpleegde bronnen, betreffende losse waarnemingen komen van:

- Waarnemingen geregistreerd door de BMM, Oostende via Jan Haelters en Francis Kerckhof.
- De site www.waarnemingen.be van Natuurpunt

Deze zijn vermeld in de tekst, maar niet opgenomen in het kaartmateriaal.

Daarnaast zijn de relevante literatuur en rapporten geraadpleegd betreffende deze soorten, waarbij vooral gesteund wordt op Nederlandse bronnen (IMARES en sportvisserij Nederland).

Aan de criteria in bijlage III zijn verschillende beoordelingsniveau's gekoppeld, elk met een code (cf Bos *et al.*, 2008). In de bespreking per soort worden deze criteria in detail besproken en in de conclusies worden deze ingevuld voor een mogelijk habitatrichtlijngebied in de kustzone.

3.3. BESPREKING PER SOORT

3.3.1. ZEEPRIK *PETROMYZON MARINUS*



(Foto: WWF)

De zeeprík is een anadrome vis die in de periode februari tot juni vanuit zee de rivieren optrekt om er te paaien (Patberg *et al.*, 2005). Van belang hierbij is een vrije doorgang van zee stroomopwaarts naar de landinwaarts gelegen paaigebieden. Het paaien vindt plaats in de maanden juni en juli. De paaiplaatsen liggen in relatief ondiep water met een diepte van ongeveer 50 cm en hoge stroomsnelheden. Het paaistruaat bestaat uit zand, grof grind en stenen. Na het paaien sterven de prikken. De larven graven zich gedurende 2 tot 5 jaar in in een geschikte zand- of modderbank gelegen in stromend water. Ze kunnen daarbij een lengte van 15 tot 20 cm bereiken. In de maanden juli tot november metamorfoserende de larven tot vrijzwemmende jonge zeeprikken. De trek naar zee vindt plaats in de maanden december en januari. Na twee tot vier jaar in het zoute water te hebben geleefd trekken de dieren weer naar het zoete water om te paaien. In het zoute water voedt het dier zich met dode vis, of leeft als parasiet op andere vissoorten of op zeezoogdieren. Zeeprikken kunnen negen tot elf jaar oud worden.

3.3.1.1. OMVANG EN DICHTHEID VAN DE POPULATIE

De zeeprík heeft een zeer ruim verspreidingsgebied in mariene wateren in de noord-Atlantische Oceaan, waaronder de Noordzee, en ook in de Middellandse en Zwarte Zee (Fishbase.org). In tegenstelling tot de rivierprík komt de zeeprík ook ver uit de kust voor. Er zijn zeer weinig data beschikbaar over de zeeprík in de Belgische zeegebieden. Op basis van de officiële monitoringsdata is er geen enkele waarneming van een zeeprík geregistreerd in de Belgische mariene wateren. Het dier wordt slechts uiterst zelden aangevoerd (o.a. recent voor het Noordzee Aquarium, Oostende). Op 25 mei 2009 werd een dood exemplaar gevonden op het strand tussen Mariakerke en Raversijde, maar dergelijke strandvondsten zijn uiterst zeldzaam en mogelijk betreft het een exemplaar dat gevangen werd in een strandnet. Het is mogelijk dat de meeste gevangen zeeprikken teruggewooid worden, gezien de beschermde status en de geringe waarde (in theorie mogen zeeprikken niet aangevoerd of verkocht worden). Toch kan niet verwacht worden dat de zeeprík in Belgische wateren algemeen voorkomt. Ook in de binnenwateren is het dier zeldzaam (Decler *et al.*, 2007). In Vlaanderen werd de soort als uitgestorven beschouwd, en met de huidige kennis als *zeer zeldzaam* (Decler *et al.*, 2007). In België trok de zeeprík vroeger de Schelde en de Maas op, maar sinds de jaren 1920 is de soort hier door kanalisatie, watervervuiling en biotoopvernietiging uitgestorven (Van emmerik, 2005).

3.3.1.2. MATE VAN BESCHERMING (INSTANDHOUDING, HERSTELMOGELIJKHEDEN) EN MATE VAN ISOLATIE VAN DE POPULATIE IN HET NATUURLIJKE VERSPREIDINGSGEBIED

Ongetwijfeld kwam de zeeprík in het verleden algemener voor dan tegenwoordig (Wheeler, 1978), maar data zijn schaars. De soort heeft een groot verspreidingsgebied, en de dieren die sporadisch in onze wateren voorkomen, kunnen niet beschouwd worden als behorend tot een geïsoleerde

populatie. De voornaamste reden voor de achteruitgang is, zoals bij de meeste andere anadrome soorten, waarschijnlijk het gevolg van problemen die zich situeren in rivieren: vervuiling, achteruitgang van biotopen (paaiplaatsen) en ontoegankelijk worden van paaiplaatsen door constructiewerken. Vandaar dat de meest geschikte maatregelen voor het locale herstel van de soort zich in rivieren en estuaria situeren: een verbetering van de waterkwaliteit, een aanpassing van migratiekelpunten, en een verbetering van de voortplantingsbiotopen zijn essentieel (Decler *et al.*, 2007). Het informeren van de vissers betreffende de beschermde status van deze vis kan bijdragen tot zijn instandhouding. Mogelijk heeft ook overbevissing op zee en het zeldzamer worden van geschikte gastheren een invloed gehad op de achteruitgang van de soort.

3.3.1.3. ALGEMENE BEOORDELING VAN DE BETEKENIS VAN HET GEBIED VOOR DE INSTANDHOUDING VAN DE SOORT

De Belgische zeegebieden zijn van weinig betekenis voor de zeeprík. Het is onmogelijk om concentratiegebieden vast te stellen, noch om specifieke maatregelen te nemen in bepaalde gebieden op zee. Wel vervult de Belgische kustzone mogelijk een belangrijke rol voor hun migratie naar de estuaria en rivieren voor de voortplanting.

3.3.2. RIVIERPRIK *LAMPETRA FLUVIATILIS*

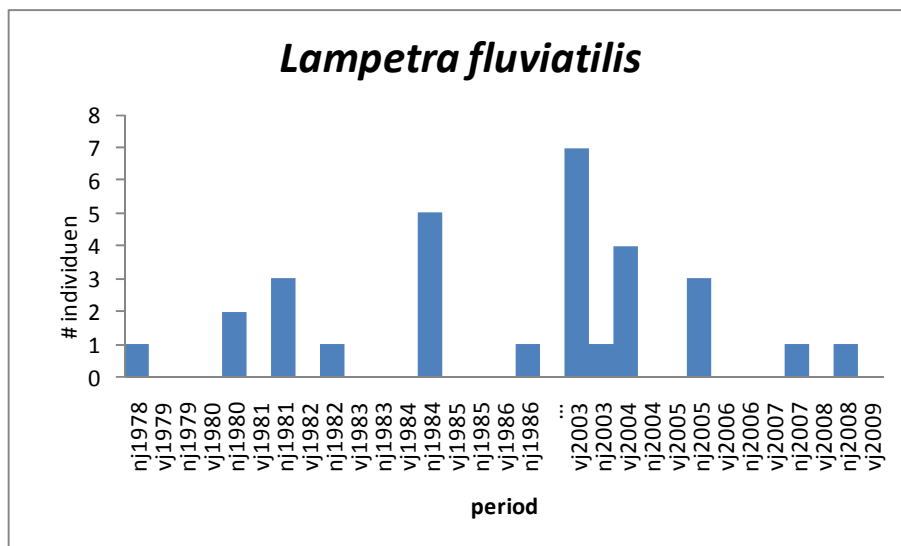


De rivierprík is een anadrome vis die in het najaar de rivieren optrekt om er te paaien. In de maanden maart-mei vindt de voortplanting plaats in sterk stromende delen van rivieren en beken. Midden- en bovenlopen van grotere rivieren hebben de voorkeur met grof zand, grind en stenen als paaisubstraat. Na de voortplanting sterven de prikken. De larven (ammocoetes) nestelen zich voor een periode van ongeveer vierenhalf jaar in de onderwaterbodem. Na de metamorfose in mei-oktober migreren de prikken naar zee en leven nog twee tot drie jaar. In die tijd groeit de rivierprík tot een lengte van 30 tot 49 cm. De metamorfose vindt plaats bij een lengte van 9 tot 15 cm. Volwassen rivierprikken leven in zee en in estuaria, en parasiteren er op andere vissoorten.

3.3.2.1. OMVANG EN DICHTHEID VAN DE POPULATIE

De rivierprík heeft een omvangrijk verspreidingsgebied, dat zich op zee ononderbroken uitstrekt langs de Atlantische kusten van West-Europa tot Noorwegen, met inbegrip van de Noordzee en de Oostzee. De rivierprík is sterker kust- en estuariumgebonden dan de zeeprík. Dit is ook te merken op het verspreidingskaartje van deze soort (Figuur 3.2), waarop duidelijk is dat de paar waarnemingen zich allen concentreren in de kustzone en vooral in de buurt van de Westerschelde monding. Er zijn twee periodes van waarnemingen in de ILVO dataset 1978-1986 en na 2003. Waarschijnlijk kwam de rivierprík in de tussenliggende periode ook nog steeds voor, maar werd ze door omstandigheden (beperkte staalnames, niet officieel geregistreerd) niet geregistreerd. De routinematige waarnemingen situeren zich bijna allemaal in het najaar, wanneer de rivierprík migreert richting de rivieren om te paaien (Figuur 3.1). De meeste individuen werden waargenomen in 2003-2004, doordat er in deze periode met verschillende technieken intensiever is bemonsterd (pelagisch, boomkor). Vangsten van rivierprikken in het binnenland en in de Zeeschelde zijn niet zeldzaam (Decler *et al.*, 2007). De vangstfrequentie van de rivierprík in het Schelde bekken is relatief laag en is 5.56%, 11.54% and 16.33% voor respectievelijk het mesohaline (90 stalen), oligohaline (52 stalen) en zoetwater (49 stalen) gedeelte van de Schelde (Breine *et al.*, in prep.). Het is echter niet mogelijk, gezien het geringe aantal gegevens, om concentratiegebieden op zee te identificeren. Er kan wel

worden aangenomen dat de dichtheid aan rivierprikken hoger is in onze kustzone, in de nabijheid van de estuaria, dan verder op zee (Figuur 3.2).



Figuur 3.1. Aantal wetenschappelijk gevangen individuen rivierprik per seizoen en jaar (gegevens ILVO, UGent).

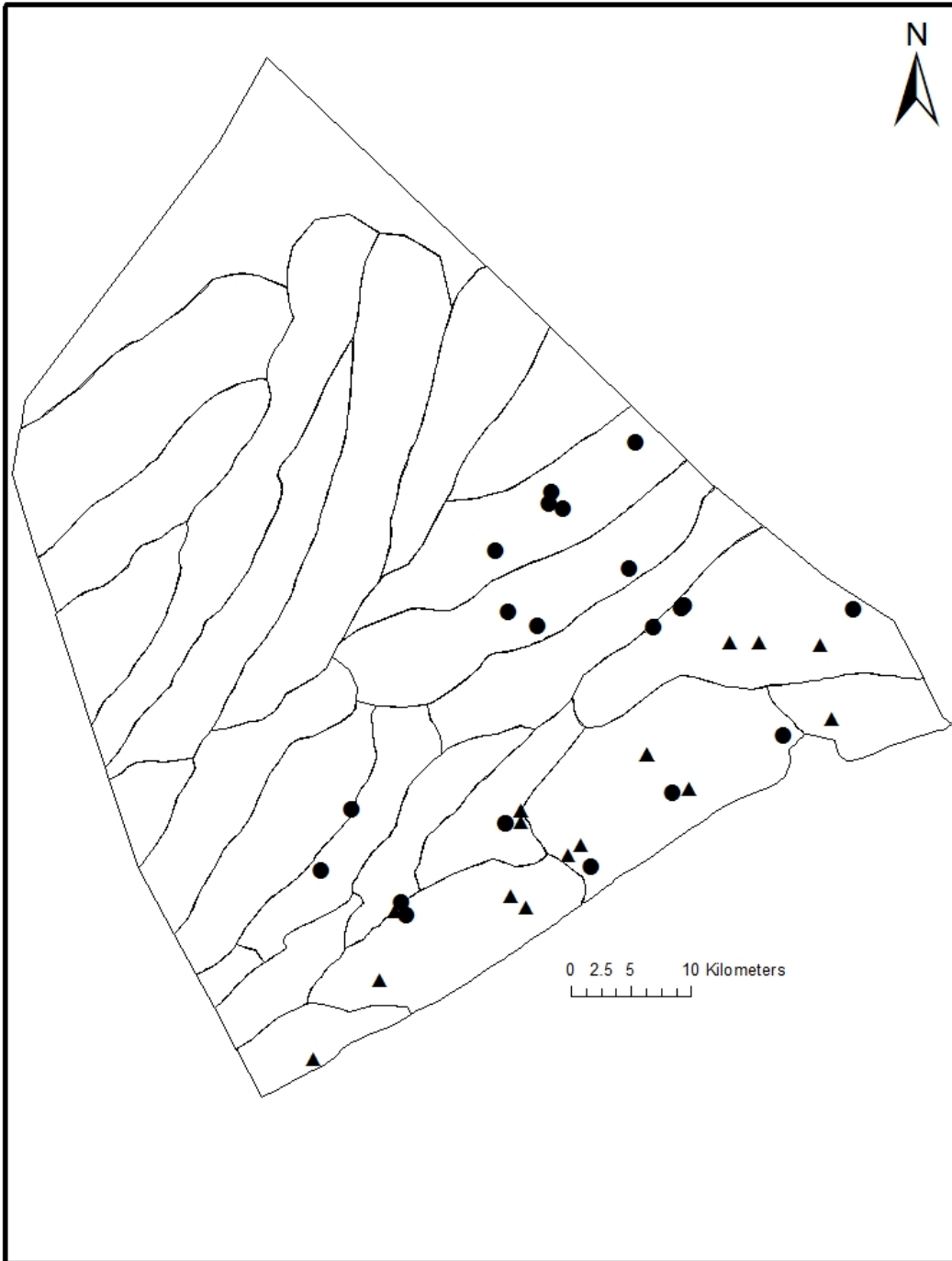
3.3.2.2. MATE VAN INSTANDHOUDING, HERSTELMOGELIJKHEDEN EN MATE VAN ISOLATIE VAN DE POPULATIE IN HET NATUURLIJKE VERSPREIDINGSGBIED

In het verleden was de rivierprik ongetwijfeld veel algemener dan tegenwoordig. Zo citeert Poll (1947) Gustave Gilson, die beweert dat de rivierprik zeer frequent gevangen werd door garnalenvissers, die het dier teruggooiden in zee. Zoals bij andere anadrome vissoorten is de achteruitgang van de soort ongetwijfeld vooral te wijten aan problemen in estuaria en rivieren: vervuiling, achteruitgang van biotopen (paaiplaatsen; grindextracties) en ontoegankelijk worden van paaiplaatsen door constructiewerken. Vandaar dat de meest geschikte maatregelen voor het lokale herstel van de soort zich in rivieren en estuaria situeren: een herstel van natuurlijke, vrij meanderende beken en rivieren met een goede waterkwaliteit waar niet gebaggerd wordt, en het wegwerken van migratieknelpunten (Declerck *et al.*, 2007). Het valt niet te verwachten dat de rivierprikken in de Schelde deel uitmaken van een geïsoleerde populatie.

Gezien de rivierprik nog geregeld voorkomt in de Schelde (Declerck *et al.*, 2007, Breine *et al.*, in prep.), is een herstel van de populatie mogelijk, maar op zee kunnen geen specifieke maatregelen voor het herstel van deze soort geïdentificeerd worden, tenzij het geregeld informeren van vissers betreffende de beschermde status van deze vis.

3.3.2.3. ALGEMENE BEOORDELING VAN DE BETEKENIS VAN HET GEBIED VOOR DE INSTANDHOUDING VAN DE SOORT

Binnen de Belgische zeegebieden kunnen met de huidige gegevens geen specifieke deelgebieden geïdentificeerd worden, maar kan aangenomen worden dat de kustzone en het gebied ter hoogte van de Scheldemonding wel belangrijk zijn voor de migratie van deze soort.



Figuur 3.2: Distributie van de wetenschappelijke waarnemingen van fint *Alosa falax* en rivierprik *Lampetra fluviatilis* in het Belgisch deel van de Noordzee (data ILVO; UGent).

3.3.3. EUROPESE ATLANTISCHE STEUR *ACIPENSER STURIO*



De Europese Atlantische steur wordt slechts uiterst zelden gevangen; dit dier werd in 2007 kort na de vangst in Belgische kustwateren levend vrijgelaten (foto: KBIN-BMM).

De Atlantische steur is een anadrome vis die zijn volwassen leven grotendeels op zee doorbrengt en in het voorjaar de rivieren optrekt voor de voortplanting (Van Emmerik, 2004). De 0+ juvenielen blijven in de rivieren vlak bij de paaigronden en laten zich afzakken naar het estuarium. Na circa 2-4 jaar trekken ze naar zee. Op zee verblijven ze de eerste jaren in het littoraal in de nabijheid van de estuaria op een diepte van circa 20-50 m. De steuren hebben een zeer lange levenscyclus. Ze worden pas laat volwassen en kunnen vele malen paaien. De voortplanting vindt plaats in het voorjaar en de zomer.

3.3.3.1. OMVANG EN DICHTHEID VAN DE POPULATIE

De Europese Atlantische steur kwam tot de 19^{de} eeuw frequent voor in Belgische wateren, en werd tot het midden van de 20e eeuw af en toe gevangen. De laatste tientallen jaren zijn vangsten zeer zeldzaam en is deze soort waarschijnlijk uitgestorven in de Belgische wateren. De soort is sterk bedreigd, en vermoedelijk leven nog slechts enkele honderden exemplaren in de kustwateren van de noordoost Atlantische Oceaan en de Noordzee. In zoet water vind je ze nu alleen nog in het stroomgebied van de Gironde-Garonne-Dordogne in Frankrijk (van Emmerik, 2004) (zie Figuur 3.3). Recent werden enkele duizenden jonge steuren, afkomstig uit een kweekprogramma, uitgezet in de Dordogne en de Garonne en in Duitsland (2008). De meest recente vangst van een steur in onze wateren dateert van 2007 (voor de kust van Westende) (BMM).



Figuur 3.3. Geografische verspreiding van de Atlantische steur (naar: Holcik, 1989 uit van Emmerik, 2004)

3.3.3.2. MATE VAN INSTANDHOUDING, HERSTELMOGELIJKHEDEN EN MATE VAN ISOLATIE VAN DE POPULATIE IN HET NATUURLIJKE VERSPREIDINGSGBIED

De steur is sterk bedreigd in zijn volledige verspreidingsgebied. Steuren geboren in de Dordogne en de Garonne verspreiden zich over de ondiepe gebieden van de noord-oost Atlantische Oceaan, met inbegrip van de Noordzee. Ook de weinige steuren die hier gevangen werden tijdens de laatste tientallen jaren zijn waarschijnlijk afkomstig van deze populatie. In het verleden plantte de soort zich in alle grote noord-west Europese rivieren voort.

Het herstel van de soort berust bijna volledig op de kweek in gevangenschap met een aantal die geboren werden in 1994, en die zich momenteel in kweekcentra in Frankrijk en Duitsland bevinden. In 2008 werd een internationale informatiecampagne opgezet om vissers te wijzen op de beschermde status van de steur, en op de kritieke toestand waarin de soort zich bevindt. De herstelmogelijkheden (zuiver water, geen migratiebarrières en een geschikte bodem) in Belgische wateren, of in de Schelde, zijn momenteel onbestaande (Decler *et al.*, 2007). Het geregeld informeren van vissers, zoals in 2008, is een algemene maatregel die kan bijdragen tot de instandhouding van de steur in het zeegebied.

3.3.3.3. ALGEMENE BEOORDELING VAN DE BETEKENIS VAN HET GEBIED VOOR DE INSTANDHOUDING VAN DE SOORT

De Belgische kustwateren hebben momenteel een geringe betekenis voor de instandhouding en bescherming van de soort. Er kunnen geen deelgebieden aangewezen worden met een groter belang.

3.3.4. FINT *ALOSA FALAX*

De fint is een anadrome, haringachtige vis die het grootste deel van zijn leven in zee doorbrengt en alleen om te paaien het zoetwatergetijdengebied intrekt (de Laak, 2009a; Patberg *et al.*, 2005). De paaitijd valt in mei en juni. Paaiplaatsen liggen daar waar het getij nog merkbaar is. De habitateisen voor paai van fint zijn niet duidelijk en mogelijk niet heel specifiek (Patberg *et al.*, 2005). In het jaar volgend op de paai trekt de fint naar zee. Dieren die na drie tot vier jaar geslachtsrijp zijn keren terug uit het zoute water. De fint kan meerdere jaren achtereen paaien. Eieren, larven en jonge vissen worden geleidelijk naar de riviermonding verplaatst. De vissen groeien op in het

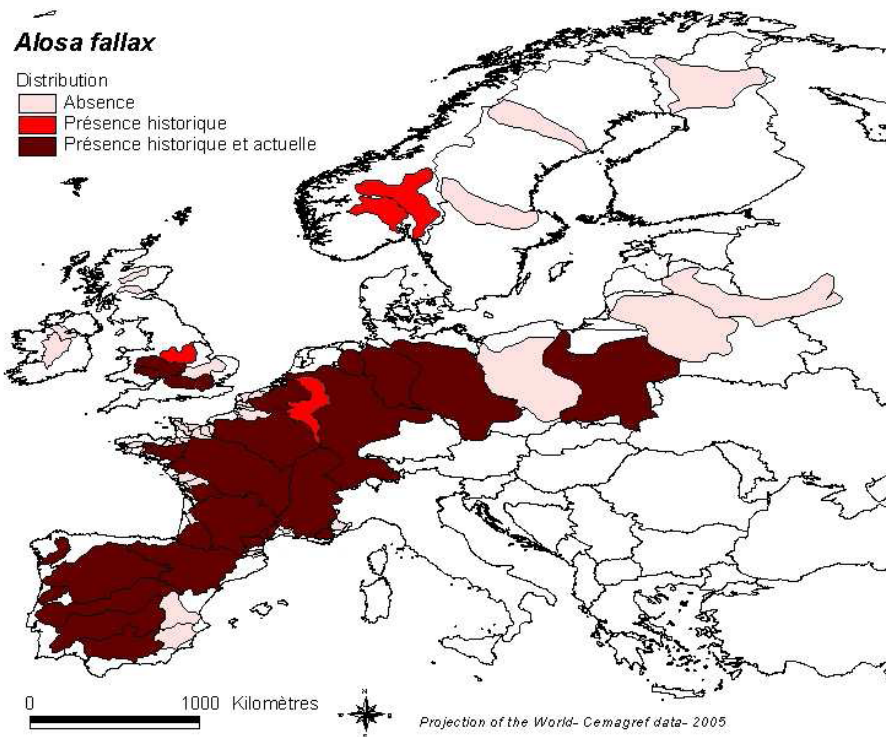
zoetwatergetijdengebied. Door het getij kan de jonge fint zich daar handhaven. Bij eb zoeken de larven de bodem op en bij opkomend tij wordt de rivierstroom vertraagd waardoor de larven hoger in de waterkolom kunnen foerageren zonder de rivier uitgespoeld te worden. De fint lijkt sterk op de elft. Een onderzoek van 65 *Alosa sp.*, in beslag genomen in de vismijn van Zeebrugge in 2005, wees uit dat het allemaal finten betrof, en bevestigde dat de donkere laterale vlekken geen goed identificatiekenmerk vormen (Haelters, 2005b). Het enige zekere kenmerk om fint en elft uit elkaar te houden is het tellen van de kieuwboogaanhangsels (de Laak, 2009b). De elft heeft meer dan 80 (gewoonlijk circa 100 of meer) kieuwboogaanhangsels. De fint heeft maar 40 tot 60 kieuwboogaanhangsels (Lochet, 2006).



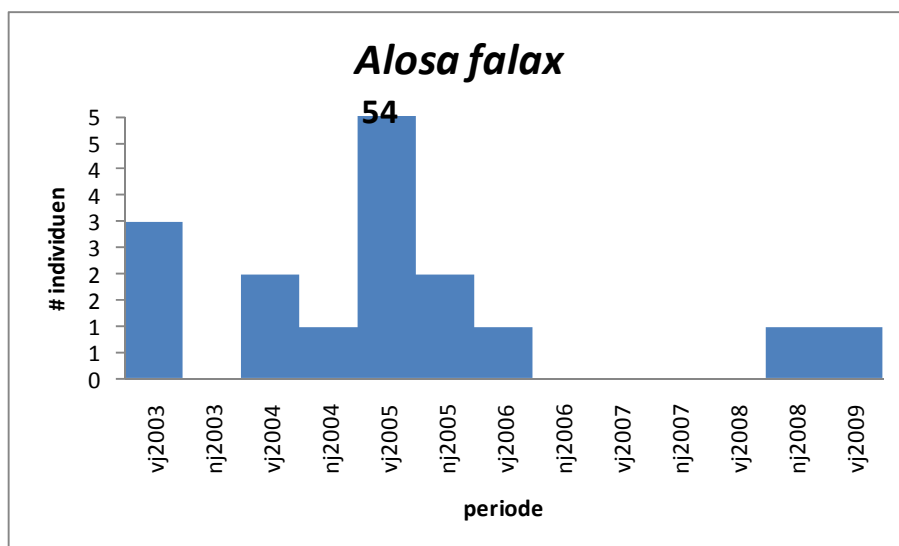
De fint wordt frequenter gevangen in de Belgische zeegebieden (foto: H. Hillewaert, ILVO).

3.3.4.1. OMVANG EN DICHTHEID VAN DE POPULATIE

De fint heeft een ruim verspreidingsgebied in de ondiepe Europese kustwateren (Figuur 3.4). De fint was volledig uit de Schelde verdwenen in het midden van de 20^e eeuw, vooral door een slechte waterkwaliteit. In kustwateren kwam het dier wel nog voor. Door een verbeterde waterkwaliteit worden sinds 1996 weer vaker finten gevangen in de Zeeschelde. De vangst frequentie van de fint in het mesohaline deel van de Schelde tussen 1995 en 2008 is relatief hoog (44,44%; 90 stalen) (Breine *et al.*, in prep.). Op zee is de fint een vrij algemene vissoort, die vaak in staand want (warnetten, kieuwnetten) gevangen wordt, zowel bij recreatieve strandvisserij als bij professionele visserij. Zoals een registratie hiervan op 3 juli 2009, waarbij er hoge aantallen finten gevangen werden (107 individuen; 67.5 kg) tijdens een staande wand (95 mm) visserij ter hoogte van de muur van Zeebrugge. De fint wordt slechts zelden gevangen bij wetenschappelijk onderzoek op zee, gezien het een pelagische soort is, en bij wetenschappelijk onderzoek naar visbestanden vooral sleepnetten gebruikt worden. De waarnemingen van deze soort via voornamelijk sleepnetten zijn weergegeven in figuur 3.2. Het betreft hier voornamelijk recente waarnemingen, waarbij de fint in 2005 zeer sporadisch werd gevangen, vooral tijdens de uitgebreidere campagne in de windmolenconcessiezones (cf 54 waargenomen individuen in 2005). De fint werd voornamelijk geregistreerd tijdens de voorjaarstaalnames. Het voorjaar is de periode voor zijn trek van en naar de rivieren (Figuur 3.5). Het is niet mogelijk een inschatting te maken van de omvang en de dichtheid van de populatie finten, door het ontbreken van een aangepaste staalnamestrategie (pelagische vis). Maar er kan aangenomen worden dat de fint tegenwoordig regelmatig terug voorkomt in de Belgische mariene wateren en niet zeldzaam is.



Figuur 3.4 Verspreiding van de fint in Europa (Lochet, 2006)



Figuur 3.5. Aantal waargenomen individuen fint per seizoen en jaar.

3.3.4.2. MATE VAN INSTANDHOUDING, HERSTELMOGELIJKHEDEN EN MATE VAN ISOLATIE VAN DE POPULATIE IN HET NATUURLIJKE VERSPREIDINGSGBIED

Door een verbeterde waterkwaliteit worden steeds meer finten gevangen in de Zeeschelde, wat lijkt te duiden op een licht herstel – de soort zou zich echter nog niet voortplanten in de Schelde (Decler *et al.*, 2007). De populatie is ongetwijfeld nog veel lager dan in het begin van de 19^e eeuw. Poll (1947) vermeldt dat de soort algemeen voorkomt in het kustgebied, en in de Schelde en Maas en hun zijrivieren, maar “dat ze toch minder algemeen is dan in het verleden”.

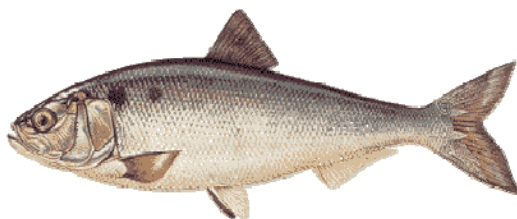
Problemen voor de fint zijn vooral terug te vinden in rivieren: voor een succesvolle voortplanting is een goede waterkwaliteit met een voldoende hoog zuurstofgehalte noodzakelijk. Daarnaast moeten paaiplassen opnieuw bereikbaar worden (Decler *et al.*, 2007). Maatregelen op zee zijn niet gemakkelijk te identificeren, maar het informeren van vissers betreffende hun beschermde status kan wel nodig zijn. De soort wordt vaak gevangen in staand water, een vorm van visserij die mogelijk aan populariteit zal winnen door hoge brandstofprijzen, en door negatieve milieueffecten vastgesteld bij boomkorvisserij. Finten zijn vissen die constant zwemmen, en veel zuurstof nodig hebben – ze overleven slechts zeer zelden vangst in staand water.

De finten die in onze wateren voorkomen, maken geen deel uit van een geïsoleerde populatie.

3.3.4.3. ALGEMENE BEOORDELING VAN DE BETEKENIS VAN HET GEBIED VOOR DE INSTANDHOUDING VAN DE SOORT

Hoewel de Belgische zeegebieden belangrijk zijn voor de instandhouding van de fint, is het niet mogelijk om in de mariene wateren specifieke gebieden te identificeren die in het bijzonder belangrijk zijn voor de instandhouding van de soort. De Belgische kustzone speelt wel een belangrijke rol voor deze soort als migratiegebied naar de estuaria en rivieren.

3.3.5. ELFT *ALOSA ALOSA*

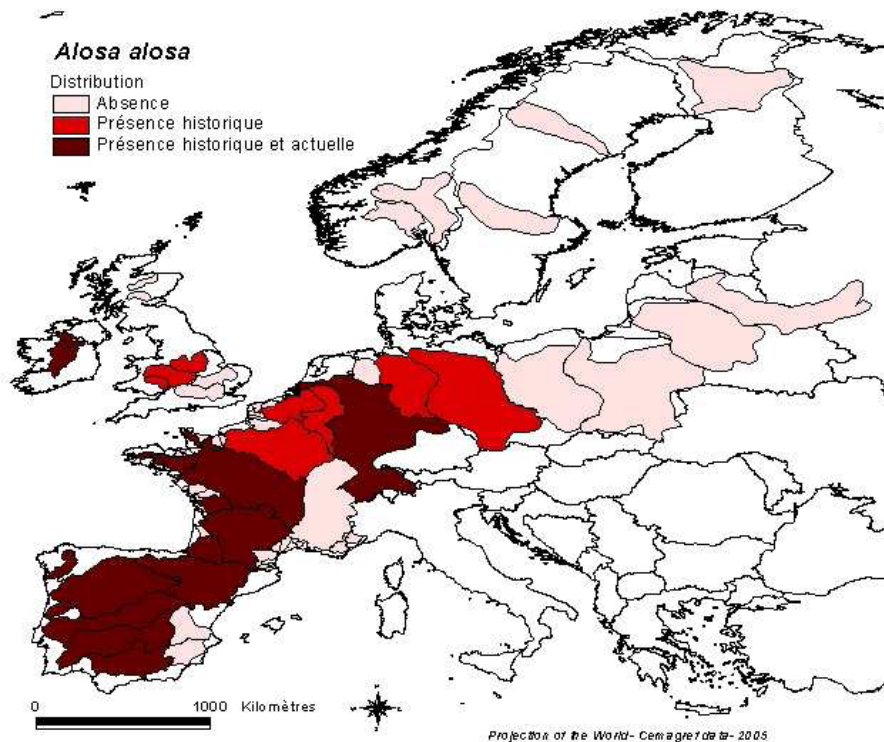


De elft is een anadrome vis, behorende tot de haringachtigen, die voornamelijk in zout water verblijft en in de paaitijd (mei-juni) de rivier optrekt (de Laak, 2009; Patberg *et al.*, 2005). Elften worden bovenstrooms in de rivier geboren. Eieren, larven en jonge vissen zakken geleidelijk de rivier af en groeien op in zoetwatergetijdengebieden. Als de vis ongeveer twaalf centimeter is, trekt hij naar zee. Jonge vissen kunnen één tot twee jaar in de rivier blijven voordat ze naar zee trekken. Als de elft ongeveer 50 cm is, trekt hij stroomopwaarts om te paaien. Volwassen dieren paaien meer dan een keer.

Elft wordt dikwijls verward met fint (zie hoger).

3.3.5.1. OMVANG EN DICHTHEID VAN DE POPULATIE

De elft is in België niet meer waargenomen, maar zou historisch wel voorgekomen zijn (Lochet, 2006). Het voorkomen van de elft in Europese wateren is weergegeven in Figuur 3.6, waarbij duidelijk is dat de huidige verspreiding maar een fractie is van de historische verspreiding. Er zijn geen waarnemingen van deze soort in Belgische mariene en zoete wateren (Schelde). In de Noordzee moet de elft zo goed als verdwenen worden beschouwd (Arahamian *et al.*, 2003 uit de Laak, 2009). Momenteel zouden er in het Rijnbekken sporadisch (enkele exemplaren per jaar) elften worden gevangen (de Laak, 2009).



Figuur 3.6 Verspreiding van de elft in Europa (Lochet, 2006)

3.3.5.2. MATE VAN INSTANDHOUDING, HERSTELMOGELIJKHEDEN EN MATE VAN ISOLATIE VAN DE POPULATIE IN HET NATUURLIJKE VERSPREIDINGSGBIED

De elft is waarschijnlijk uitgestorven door de effectieve visserij aan het einde van de 19^{de} en begin van de 20^{ste} eeuw, verstuwung van de grote rivieren, oeververharding en grindwinning waardoor paaiplaatsen verdwenen.

Doordat er in verschillende Europese landen projecten lopen om de elft terug te introduceren in hun riviersystemen (Rijn in Nederland, rivieren in Duitsland) (de Laak, 2009), bestaat de mogelijkheid dat de elft sporadisch zal gevangen worden in onze kustwateren. Hiervoor is het aangewezen dat er aandacht wordt besteed aan het duidelijk onderscheiden van elften en finten in onze wateren en dat hierover informatie verspreid wordt onder de vissers.

3.3.5.3. ALGEMENE BEOORDELING VAN DE BETEKENIS VAN HET GEBIED VOOR DE INSTANDHOUDING VAN DE SOORT

Het zal niet mogelijk zijn om in de Belgische mariene wateren specifieke gebieden te identificeren die kunnen bijdragen tot het terug voorkomen en in stand houden van deze soort.

3.4. CONCLUSIE

In tabel 3.1 wordt voor de vissoorten van de Bijlage II de informatie weergegeven voor het invullen van de standaard formulieren voor rapportering van habitatrichtlijn gebieden. Van alle vissoorten in Bijlage II is de fint nog de algemeenst voorkomende in de Belgische wateren, naast de rivierprik. Uit de detailbespreking van de vissen bleek dat er geen specifieke gebieden kunnen afgebakend worden ter bescherming op zee, maar dat de kustzone een zeer belangrijke rol speelt voor hun migratie naar de estuaria en rivieren voor de voortplanting. Daarom is deze invulling van de criteria relevant voor elk geselecteerd habitatrichtlijngebied in de Belgische kustzone.

Populatie

Al de vissen in Bijlage II zijn doortrekkende vissen (pleisteren) in de Belgische mariene wateren. De aantallen vissen in de Belgische wateren of deelgebieden zijn zeer moeilijk te bepalen, maar duidelijk is dat rivierprik en fint gecatalogeerd kunnen worden als respectievelijk zeldzaam (R) en algemeen (C) en de andere anadrome vissen als zeer zeldzaam (V).

Populatiepercentage

Het percentage van de populatie van deze soorten die zich in de kustzone bevindt, ten opzichte van de aanwezige populatie in België is zeer moeilijk in te schatten voor alle soorten maar is waarschijnlijk <2% (score C). Er wordt wel aangenomen dat de verspreiding van de rivierprik zich voornamelijk situeert in de kustzone, en dat het aandeel van de populatie verwaarloosbaar is in offshore habitats.

Bescherming

Dit criterium bevat twee subcriteria:

- (1) Mate van instandhouding van het element en van het belang voor de soort. Hiervoor geldt voor trekviscode II (elementen goed geconserveerd), aangezien de mariene wateren maar een passage gebied zijn in hun levenscyclus en dus geen specifieke eisen (qua water kwaliteit, habitat) hebben in deze wateren voor hun instandhouding.
- (2) Herstelmogelijkheid kan gecodeerd worden als herstel mogelijk zonder buitensporige inspanningen (code II), aangezien het herstel van deze vissen in onze Belgische wateren enkel beperkt wordt door hoge visserijdruk. Inspanningen moeten vooral geleverd worden naar het sensibiliseren van de vissers. De grootste inspanningen voor het herstel van deze soorten dienen te gebeuren in de estuaria en rivieren.

De bescherming wordt geschaald als B (goed bewaard) doordat de elementen goed geconserveerd zijn en herstel mogelijk is.

Isolatie

Hier wordt de mate van isolatie van de soorten in een gebied geëvalueerd. Op basis van de verzamelde gegevens is duidelijk dat deze vissen zich alle midden in hun areaal bevinden. Dit geeft een code C (deel uitmakend van een niet-geïsoleerde en door de rest van het areaal omsloten populatie).

Algemeen

Het is onmogelijk om concentratiegebieden vast te stellen, noch om specifieke maatregelen te nemen in bepaalde gebieden op zee. Wel vervult de Belgische kustzone een belangrijke rol voor hun migratie naar de estuaria en rivieren, zeker voor fint en rivierprik en vormt de visserij een probleem. Op basis hiervan en aangezien de score voor de fint en rivierprik voor de andere criteria CBC is, wordt de algemene beoordeling voor deze soorten een C (beduidend). Met andere woorden is onze Belgische kustzone wel van belang voor deze anadrome vissen, maar niet van levensbelang voor het

voortbestaan van deze soorten. Voor de andere soorten, die nog meer toevallige passanten zijn en voorlopig zeer sterk afhankelijk zijn van herintroductie programma's in Europese rivieren is voorlopig de Belgische kustzone van weinig belang en hebben ze geen algemene code meegekregen.

Code	Soort	Populatie Pleisterende	Pop %	Bescherming	isolatie	algemeen
H1095	<i>Petromyzon marinus</i>	V	D	B	C	
H1099	<i>Lampetra fluviatilis</i>	R	C	B	C	C
H1102	<i>Alosa falax</i>	C	C	B	C	C
H1103	<i>Alosa alosa</i>	V	D	B	C	
H1101	<i>Acipenser sturio</i>	V	D	B	C	

Tabel 3.1 De codes gebruikt in de tekst en in de tabel zijn diegene die vooropgesteld zijn in het informatieformulier (standaard gegevensformulier) voor als Natura 2000 gebied voorgestelde gebieden. Codes: **Populatie** (een schatting van de populatiegrootte op basis van 3 categorieën: V (zeer zeldzaam); R (zeldzaam) en C (algemeen)); **Pop%** (een schatting van de relatieve omvang van de populatie in het gebied op basis van 4 categorieën: A (100% > p > 15%), B (15% > p > 2%), C (p < 2%), D (populatie verwaarloosbaar)); **Bescherming** (evaluatie van de mate van instandhouding en herstelmogelijkheid, opgedeeld in 3 categorieën: A (uitstekend bewaard), B (goed bewaard), C matig of minder goed bewaard)); **Isolatie** (evaluatie van de mate van isolatie van de populatie in het gebied ten opzichte van het natuurlijk verspreidingsgebied, opgedeeld in 3 categorieën: A (geheel geïsoleerde populatie), B (niet-geïsoleerde populatie aan de rand van het areaal), C (niet-geïsoleerde, oor de rest van het areaal omsloten populatie)); **Algemeen**: Is een codering gebaseerd op basis van andere criteria dan de al hoger gemelde en op basis van een advies van de meest ervaren deskundige, opgedeeld in 3 categorieën: A (uiterst waardevol); B (waardevol); C (beduidend).

Evaluatie Galway conclusies

Het Europees Topic Center / Biodiversiteit evalueerde de voorstellen van de Lidstaten voor wat betreft hun toereikendheid voor de habitats van de Bijlage I en de soorten van de Bijlage II. Deze evaluatie vormde de basis voor het Marine Atlantic Seminar in Galway (24-25 maart 2009). Hierbij werden ook voor België een aantal opmerkingen betreffende de soorten van de Bijlage II geformuleerd, dewelke bijkomend in dit rapport in beschouwing worden genomen. Specifiek worden hier voor deze soorten, waarvan het voorkomen en de dichtheid in Belgische wateren onzeker en of onduidelijk was, behandeld (Tabel 3.2). Deze behandeling gebeurde op basis van de in dit rapport aangehaalde informatie, dewelke een volledig overzicht biedt van de huidige kennis ter zake.

Soort	Galway conclusie	Nieuwe informatie uit dit rapport	
		Dichtheid	Concentratiegebied
Zeeprik	Scientific reserve & Correction of data	Internationaal onbelangrijk	Geen
Rivierprik	Scientific reserve on reference list	Internationaal onbelangrijk	Geen
Steur	Not on reference list	Uitgestorven	-
Fint	Sufficient	Internationaal belangrijk	Geen
Elft	Scientific reserve on reference list	Uitgestorven	-

Tabel 3.2. Evaluatie Galway conclusies betreffende de niet-zeezoogdieren uit de Bijlage II en voorkomend in de Belgische wateren. Remove from reference list: wordt als niet (meer) voorkomend beschouwd; Scientific reserve, definitieve conclusie nog niet mogelijk; Scientific reserve on reference list, voorkomen soort onzeker; Correction of data, data onvolledig; Not on reference list, soort afwezig; Sufficient, bescherming via Habitatrichtlijn voldoende.

DEEL 4. OPSTELLEN VAN EEN LIJST VAN GEBIEDEN WELKE IN AANMERKING KOMEN OM ALS GEBIED VAN COMMUNAUTAIR BELANG IN HET BELGISCHE DEEL VAN DE NOORDZEE AANGEDUID TE WORDEN

4.1. INLEIDING

Na het opstellen van een lijst van relevante gebieden waar – onafhankelijk van elkaar – de habitats en soorten van Bijlage I (Deel 1), respectievelijk Bijlage II (Delen 2 en 3) van de Habitatrichtlijn voorkomen, is het de bedoeling een geïntegreerde selectie van de gebieden, die het meest in aanmerking komen als Habitatrichtlijngebied, te maken. Dit kunnen gebieden zijn waar meerdere van de geselecteerde habitats voorkomen, waar ze in een betere beschermingstoestand bevinden, of waar meerdere van de Bijlage II soorten in hogere densiteiten voorkomen.

Van elk van de gebieden wordt de volgende informatie beschikbaar gesteld:

- Aanduiding van een delimitatie,
- De oppervlakte,
- Een nauwkeurige beschrijving van het belang van het gebied en de verantwoording voor de afbakening, cfr. de Europese Habitatrichtlijn,
- Een nauwkeurige gebiedsbeschrijving, inclusief de kwaliteit en de kwetsbaarheid;
- De relevante documentatie m.b.t. de verantwoording van de aanduiding en de delimitatie.

Deze informatie laat toe de noodzakelijke documenten op te stellen voor een officiële aanmelding door België van de potentiële gebieden van communautair belang (potentiële Habitatrichtlijngebieden).

Er werd verder een vergelijking gemaakt met de aanduiding van beschermde gebieden in de ons omringende landen, om, indien dit mogelijk is en overeenkomt met de resultaten van het onderzoek, een grensoverschrijdende detailafbakening voor te stellen.

4.2. INTEGRATIESTRATEGIE

4.2.1. PROJECTSTRATEGIE

Op basis van de resultaten van de delen 1, 2 en 3 werden in overleg met de opdrachtgever de volgende stellingen unaniem aangenomen:

- Zoals uit de conclusies van de delen 2 en 3 blijkt, is een ruimtelijke differentiatie binnen het BDNZ in functie van de concrete invulling van de Habitatrichtlijn op basis van de huidige gegevens niet mogelijk. De populatiegrootte van nagenoeg alle Bijlage III soorten wordt in het BDNZ als ondergeschikt beschouwd. Ook voor de bruinvis, waarvoor het zeker is dat er in het BDNZ gebieden zijn waar de soort systematisch in hogere en internationaal significante dichtheden voorkomt, kan een ruimtelijke differentiatie niet. De voor bruinvis belangrijke gebieden liggen namelijk afhankelijk van het jaargetijde nabij de kust of juist ver van de kust weg, waardoor het op basis van de huidige kennis niet mogelijk is om speciale beschermingszones voor deze soort aan te duiden. Op basis hiervan werd noodzakelijkerwijze beslist geen rekening te houden met de in België voorkomende Bijlage II soorten bij de afbakening van de potentiële Habitatrichtlijngebieden op zee. Voor de bescherming van deze Bijlage II soorten zijn meer algemene maatregelen noodzakelijk.
De potentiële Habitatrichtlijngebieden worden dus afgebakend enkel en alleen op basis van de resultaten uit Deel 1 (Bijlage I, Habitats).
- Alhoewel uit de detailbespreking van de Bijlage II vissen bleek dat er geen specifieke gebieden kunnen afgebakend worden ter bescherming op zee, blijkt de kustzone een belangrijke rol voor hun migratie naar de estuaria en rivieren voor de voortplanting te spelen. Specifiek wordt het oostelijke deel van de Belgische kustzone, nabij de monding van de Westerschelde, als potentieel waardevol voor migrerende vissen aangehaald.
- De scenario's, zoals opgesteld in 1.2 "Habitatype 1110", hebben tot doel een eerste inzicht te krijgen in de ruimtelijke verspreiding van de meest waardevolle delen van het BDNZ voor wat betreft het Habitatype 1110. Ze kunnen zodoende niet beschouwd worden als een shopping list, waarbij finaal één van de vier scenario's als potentieel Habitatrichtlijngebied geselecteerd zou worden, en zijn dus enkel richtinggevend.
- Ongeacht hun erkenning als Habitatype 1170 wordt bij de afbakening van de potentiële Habitatrichtlijngebieden rekening gehouden met de noodzakelijke bescherming van de *L. conchilega* aggregaties en de grindbedden. Alhoewel de selectie van het Habitatype 1110 als eerste en algemene leidraad bij de afbakening de potentiële Habitatrichtlijngebieden wordt gebruikt, kan de verspreiding van zowel *L. conchilega* aggregaties als grindbedden ter bijsturing van de afbakening worden aangehaald.
- De verspreiding van *L. conchilega* aggregaties valt grotendeels samen met de verspreiding van het *A. alba* biotoop. Bij een representatieve bedekking van het aan te melden Habitatrichtlijngebied door het *A. alba* biotoop zal dus ook een representatief deel van het *L. conchilega* biotoop worden omsloten.
- Voor wat betreft een representatieve omsluiting van de grindbedden in het aan te melden Habitatrichtlijngebied wordt – naast de resultaten van 1.3.2.2 – idealiter ook rekening gehouden met de positie van het refugium (zie ook Figuur 1.16), zoals omschreven door Houziaux *et al.* (2008; zie 1.3.1.1)
- Voor wat betreft de delimitatie, lijkt het in het open zeegebied van het BDNZ noodzakelijk dat die praktisch is en daardoor bruikbaar voor controle en beheer. Een afbakening die tot in detail de contouren van het verspreidingsgebied van een habitat volgt, lijkt in de praktijk niet bruikbaar.

De toepassing van deze stellingen en principes leidden volgens de in dit project gevolgde selectiestrategie tot een voorstel tot aanmelding van potentiële Habitatrichtlijngebieden in het BDNZ.

4.2.2. VLAKTE VAN DE RAAN

Als bijkomend principe werd echter ook rekening gehouden met de volgende stellingen.

- Als gevolg van het uitgangspunt bij de selectie van het Habitatype 1110 – cf. een zandbank is een functioneel ondeelbaar geheel – is de gemiddelde ecologische waarde van de Vlake van de Raan, gekenmerkt door een combinatie van ecologisch minder waardevolle tot zeer waardevolle zones (o.a. uitgebreide velden van *L. conchilega* en *Owenia fusiformis* aggregaties; zie 4.3.2.2 & 4.3.2.3), steeds ondergeschikt ten op zichte van andere zandbanken nooit als prioritair te beschermen zandbank geselecteerd.
- De nieuw beschikbare informatie kan nu worden aangewend om de Vlake van de Raan (*sensu* in 2005 als Habitatrichtlijngebied ingestelde zone) te “herevalueren”. Gezien het aparte karakter van deze “herevaluatie” binnen het gevolgde traject van dit project, werd dit item als een apart luik binnen Deel 4 opgenomen.
- De “herevaluatie” van de Vlake van de Raan op basis van nieuwe gegevens – niet beschikbaar bij de oorspronkelijke aanmelding van het Habitatrichtlijngebied “Vlake van de Raan” – wordt specifiek door de opdrachtgever gevraagd.

4.3. GEÏNTEGREERDE SELECTIE POTENTIEEL HABITATRICHTLIJNGEBIED

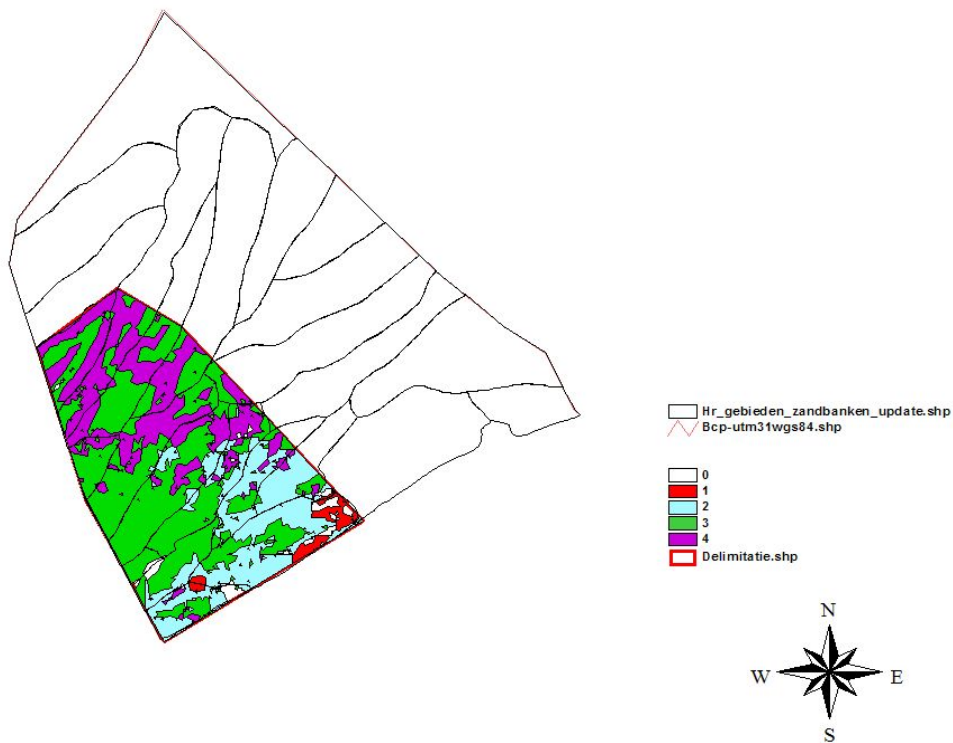
4.3.1. INTEGRATIE DELEN 1, 2 EN 3

4.3.1.1. AANDUIDING VAN DE DELIMITATIE

Gebaseerd op

- (1) de vier scenario's, als richtinggevend voor de aanduiding van de potentiële Habitatrichtlijngebieden voor wat betreft het Habitattype 1110,
- (2) de ruimtelijke verspreiding van de *L. conchilega* aggregaties en grindbedden (inclusief refugium)

stelt het consortium unaniem één potentieel Habitatrichtlijngebied voor (Figuur 4.1). Het gebied omvat het mariene gebied afgebakend door de basislijn⁹ en een lijn die de punten 1 tot 6 verbindt, waarvan de coördinaten (graden en decimale van minuten uitgedrukt in WGS 84) in Tabel 4.1 worden weergegeven. Als de eerste en laatste segmenten de basislijn niet kruisen, worden ze tot aan de basislijn doorgetrokken.



Figuur 4.1 Voorstel tot aanmelding van het Habitatrichtlijngebied op basis van de ruimtelijke verspreiding van Habitattype 1110, *Lanice conchilega* aggregaties en grindbedden (rode polygoon); 0, ongedefinieerd biotoop; 1, *Macoma balthica* biotoop; 2, *Abra alba* biotoop; 3, *Nephtys cirrosa* biotoop; 4, *Ophelia limacina* biotoop.

⁹ De basislijn van de territoriale wateren die bij gemiddeld laag laagwaterspring (GLLWS) bepaald wordt, varieert. De basislijn wordt gedefinieerd door de zeekaart, uitgegeven door de Vlaamse Hydrografische dienst van de afdeling Kust. De meest recente uitgave van deze officiële zeekaart (op papier en de digitale versie ervan) dient steeds als referentie te worden gebruikt.

	Oosterlengte	Noorderbreedte
1	2° 32,54' O	51° 05,57' N
2	2° 23,34' O	51° 16,10' N
3	2° 17,76' O	51° 27,18' N
4	2° 27,12' O	51° 31,62' N
5	2° 34,68' O	51° 28,86' N
6	2° 56,34' O	51° 14,52' N

Tabel 4.1 Geografische positie van de hoekpunten van de polygoon, dewelke het voorgestelde Habitatrichtlijngebied omschrijft. Projectie: WGS84.

4.3.1.2. OPPERVLAKTE

De absolute oppervlakte aan Habitattype 1110 en de beide kandidaten voor Habitattype 1170 omvat door het voorgestelde Habitatrichtlijngebied wordt weergegeven in Tabel 4.2.

Habitattype / Biotoop	Oppervlakte
Habitattype 1110	1107 km ²
<i>Macoma balthica</i> biotoop	24 km ²
<i>Abra alba</i> biotoop	245 km ²
<i>Nephtys cirrosa</i> biotoop	521 km ²
<i>Ophelia limacina</i> biotoop	292 km ²
<i>Lanice conchilega</i> aggregaties	± 285 km ²
Grindbedden	221 km ²

Tabel 4.2 Absolute oppervlakte aan Habitattype 1110 en de beide kandidaten voor Habitattype 1170 omvat door het voorgestelde Habitatrichtlijngebied.

4.3.1.3. NAUWKEURIGE BESCHRIJVING VAN HET BELANG EN VERANTWOORDING VOOR DE AFBAKENING & NAUWKEURIGE GEBIEDSBESCHRIJVING, INCLUSIEF DE KWALITEIT EN DE KWETSBAARHEID

Voor de beoordeling van het relatieve belang van de gebieden voor elk type natuurlijk habitat van Bijlage I en elke soort van Bijlage II (met inbegrip van de prioritaire typen natuurlijke habitats en de prioritaire soorten) werd rekening gehouden met de criteria voor de beoordeling van het gebied voor een type natuurlijk habitat van Bijlage I en elke soort van Bijlage II, zoals uitgezet in de Bijlage III van de Habitatrichtlijn.

Habitattype 1110

MATE VAN REPRESENTATIVITEIT VAN HET TYPE NATUURLIJKE HABITAT IN HET GEBIED

De geselecteerde zandbanken binnen het voorgestelde Habitatrichtlijngebied behoren alle tot de ecologisch meest waardevolle zandbanken van het BDNZ voor wat betreft één of meerdere van de vier biotopen (Tabel 4.3, zie ook 1.2.5).

Als bijkomende illustratie van het ecologisch belang van het voorgestelde Habitatrichtlijngebied kunnen het belang van de Vlaamse Banken (Oostdijck, Buiten Ratel, Kwinte Bank en Middelkerkebank) als kraamkamer voor juveniele (o.a. commercieel belangrijke) vissen (Dewicke, 2002) worden aangehaald.

	<i>Macoma balthica</i> biotoop	<i>Abra alba</i> biotoop	<i>Nephtys cirrosa</i> biotoop	<i>Ophelia limacina</i> biotoop
Fairy Bank			10	3
Oostdijck			9	2
Buiten Ratel		10	14	1
Kwintebank		4	5	4
Middelkerkebank		3		12
Nieuwpoortbank/Stroombank	1	8	13	
Smalbank		1		
Trapegeer/Broersbank/Den Oever		2	3	5

Tabel 4.3 Rangorde van het ecologisch belang (dalend) van elk van de volledig omsloten zandbanken (cf. functionele ondeelbaarheid van zandbankecosystemen) voor elk van de vier onderscheiden biotopen. In geval geen rangorde wordt weergegeven, betekent dit dat deze biotoop niet of niet-significant (< 1 %) aanwezig is. Out-Ruytingen/Bergues Bank en Binnen Ratel niet opgenomen wegens te beperkte databeschikbaarheid (zie ook Tabel 1.2).

DOOR HET TYPE NATUURLIJKE HABITAT BESTREKEN OPPERVLAKTE VAN HET GEBIED TEN OPZICHTE VAN DE TOTALE DOOR DIT TYPE NATUURLIJKE HABITAT OP HET NATIONALE GRONDGEBIED BESTREKEN OPPERVLAKTE.

Binnen het Habitatype 1110 worden in de subtidale mobiele substraten van het Belgische deel van de Noordzee vier algemeen voorkomende biotopen aangetroffen. Deze worden elk gekenmerkt door karakteristieke (macrobenthische) soorten, diversiteit en dichtheid en worden elk in een specifieke en goed-gedefinieerde omgeving waargenomen (Degraer *et al.*, 2003; Van Hoey *et al.*, 2004). De *Ophelia limacina* biotoop bedekt 46% van de oppervlakte aan Habitatype 1110 in het BDNZ, de *Nephtys cirrosa* biotoop 28 %, de *Abra alba* biotoop 19 % en de *Macoma balthica* biotoop 8%.

Idealiter wordt een representatief deel van elk van de vier biotopen opgenomen in het voorgestelde Habitatrichtlijngebied. Hierbij kan opnieuw als vuistregel 20-60% worden gehanteerd ter definitie van een representatieve omsluiting. Op deze manier wordt de representatieve bescherming van elk van de biotopen gegarandeerd en wordt maximaal aandacht besteed aan de onzekerheden voor wat betreft het eventuele herstel (cf. ontbreken van een goede baseline voor Habitatype 1110 in het BDNZ).

De hier voorgestelde afbakening laat toe om conform de Europese richtlijnen voor afbakening, waarbij wordt voorgesteld om 20 tot 60 % van de totale nationale oppervlakte van elk van de aanwezige Bijlage I habitats aan te melden, een representatief relatief oppervlak voor Habitatype 1110 en de beide kandidaten voor Habitatype 1170 aan te melden (Habitatype 1110: 35.2 %; *L. conchilega* aggregaties: 28.5 %; grindbedden: 37.8 %). Tevens laat deze afbakening toe een representatief deel van drie van de vier onderscheiden biotopen binnen het Habitatype 1110 (i.e. *A. alba* biotoop: 43.2 %, *N. cirrosa* biotoop: 63.1 % en *O. limacina* biotoop: 21.4 %). Enkel voor wat betreft het *M. balthica* biotoop, wordt slechts een beperkt relatief oppervlak bedekt (10.5 %). Dit beperkte oppervlak bevindt zich echter in de ecologisch meest waardevolle verspreidingszone van deze biotoop. Verder is ook de biologische waarde van de *M. balthica* biotoop het laagst, waardoor hier kan verantwoord worden minder aandacht aan de bescherming van deze biotoop te besteden.

MATE VAN INSTANDHOUDING VAN DE STRUCTUUR EN DE FUNCTIES VAN HET BETROKKEN TYPE NATUURLIJKE HABITAT EN HERSTELMOGELIJKHEID.

Verschillende menselijke activiteiten, zoals boomkorvisserij, aggregaatextractie, baggerwerken, baggerstortingen of de constructie van windmolenparken op zee, tasten de ecologische integriteit van zandbankecosystemen aan (zie 1.2.6). Alhoewel verschillend in aard, locatie en omvang, hebben deze activiteiten alle gemeen dat ze een rechtstreekse en onrechtstreekse impact op het leven van de zeebodem en dus ook op dit van het Habitatype 1110 hebben. Als gevolg van deze activiteiten hebben zich gedurende de laatste decennia tot eeuwen sterke veranderingen in het zandbankecosystem voorgedaan. Aangezien we echter slechts een beperkt zicht hebben op het benthisch ecosysteem van vóór het industriële tijdperk, kunnen we momenteel deze wijzigingen slechts gedeeltelijk kwantificeren. Verder onderzoek en aangepast beheer na aanmelding is hier

aanbevolen om de herstelkans van dit habitatype te kwantificiëren.

ALGEMENE BEOORDELING VAN DE BETEKENIS VAN HET GEBIED VOOR DE INSTANDHOUDING VAN HET BETROKKEN TYPE NATUURLIJKE HABITAT.

Aangezien het voorgestelde Habitatrichtlijngebied een aanzienlijk percentage (xx %) van de Habitatype 1110 zone in het BDNZ omvat, biedt het gebied een ideaal startpunt voor de instandhouding en eventuele herstel van het zandbankenecosysteem in het BDNZ.

Lanice conchilega aggregaties

MATE VAN REPRESENTATIVITEIT VAN HET TYPE NATUURLIJKE HABITAT IN HET GEBIED

Het ecologisch belang van *L. conchilega* aggregaties wordt uitgebreid behandeld in 1.3.1.1. Samenvattend blijkt dat *L. conchilega* in belangrijke mate bijdraagt tot een verhoging van de 3-dimensionele habitatcomplexiteit, met een verhoging van de biodiversiteit als gevolg. Indien de soort in hoge dichtheid wordt aangetroffen (i.e. *L. conchilega* aggregaties; > 500 ind./m²), wordt *L. conchilega* als belangrijke habitatingenieur beschouwd: (1) de soortenrijkdom (x4-x6) en abundanties (x7 – x34) van het macrobenthos zijn er hoger dan in het onmiddellijke omringende sediment, (2) de macrobenthische soorten komen in dergelijke aggregaties geconcentreerd voor, (3) *Lanice* bevordert enkele biogeochemische processen, zoals zuurstofpenetratie, benthische respiratie en stikstofmineralisatie en (4) *L. conchilega* aggregaties hebben een positieve invloed hebben op hogere trofische niveaus, o.a. de tong *Solea solea* (Rabaut *et al.*, in prep. b).

DOOR HET TYPE NATUURLIJKE HABITAT BESTREKEN OPPERVLAKTE VAN HET GEBIED TEN OPZICHTE VAN DE TOTALE DOOR DIT TYPE NATUURLIJKE HABITAT OP HET NATIONALE GRONDGEBIED BESTREKEN OPPERVLAKTE.

Uit de kartering op basis van het soortendistributiemodel blijkt dat 28.5 % van het geschikte biotoop voor *L. conchilega* aggregaties binnen het voorgestelde Habitatrichtlijngebied valt. Het is overigens technisch mogelijk om in de toekomst het habitat in detail op te volgen m.b.v. side scan sonar technieken (zie hoger 1.3.1.1.).

MATE VAN INSTANDHOUDING VAN DE STRUCTUUR EN DE FUNCTIES VAN HET BETROKKEN TYPE NATUURLIJKE HABITAT EN HERSTELMOGELIJKHEID.

De mate van bescherming van de structuren en het functioneren van het natuurlijke habitat type en de restauratiemogelijkheden. Onderzoek toont aan dat de boomkorvisserij de ecologische integriteit van *L. conchilega* aggregaties aantast (zie hoger 1.3.1.2). Het gaat om een uitzonderlijk habitat, die lokaal de biodiversiteit significant verhoogt en een belangrijke ecosysteemfunctie heeft in het BDNZ (belang voor andere trofische niveaus en voor mineralisatieprocessen) (zie 1.3.1.1). Daarnaast toont onderzoek aan dat boomkorvisserij deze biodiversiteit en ecologische functie van de riffen aantast. De ecologische restauratie mogelijkheden liggen in het bannen van bodemberoerende visserijtechnieken in het aan te melden gebied.

ALGEMENE BEOORDELING VAN DE BETEKENIS VAN HET GEBIED VOOR DE INSTANDHOUDING VAN HET BETROKKEN TYPE NATUURLIJKE HABITAT.

De ecologische implicaties van aggregaties van *L. conchilega* zijn in dit rapport aan bod gekomen en uitvoerig terug te vinden in de internationale literatuur (zie 1.3.1.1). De ecologische restauratie en bescherming van dit habitat zal de diensten en goederen die het oplevert ondersteunen en zal zo bijdragen tot het bereiken van duurzaamheid door een toepassing van de ecosysteembenadering.

Grindbedden

MATE VAN REPRESENTATIVITEIT VAN HET TYPE NATUURLIJKE HABITAT IN HET GEBIED

Het ecologisch belang van grindbedden wordt uitgebreid behandeld in 1.3.1.2. Samenvattend blijken grindbedden een rijke fauna en flora met een hoge soortenrijkdom, zowel van infauna als van epifauna, op de stenen te herbergen. In het BDNZ werden vooral de grindbedden ter hoogte van de Hinderbanken en de Vlaamse Banken bestudeerd, waar grind vooral wordt aangetroffen in de geulen tussen de banken. Vooral de grindbedden ter hoogte van de geulen van de Hinderbanken zijn belangrijk. Deze geulen vormden vroeger hét biotoop van de Europese oester, dewelke samen met de stenen, zwaar gekoloniseerd waren door een zeer diverse epifauna. Grindbedden vervullen verder een belangrijke functie als broed- en kinderkamer, dikwijls voor soorten die al onder een verhoogde (visserij)druk staan.

Recent werd op drie plaatsen ter hoogte van de Hinderbanken een opvallend goed ontwikkelde fauna van grindbedden aangetroffen, met een goed ontwikkelde bedekking van driedimensionele epifaunasoorten. Hoogstwaarschijnlijk gaat het hier om een refugium, dat wegens zijn topografisch/morfologische ligging op een natuurlijke manier wordt afgeschermd van bodemberoerende menselijke activiteiten. Dit refugium biedt een zicht op de mogelijke ecologische potenties van de Belgische grindbanken en werd dan ook opgenomen in het voorgestelde Habitatrichtlijngebied.

Voor meer gedetailleerde informatie wordt verwezen naar Haelters et al. (2007).

DOOR HET TYPE NATUURLIJKE HABITAT BESTREKEN OPPERVLAKTE VAN HET GEBIED TEN OPZICHTE VAN DE TOTALE DOOR DIT TYPE NATUURLIJKE HABITAT OP HET NATIONALE GRONDGEBIED BESTREKEN OPPERVLAKTE.

Het hier voorgestelde Habitatrichtlijngebied omvat 37.8 % van het gebied waarin grindbedden kunnen worden verwacht (refugium inclusief, Tabel 4.4, Figuur 1.16), waardoor een representatieve bescherming van deze biotoop wordt bekomen.

	Oosterlengte	Noorderbreedte
1	2° 31' 38" O	51° 24' 44" N
2	2° 33' 09" O	51° 25' 53" N

Tabel 4.4 Geografische positie van de twee gekende grindrefugia, waar recent een goed ontwikkelde epifauna op grindbedden werd waargenomen (Houziaux et al., 2008). Projectie: WGS84.

MATE VAN INSTANDHOUDING VAN DE STRUCTUUR EN DE FUNCTIES VAN HET BETROKKEN TYPE NATUURLIJKE HABITAT EN HERSTELMOGELIJKHEID.

In de gebieden waar nog keienvelden voorkomen is het mogelijk dat – mits een geschikt beheer – een herstel van oesterbanken, met hun geassocieerde fauna, plaatsvindt, of dat zich opnieuw *Sabellaria spinulosa* riffen vormen. Een mogelijk herstel van natuurlijke oesterbedden wordt in vele Noordzeelanden onderzocht (Dolmer & Hoffmann, 2004; Laing et al., 2005; Lindeboom et al., 2005). De meeste soorten, die in het verleden in dergelijke habitats voorkwamen, zijn nog niet (volledig) verdwenen uit het gebied of aangrenzende zones in de Noordzee of het Kanaal.

Recent werd op drie plaatsen ter hoogte van de Hinderbanken een opvallend goed ontwikkelde fauna van grindbedden aangetroffen, met een goed ontwikkelde bedekking van driedimensionele epifaunasoorten, zoals sponzen, mosdiertjes en hydropoliepen die op hun beurt dan weer een meer mobiele fauna herbergen van onder meer zeenaaktslakken, kleine kreeftachtigen en wormen (Houziaux et al., 2008). Hoogstwaarschijnlijk gaat het hier om een refugium, dat wegens zijn topografisch/morfologische ligging op een natuurlijke manier wordt afgeschermd van bodemberoerende menselijke activiteiten. Dit refugium biedt een zicht op de mogelijke ecologische potenties van de Belgische grindbanken.

ALGEMENE BEOORDELING VAN DE BETEKENIS VAN HET GEBIED VOOR DE INSTANDHOUDING VAN HET BETROKKEN TYPE NATUURLIJKE HABITAT.

Aangezien het voorgestelde Habitatrichtlijngebied een aanzienlijk percentage (37.7 %) van de zone in het BDNZ, waar grindbedden worden verwacht, alsook het gekende refugium omvat, biedt het gebied een ideaal startpunt voor de instandhouding en eventuele herstel van het grindbedecosysteem in het BDNZ.

Bijlage II soorten

Voor geen enkele van de Habitatrichtlijn Bijlage II soorten is het momenteel mogelijk gebieden te identificeren die van communautair belang zijn. De reden daarvoor is dat de populaties in Belgische zeegebieden van ondergeschikt belang zijn, en/of dat binnen deze zeegebieden met de huidige kennis geen gebieden kunnen aangeduid worden die in het bijzonder voor deze soorten een belang hebben dat stabiel is over een langere periode. Voor de bescherming van deze soorten zijn meer algemene maatregelen noodzakelijk, die gelden over het gehele zeegebied.

Binnen het hier voorgestelde Habitatrichtlijngebied werden echter recent heel wat Bijlage II soorten waargenomen: tuimelaar, gewone zeehond, grijze zeehond, rivierprik, fint en steur als zeldzame(re) soorten), maar ook de bruinvvis, dewelke binnen het BDNZ in internationaal belangrijke aantallen (tot 2 % van de Noordzeepopulatie) kan voorkomen. Alhoewel hier geen stabiele ruimtelijke differentiatie kan worden gemaakt, blijken bruinvissen voornamelijk langsheen een onshore-offshore gradiënt te worden waargenomen. Aangezien het hier voorgestelde Habitatrichtlijngebied een ruime onshore-offshore gradiënt omvat, kan worden verondersteld dat ook een representatief deel van de bruinvissen in het BDNZ van de aanmelding kunnen profiteren.

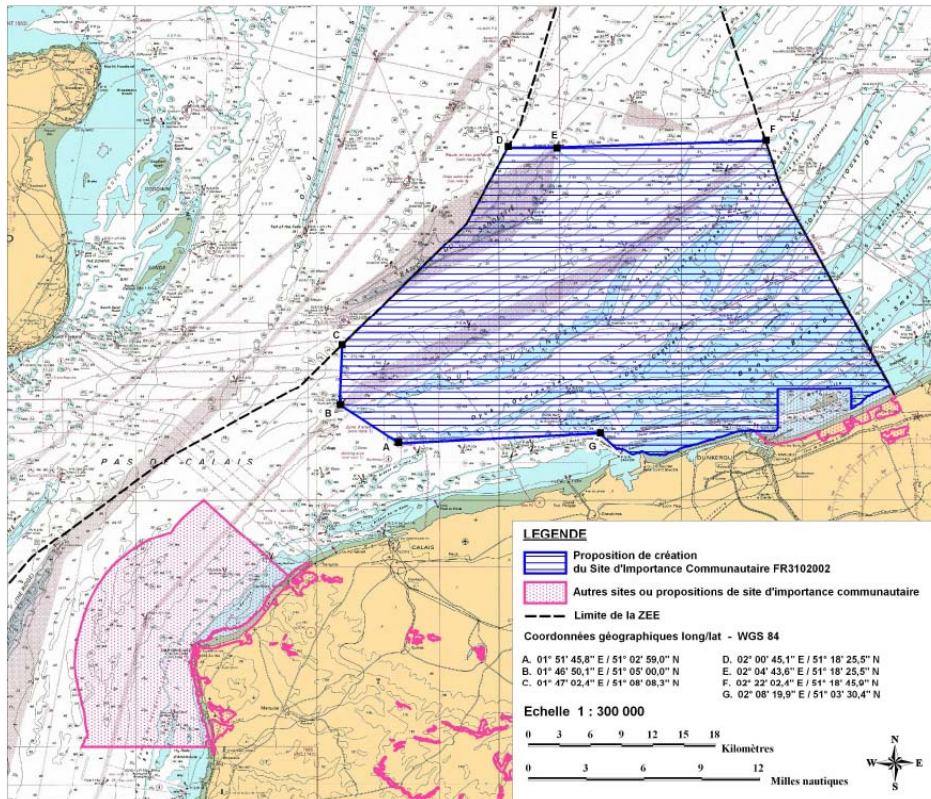
Heel specifiek bij de aflijning van de instandhoudingsdoelstellingen moet dus wel degelijk met deze Bijlage II soorten rekening worden gehouden.

4.3.1.4. VERGELIJKING MET DE AANDUIDING VAN BESCHERMDE GEBIEDEN IN FRANKRIJK

Het hier voorgestelde Habitatrichtlijngebied maakt langsheen de Belgisch-Franse grens contact met een voorstel tot aanmelding van een Frans Habitatrichtlijngebied (Figuur 4.2).

Deze gemeenschappelijke grens maakt het grootste deel uit van de zuidwestelijke grens van het hier voorgestelde Habitatrichtlijngebied. Enkel in het meest noordwestelijke deel (tussen Out Ruytingen – Bergues Bank en de Fairy Bank) blijkt deze grens niet overeen te stemmen.

Deze gemeenschappelijke grens illustreert het objectieve belang van het zandbankengebied, wat zich o.a. uitstrekt in Noordfranse en Belgische wateren.



Figuur 4.2 Geografische situering van een voorstel tot aanmelding van een Frans Habitatrichtlijngebied langsheen de Belgisch-Franse grens (blauw gearceerd).

4.3.2. VLAKTE VAN DE RAAN

4.3.2.1. INLEIDING

In het koninklijk besluit tot instelling van speciale zones voor natuurbewoud in de zeegebieden onder de rechtsbevoegdheid van België (14/10/2005 KB N. 2005 – 2919) werd een klein gebied ter hoogte van de Vlakte van de Raan ingesteld. Het KB vermeldt voor het aanduiden van de vogel- en habitatrichtlijngebieden de adviezen van de BMM, het INBO, het onderzoekscentrum voor Zeevisserij en het Departement mariene ecologie (sic) van de Universiteit Gent. Het KB motiveert de instelling van het kleine gebied op de Vlakte van de Raan verder nog op basis van het feit dat de Vlakte van de Raan werd voorgesteld door de Projectdirectie Ontwikkelingsschets Schelde-estuarium (in haar scenario 2010); daarnaast wijst het KB op het grensoverschrijdend karakter van dit gebied. Na het aanmelden hiervan dienden de n.v.'s Electrabel, Ondernemingen Jan de Nul en Electrabel Seenergy een klacht in bij de Raad Van State omdat een eerder toegekende bouwvergunning en exploitatievergunning voor de bouw van windmolens in het gebied hierdoor nietig werd (Artikel 10 van het KB). In februari 2008 vernietigde de Raad van State de instelling van dit gebied, wegens onvoldoende motivatie. Het arrest wijst er op dat procedureel gezien wetenschappelijke informatie die beschikbaar kwam na de instelling van het gebied (en dus niet kon gebruikt worden als argumentatie) niet in rekening kan worden gebracht voor dit arrest. Bij eventuele nieuwe aanmeldingen kan wel gebruik gemaakt worden van nieuwe wetenschappelijke inzichten.

4.3.2.2. RECENTE WETENSCHAPPELIJKE INZICHTEN

Sinds de instelling van de Vlakte van de Raan werden een aantal studies uitgevoerd waarin het gebied als waardevol naar voren komt (Coosen *et al.* 2006; Degraer *et al.* 2006; Hostens en Moulaert 2006; Deros 2007c; Verfaillie 2008; Rabaut *et al.* 2009b; Rabaut *et al.* in prep.b). Zo wordt (een groter) gebied ter hoogte van de Vlakte van de Raan als een prioriteitengebied voor natuurbewoud

naar voren geschoven (Deraus 2007c; Verfaillie 2008). In vergelijking met het BDNZ wordt de Vlakte van de Raan beschouwd als een gebied dat divers en rijk is aan macrobenthos (Degraer *et al.* 2006).

Degraer *et al.* (2006) wijst er op dat naast *L. conchilega* een andere ecosysteemingénieur (i.e. de kokerbouwende borstelworm *Owenia fusiformis*) in het gebied voorkomt (Degraer *et al.* 2006), die ook de biodiversiteit verhoogt en in staat is de zandbanken te stabiliseren (Rabaut *et al.* in prep. b). Binnen deze zone bereiken de beide soorten, *Lanice conchilega* en *Owenia fusiformis*, dichtheden die tot de hoogste in het BDNS behoren (Degraer *et al.* 2006). De aanwezigheid van dergelijke benthische systemen heeft waarschijnlijk te maken met de hoge concentraties suspensiemateriaal (beschikbaar als voedsel voor de bodemdieren) in de waterkolom, wat mogelijks gerelateerd is met monding van het Schelde-estuarium. Ook voor het epibenthos en demersale visfauna blijkt de 'Vlakte van de Raan' (en de randzone) een belangrijk gebied. Vooral garnalen, krabben, tweekleppigen, grondels en platvissen komen er in vrij hoge aantallen voor (Hostens en Moulaert 2006).

Tenslotte pleit een recent WWF-rapport dat handelt over een netwerk van mariene beschermde gebieden in de Noordzee voor de aanduiding van de Vlakte van de Raan op basis van de nieuwe wetenschappelijke inzichten (WWF 2009).

4.3.2.3. RESULTATEN UIT DEZE STUDIE

Uit de analyse in voorliggend project omtrent de aanwezigheid van *L. conchilega* aggregaties van > 500 ind/m², blijkt dat in dit gebied verschillende waarnemingen van hoge densiteiten werden gedaan (Figuur 1.12) en dat het een potentie heeft om rijkdommen te ontwikkelen (Figuren 1.14 en 1.15). Een groot deel hiervan bevindt zich op de zandbank 'Vlakte van de Raan', met een noordelijke uitbreiding in het oostelijk deel van de Akkaert bank en Goote bank. Omwille van de *L. conchilega* aggregaties adviseren we daarom om een bijkomend gebied langs de Nederlandse grens aan te melden. Dit past binnen het kader van het kandidaat 1170 habitattypen *L. conchilega* aggregaties.

Ook Deraus *et al.* (subm.) adviseren om een gebied ten noorden van het geannuleerde gebied als habitatrictlijngebied aan te duiden.

4.3.2.4. VOORSTEL TOT AANMELDING

In het in het huidige project voorgestelde gebied (Figuur 4.3) worden de boven- en ondergrens door het *L. conchilega* gebied gedefinieerd, terwijl de westelijke grens arbitrair door het gebied wordt getrokken (Tabel 4.5). Zodoende ligt het grootste deel van het gebied op de Vlakte van de Raan, aangevuld naar het noorden met de oostelijke delen van de Akkaert bank en de Goote bank.

	Oosterlengte	Noorderbreedte
1	3° 4.5' O	51° 33.35' N
2	3° 1.54' O	51° 31.96' N
3	3° 12.08' O	51° 25.27' N
4	3° 12.52' O	51° 29.00' N

Tabel 4.5 Geografische positie van de hoekpunten van de vierhoek, dewelke het bijkomend voorgestelde Habitatrictlijngebied omschrijft. De lijn tussen de hoekpunten 1 en 4 dient samen te vallen met de grens van het Belgisch deel van de Noordzee. Projectie: WGS84.

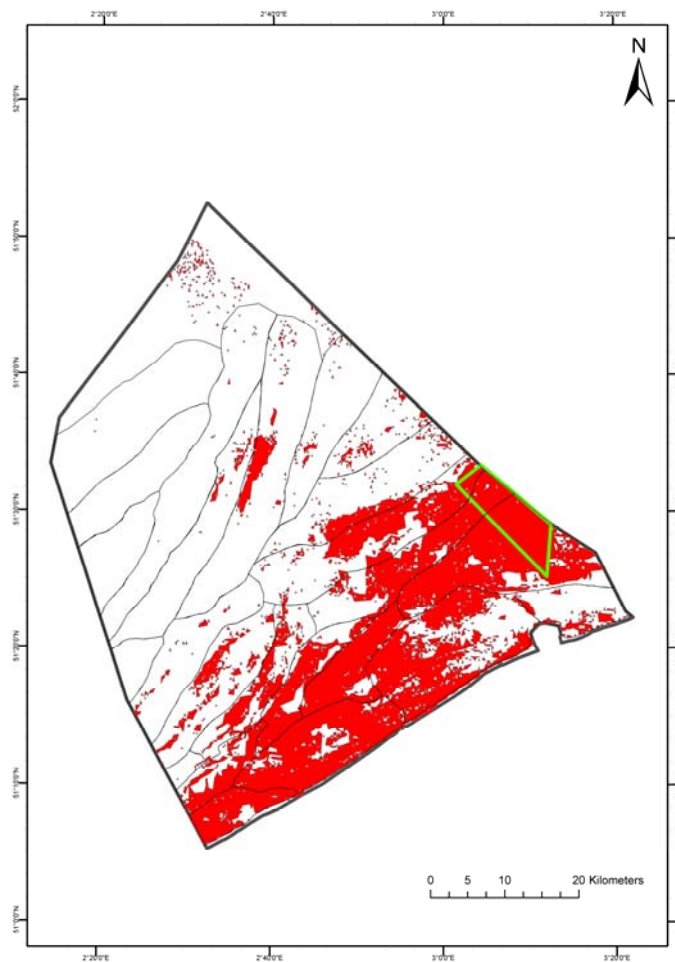
Het gebied beslaat een totale oppervlakte van 73 km² (i.e. 2% van het BDNZ of 10% van het gebied met *L. conchilega* aggregaties).

Als alternatieve bovengrens kan men tevens de 12-mijls zone nemen teneinde aan te sluiten bij het habitatrictlijngebied 'Zeeuwse banken' in het Nederlands deel van de Noordzee (NDNZ) (zie ook 4.3.2.6); dit zou de bovengrens nauwelijks wijzigen. Als alternatieve ondergrens kan geopteerd worden om de ondergrens van het geannuleerde habitatrictlijngebied te behouden (nauwelijks wijziging; Figuur 4.4; Tabel 4.6) ofwel om de ondergrens naar het zuiden uit te breiden teneinde

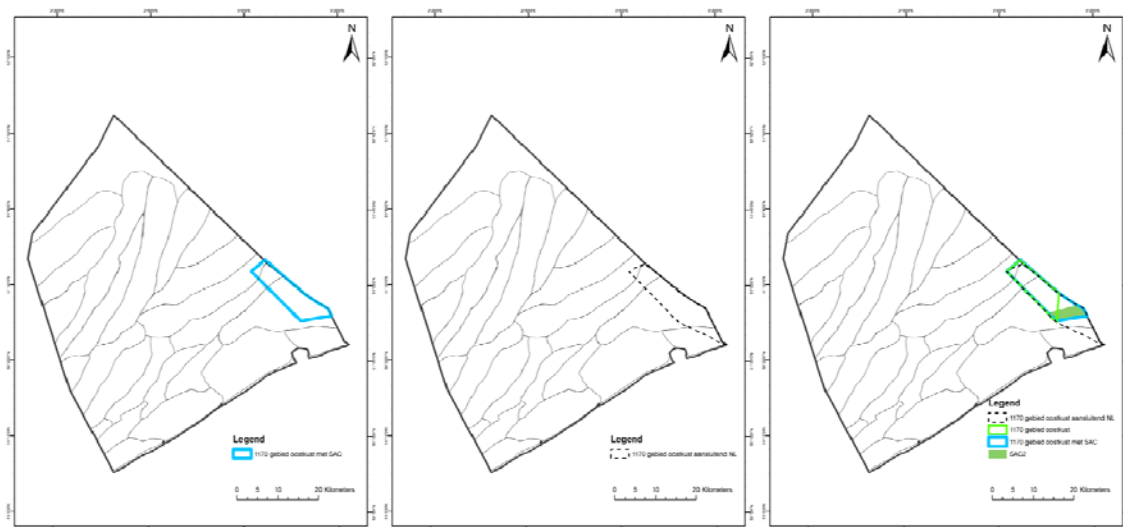
aansluiting te vinden met het Nederlandse Habitatrichtlijngebied (wijziging door het includeren van een deel van Wielingen: geen *L. conchilega* aggregatie gebied).

	Oosterlengte	Noorderbreedte
1	3 5.27' O	51° 32.81' N
2	3 1.54' O	51° 31.96' N
3	3 12.08' O	51° 25.27' N
4	3 12.52' O	51° 29.00' N
5	3 17.75' O	51° 26.94' N
6	3 21.08' O	51° 22.70' N
7	3 21.98' O	51° 22.22' N

Tabel 4.6 Geografische positie van de hoekpunten van de zevenhoek, dewelke het alternatief voor het bijkomend voorgestelde Habitatrichtlijngebied omschrijft. Hoekpunt 1 ligt exact op de 12 NM lijn. De lijn tussen de hoekpunten 1, 4, 5 en 6 dient samen te vallen met de grens van het Belgisch deel van de Noordzee. Projectie: WGS84.



Figuur 4.3 Voorstel tot aanmelding van een habitatrichtlijngebied (groene box) (i.f.v. gemodelleerde verspreiding van *Lanice conchilega* aggregaties met rifkenmerken: rood) in het oostelijk deel van het Belgisch deel van de Noordzee.



Figuur 4.4 Mogelijke uitbreidingen op het bijkomend voorgestelde Habitatrichtlijngebied; ondergrens wordt die van het eerder aangemelde Habitatrichtlijngebied (links); aansluiting met Nederlandse aanmelding: bovengrens is 12NM zone, ondergrens tot tegen de laagwaterlijn (midden); de drie alternatieven met aanduiding van het eerder aangemelde Habitatrichtlijngebied "SAC2" (rechts).

4.3.2.5. CONCLUSIE

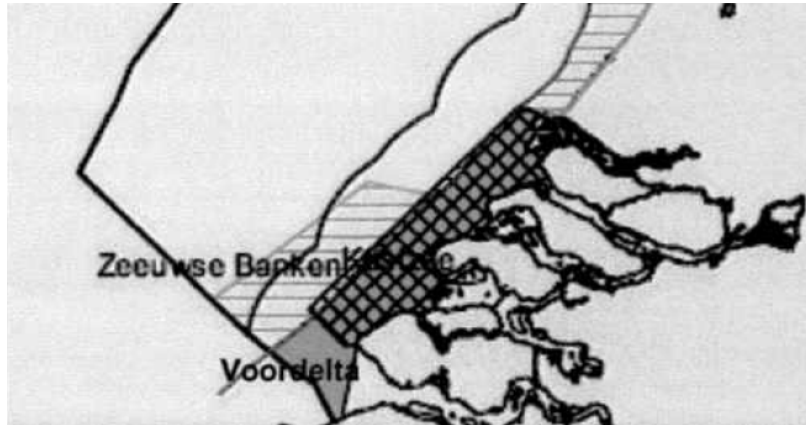
Dit rapport toont het belang van een habitatrichtlijngebied in het oostelijk deel van het BDNZ, op basis van *L. conchilega* aggregaties en Bijlage II soorten. De monding van de Schelde heeft een invloed op het ecosysteem en de waarde van dit gebied wordt daarnaast nog in verschillende andere wetenschappelijke studies aangetoond. Zowel de analyses als de wetenschappelijke bronnen wijzen erop dat een uitbreiding naar het noorden toe t.o.v. het eerder aangemelde Habitatrichtlijngebied noodzakelijk is.

4.3.2.6. VERGELIJKING MET DE AANDUIDING VAN BESCHERMDE GEBIEDEN IN NEDERLAND

Het hier voorgestelde bijkomende Habitatrichtlijngebied maakt langsheen de Belgisch-Nederlandse grens contact met een voorstel tot aanmelding van een Nederlands Habitatrichtlijngebied (Figuur 4.5).

Deze gemeenschappelijke grens nagenoeg de volledige noordoostelijke grens van het hier voorgestelde bijkomende Habitatrichtlijngebied uit.

Deze gemeenschappelijke grens illustreert het objectieve belang van dit zandbankengebied in de nabijheid van de monding van de Westerschelde, wat zich o.a. uitstrekt in Nederlandse en Belgische wateren.



Figuur 4.5 Geografische situering van een voorstel tot aanmelding van een Nederlands Habitatrichtlijngebied langs de Belgisch-Nederlandse grens.

DEEL 5. REFERENTIES

- Anonymus, 1903. Note: La destruction des phoques. *Chasse et Pêche* 21(15): 254
- Baretta, M. 2004. Marine Protected Areas in the Dutch sector of the North Sea. In: Ritterhoff, J.; Gubbay, S.; Zucco, C. (Ed.) (2004). *Marine protected areas and fisheries: Proceedings of the International Expert Workshop held at the International Academy for Nature Conservation, Isle of Vilm, Germany 28 June - 2 July, 2004*. BfN (Bundesamt für Naturschutz)-Skripten, 122. Federal Agency for Nature Conservation: Bonn, Germany. p. 40.
- Bos, O.G., Dijkman, E.M., Cremer, J., 2008. Gegevens voor aanmelding van mariene Habitatrichtlijngebieden: Doggersbank, Klaverbank, Noordzeekust, Vlakte van de Raan. IMARES rapport, C081/08
- Braeckman U, Provoost P, Gribsholt B, Middelburg J, Soetaert K, Vincx M, Vanaverbeke J (subm.) Macrofauna structuring the sea floor: Influence of functional identity, density and seasonality. *Mar Ecol Prog Ser*
- Breine, J., Maes, J., Ollevier, F. & S. Maarten. in prep. Fish assemblages across a salinity gradient in the Zeeschelde estuary (Belgium). Callaway R (2003) Juveniles stick to adults: recruitment of the tube-dwelling polychaete *Lanice conchilega* (Pallas, 1766). *Hydrobiologia* 503:121-130.
- Callaway R (2006) Tube worms promote community change. *Mar Ecol Prog Ser* 308:49-60.
- Camphuysen, K & Peet, G., 2006. *Walvissen in de zuidelijke Noordzee*. Fontaine Uitgevers BV, 's Graveland, Nederland. 160 p.
- Carey DA (1987) Sedimentological effects and palaeoecological implications of the tube-building polychaete *Lanice conchilega* Pallas. *Sedimentology* 34:49-66.
- Coosen J, Mees J, Seys J, Fockedey N (2006) Symposium: The Vlakte van de Raan revisited. Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ), Oostende
- Courtens, W., Stienen, E., Van de Walle, M., Vanermen, N. & Verstraete, H., 2009. Mammals of the 'deep': shipbased surveys of cetaceans in the Belgian part of the North Sea (1992-2008). In: Mees, J. & Seys, J. (Eds.). VLIZ Young Scientists' Day, Brugge, Belgium 6 March 2009: book of abstracts. VLIZ Special Publication, 41: 32.
- Dahl L. and Dahl K., 2002: "Temporal, spatial and substrate-dependent variations of Danish hard-bottom macrofauna", *Helgol. Mar. Res.*, Vol. 56, (2002),
- Davoult, D., Dewarumez, J.M., Prygiel, J. & Richard, A., 1988. Carte des peuplements benthiques de la partie française de la Mer du Nord. *Compte-Rendus de l'Academie des Sciences, Série III*, 306 : 5-10.
- Davoult, D.; Richard, A., 1988. Les Ridens, haut-fond rocheux isolé du Pas de Calais: un peuplement remarquable. *Cah. Biol. Mar.* 29(1): 93-107
- Decler, K., Anselin, A., Bauwens, D., Ronse, A., Van Landuyt, W., Stieperaere, H., Coeck, J., Buysse, D., Van Thuyne, G., Belpaire, C., Stienen, E., Courtens, W., Haelters, J., Kerckhof, F., Thomaes, A., & De Knijf, G., 2007. Dieren en planten: Bijlage 2 en 4 habitatrichtlijn, in: Decler, K. (Ed.), 2007. *Europees beschermde natuur in Vlaanderen en het Belgisch deel van de Noordzee: habitattypen: dier- en plantensoorten*. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, 2007.01: 361-419.
- Degraer, S., V. Van Lancker, G. Moerkerke, G. Van Hoey, K. Vanstaen, M. Vincx & J.-P. Henriët (2003). *Evaluation of the ecological value of the foreshore: habitat-model and macrobenthic side-scan sonar interpretation: extension along the Belgian Coastal Zone*. Final report. Ministry of the Flemish Community, Environment and Infrastructure. Department. Waterways and Marine Affairs Administration, Coastal Waterways.
- Degraer S, Verfaillie E, Vincx M (2006) The macrobenthos of the Belgian part of the Vlakte van de Raan in a broader perspective. In: Coosen J, Mees J, Seys J, Fockedey N (eds) Symposium: The Vlakte van de Raan revisited. Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ), Oostende, pp 106-115

- Degraer, S., E. Verfaillie, W. Willems, E. Adriaens, M. Vincx & V. Van Lancker (2008). Habitat suitability modelling as a mapping tool for macrobenthic communities: An example from the Belgian part of the North Sea. *Continental Shelf Research*, 28(3):369-379. doi: 10.1016/j.csr.2007.09.001.
- Degrendele, K., Roche, M., Schotte, P. (2002-). Datasets Oostdijck, Buiten Ratel, Kwinte Bank, Goote Bank & Thornton Bank. FOD Economie, KMO's en Energie, Kwaliteit & Veiligheid, Kwaliteit & Innovatie, Zandwinningsfonds.
- de Kluijver M.J., 1991. Sublittoral hard substrate communities off Helgoland. *Helgol Meeresunters* 45: 317–344
- Deleu, S. (2001) Zeebodemmobiliteitsstudie van de Hinderbanken regio. Unpublished Msc Thesis, Universiteit Gent, RCMG. Gent, 135 pp
- Deleu, S. (2002). *Tide-topography interaction near the kink in the Westhinder sandbank (Southern North Sea)*. Thesis submitted to obtain the degree of Master in Science in Advanced Studies in Marine and Lacustrine Sciences. Unpublished Msc Thesis, Gent (B): Universiteit Gent, RCMG, 43 pp.
- Deleu, S., Van Lancker, V., Van den Eynde, D. & Moerkerke, G. (2004) Morphodynamic evolution of the kink of an offshore tidal sandbank: the Westhinder Bank (Southern North Sea). *Cont Shelf Res* 24: 1587-1610
- Deros S, Agardy T, Hillewaert H, Hostens K, Jamieson G, Lieberknecht L, Mees J, Moolaert I, Olenin S, Paelinckx D, Rabaut M, Rachor E, Roff J, Stienen EWM, van der Wal JT, van Lancker V, Verfaillie E, Vincx M, Weslawski JM, Degraer S (2007a) A concept for biological valuation in the marine environment. *Oceanologia* 49:99-128.
- Deros S, Austen M, Claus S, Daan N, Dauvin JC, Deneudt K, Depestele J, Desroy N, Heessen H, Hostens K, Marboe AH, Lescrauwaet AK, Moreno MP, Moolaert I, Paelinckx D, Rabaut M, Rees H, Ressurreicao A, Roff J, Santosi PT, Tatarek A, Ter Hofstede R, Vincx M, Zarzycki T, Degraer S, Speybroeck J, Stienen EWM (2007b) Building on the concept of marine biological valuation with respect to translating it to a practical protocol: Viewpoints derived from a joint ENCORA-MARBEF initiative. *Oceanologia* 49:579-586.
- Deros S., Verfaillie E., Van Lancker V., Courtens W., Stienen E.W.M., Hostens K., Moolaert I., Hillewaert H., Mees J., Deneudt K., Deckers P., Cuvelier D., Vincx M., Degraer S. (2007c). *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" – SPSP II, March 2007, pp. 99 (+ Annexes)
- Deros S, Van Hoey G, Van Damme S, Vincx M, Degraer S (subm.) Relevance of the marine biological valuation protocol for the implementation of present and future marine European Directives: Comparison with other implementation methods.
- Dewicke, A. (2002). Hyperbenthic communities of the North Sea [De hyperbenthische gemeenschappen van de Noordzee]. PhD Thesis. Universiteit Gent (UGent): Gent, Belgium. 219 pp. + 1 cd-rom.
- Dittmann S (1999) Biotic interactions in a *Lanice conchilega*-dominated tidal flat. In: Dittmann S (ed) *The Wadden Sea ecosystem: Stability properties and mechanisms*, pp 153-162
- Dolmer, P. & E. Hoffmann (2004). Østersfiskeri i Limfjorden – sammenligning af redskaber. Danisch Institute for Fisheries Research, Charlottenlund, Denmark. DFU-rapport Nr. 136-04, 39 pp.
- Eckman JE (1983) Hydrodynamic processes affecting benthic recruitment. *Limnol. Oceanogr* 28:1-257.
- Evans, P.G.H. (Ed), 2008. Selection criteria for marine protected areas for cetaceans. Proceedings of the ECS/ASCOBANS/ACCOBAMS workshop held at San Sebastian, Spain, 22 April 2007. ECS Special Publication Series 48. 104 p.
- Evans, P.G.H. & Wang, J., 2008. Harbour porpoise spatial modeling to identify possible hotspots for marine protected areas. In: Evans, P.G.H. (Ed), 2008. Selection criteria for marine protected areas for cetaceans. Proceedings of the ECS/ASCOBANS/ACCOBAMS workshop held at San Sebastian, Spain, 22 April 2007. ECS Special Publication Series 48; p. 44-51.

- Feral P (1989) Biosedimentological implications of the polychaete *Lanice conchilega* (Pallas) on the intertidal zone of two Norman sandy shores (France). *B Soc Geol Fr* 5:1193-1200.
- Forster S, Graf G (1995) Impact of irrigation on oxygen flux into the sediment: intermittent pumping by *Callianassa subterranea* and "piston-pumping" by *Lanice conchilega*. *Mar Biol* 123:335-346.
- Freyhof, J. and C. Schöter. 2005. The houting *Coregonus oxyrinchus* (L.) (Salmoniformes: Coregonidae), a globally extinct species from the North Sea basin. *Journal of Fish Biology* 67 (3): 713-729
- Gamarra R (2008) Experimental beam trawl effect on subtidal macrobenthic community associated to *Lanice conchilega* reefs. M.Sc., Ghent University (UGent)
- Gilson, G., 1921. *Les Poissons d'Ostende*. Bruxelles, Soc. Anon. Belge d'Edition, 25p.
- Gilson, G., 1934. Annual concentration of spent herring along the French and Belgian coasts in 1933-1934. *ICES, rapports et procès verbaux*, vol. LXXXIX, III, 13: 101-103.
- Godet L, Toupoint N, Olivier F, Fournier J, Retiere C (2008) Considering the functional value of common marine species as a conservation stake: The case of sandmason worm *Lanice conchilega* (Pallas 1766) (Annelida, Polychaeta) beds. *Ambio* 37:347-355.
- Gross, F. and Smyth, C.C., 1946. The decline of oyster populations. *Nature*, 157, p. 540-542.
- Haelters, J., 2005a. On the occurrence of the bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* in Belgian waters. *ASCOBANS AC12/doc.10*. 5p.
- Haelters, J., 2005b. Een zootje Fint *Alosa fallax* nader bekeken (A closer look at a heap of Twaite Shad *Alosa fallax*). *De Strandvlo* 25(3-4):109-112.
- Haelters, J., Kerckhof, F. & Houziaux, J.-S., 2007. De aanduiding van mariene beschermde gebieden in de Belgische Noordzee: een mogelijke uitvoering van OSPAR Aanbeveling 2003/3 door België (La désignation d'aires marine protégées dans la partie belge de la Mer du Nord: options de mise en oeuvre de la recommandation OSPAR 2003/3 par la Belgique). Federaal Wetenschapsbeleid, Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen (BMM), Brussel. 46p.
- Haelters, J., 2009. Monitoring of marine mammals in the framework of the construction and exploitation of offshore windfarms in Belgian marine waters: report 2008. Report of the Royal Belgian Institute of Natural Sciences, dept. Management Unit of the North Sea Mathematical Models.
- Haelters, J. & Camphuysen, C.J., 2009. The harbour porpoise in the southern North Sea: abundance, threats and research- & management proposals. Report by the Royal Belgian Institute of Natural Sciences (RBINS), dept. Management Unit of the North Sea Mathematical Models (MUMM) and the Royal Netherlands Institute for Sea Research (NIOZ), commissioned by the International Fund for Animal Welfare (IFAW), Brussels. 56 p.
- Hartmann-Schröder G (1996) *Annelida, Borstenwürmer, Polychaeta*. Gustav Fischer
- Hassani, S., Dupuis, L., Elder, J-F., Caillot, E., Gautier, G., Hemon, A., Lair, J-M. & Haelters, J., submitted. Common seals (*Phoca vitulina*) in France and Belgium. Report submitted to the North Atlantic Marine Mammal Committee (NAMMCO), 2009.
- Havinga, B., 1933. Der Seehund (*Phoca vitulina* L.) in der Holländische Gewässern. *Tijdschr. Ned. Dierk. Ver.* (Leiden) (3) 3:79-111
- Hendrick FJ, Foster-Smith RL (2006) *Sabellaria spinulosa* reef: a scoring system for evaluating 'reeWness' in the context of the habitats directive. *J Mar Biol Assoc UK* 86:665-677
- Heuers J, Jaklin S, Zühlke R, Dittmann S, Günther CP, Hildebrandt H, Grimm V (1998) A model on the distribution and abundance of the tube-building polychaete *Lanice conchilega*. *Pallas*:207-215.
- Hiby, L., 2008. Effective strip half-width estimates from aerial survey data. In: SCANS II, 2008. Small Cetaceans in the European Atlantic and North Sea (SCANS II). Final Report to the European Commission. Appendix D3.1.
- Hiddink, J. G., Jennings, S., Kaiser, M. J., Queirós, A. M., Duplisea, D. E. & Piet, G. J. (2006) 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.

- Hostens K, Moulaert I (2006) Macrofauna, epifauna and fishes on the Vlakte van de Raan. In: Coosen J, Mees J, Seys J, Fockedeij N (eds) Symposium: The Vlakte van de Raan revisited. Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ), Oostende, pp 116-135
- Houziaux, J.-S., Kerckhof, F., Degrendele, K., Roche, M. & Norro A. (2008). "The Hinder banks : yet an important region for the Belgian marine biodiversity?" ('HINDERS'). Belgian Science Policy Office, Final report. 123 pp. + 131 pp. Annexes.
- Houziaux, J.-S., F. Kerckhof & S. Degraer (in prep.a). Long-term changes in the soft-bottom benthos of the Belgian coastal waters.
- Houziaux, J.-S., F. Kerckhof, S. Degraer (in prep.b). The source and sink population dynamics of *Ostrea edulis* in the Southern North Sea and English Channel: Lessons learned from historical data sources.
- ICES, 2006. ICES Advice 2006, Book VI: The North Sea: 23-37.
- Jepson, P.D., Deaville, R., Law, R.J., Allchin, C.R., Baker, J.R, Patterson, I.A.P., Reid, R.J., Northridge, S., Learmonth, J.A., Davison, N., Penrose, R., Perkins, M.W. & Bennett, M.E., 2008. PCB levels are associated with thymic involution and infectious disease mortality in UK-stranded harbour porpoises (1989-2006). 22nd Conference of the European Cetacean Society, Egmond aan Zee, the Netherlands. p.70.
- Jones SE, Jago CF (1993) In situ assessment of modification of sediment properties by burrowing invertebrates. *Mar Biol* 115:133-142.
- Korringa, P., 1946. The decline of natural oyster beds. *Basteria*, 10, 3, p.36-41.
- Kristensen E (1988) Benthic fauna and biogeochemical processes in marine sediments: microbial activities and fluxes. *Nitrogen Cycling in Coastal Marine Environments*, pp 275–299
- Kühne S, Rachor E (1996) The macrofauna of a stony sand area in the German Bight (North Sea). *Helgol. Meeresunters.* 50: 433–452
- Laing, I., P. Walker & F. Areal (2005). A feasibility study of native oyster (*Ostrea edulis*) stock regeneration in the United Kingdom. CARD Project FC1016 Native Oyster Stock Regeneration – A Review of Biological, Technical and Economic Feasibility (DEFRA; Seafish). UK, 95 pp.
- Leloup, E. (1960). Recherches sur l'ostreiculture dans le bassin de chasse d'Ostende en 1960. Report, Ministère de l'agriculture, commission TWOZ, groupe de travail "ostreiculture". 89 pp.
- Lindeboom H.J. & S.J. de Groot, Eds (1998). IMPACT-II: The effects of different types of fisheries on the North Sea and Irish Sea benthic ecosystems. Netherlands Institute for Sea Research. NIOZ-Rapport 1998-1. RIVO-DLO Report C003/98. EC-Contract AIR2-CT94-1664. 404 pp.
- Lindeboom, H.J., Geurts van Kessel, A.J.M. & Berkenbosch, A., 2005. Gebieden met bijzondere ecologische waarden op het Nederlands Continentaal Plat. Rapport RIKZ/2005.008, Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Alterra Rapport nr. 1109, 104pp.
- Lochet, A., 2006. Devalaison des juveniles et tactiques gagnantes chez la grande alose *Alosa alosa* et l'alose feinte *Alosa fallax*. Université Bordeaux I école doctorale science du vivant-geosciences-sciences de l'environnement these.
- Maréchal, R. and Henriët, J.P. (1983). Seismisch onderzoek op het Belgisch Continentaal Plat. Eerste fase. Ontginningszone 2. *Onuitgegeven Rapport*, 32 pp., Ministerie voor Economische Zaken.
- Meininger, P.L., Witte, R.H. & Graveland, J., 2003. Zeezoogdieren in de Westerschelde: knelpunten en kansen. RIKZ Rapport 2003(41). Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg. 72 p.
- Nicolaidou A (2003) Observations on the re-establishment and tube construction by adults of the polychaete *Lanice conchilega*. *J Mar Biol Assoc U K* 83:1223-1224.
- Patberg, W., de Leeuw, J.J., Winter, H.V., 2005. Verspreiding van rivierprik, zee-prik, fint en elft in Nederland na 1970. RIVO rapport COO4/05
- Piet, G. J., Quirijns, F. J., Robinson, L. & Greenstreet, S. P. R. (2007) Potential pressure indicators for fishing, and their data requirements. *ICES Journal of Marine Science*, 64, 110-121.
- Piet, G.J., and F. Quirijns 2009. The importance of scale for fishing impact estimations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 66: 829-835

- Piet, G.J., R. van Hal, and S.P.R. Greenstreet. in press Modeling the direct impact of bottom trawling on the North Sea fish community to derive fishing mortality estimates of non-target fish species. ICES Journal of Marine Science, 66.
- Poll, M., 1947. Faune de Belgique. Poissons marins. Musée Royal d'Histoire Naturelle de Belgique, Brussel. 452 p.
- Postuma, K.H., Saville, A. & Wood, R.J., 1977. Herring spawning grounds in the North Sea. ICES Cooperative Research Report n°61. 60 p.
- Raes N, ter Steege H (2007) A null-model for significance testing of presence-only species distribution models. *Ecography* 30:727-736. doi: 10.1111/j.2007.0906-7590.05041.x
- Rabaut M, Guillini K, Van Hoey G, Magda V, Degraer S (2007) A bio-engineered soft-bottom environment: The impact of *Lanice conchilega* on the benthic species-specific densities and community structure. *Estuar Coast Shelf Sci* 75:525-536. doi: 10.1016/j.ecss.2007.05.041
- 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* 90:209-216. doi: 10.1016/j.fishres.2007.10.009
- Rabaut M, Vincx M, Degraer S (2009a) Do *Lanice conchilega* (sandmason) aggregations classify as reefs? Quantifying habitat modifying effects. *Helgol Mar Res* 63:37-46. doi: 10.1007/s10152-008-0137-4
- Rabaut M, Degraer S, Schrijvers J, Derous S, Bogaert D, Maes F, Vincx M, Cliquet A (2009b) Policy analysis of the "MPA-process" in temperate continental shelf areas. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 19:596-608. doi: 10.1002/aqc.985
- Rabaut M, Van de Moortel L, Vincx M, Degraer S (subm.) Biogenic reefs as structuring factor in flatfish nursery
- Rabaut M, Vincx M, Degraer S. (in prep. a). Beam trawl induced mortality in *Lanice conchilega*.
- Rabaut M, Du Four I, Van Lancker V, Degraer S, Vincx M (in prep. b) Ecosystem engineers stabilize sand bank systems: *Owenia fusiformis* aggregations as ecologically important microhabitat
- Reijnders, P.J.H., 1986. Reproductive failure in common seals feeding on fish from polluted coastal waters. *Nature* 324: 456-457.
- Reijnders, P.J.H., 1990. Zeehonden in de Zeeuwse wateren: bedreigingen en beheer in breder perspectief. In: Benschop, H. & Vette, T., 1990. Verslag studiedag. Provincie Zeeland, Middelburg. 11-15.
- Reijnders, P.J.H., 1994. Historical population size of the harbour seal, *Phoca vitulina*, in the Delta area, SW Netherlands. *Hydrobiologia* 282/283: 557-560
- Reijnders, P.J.H., Donovan, G.P., Bjørge, A., Kock, K.-H., Eisfeld, S., Scheidat, M. & Tasker, M.L. 2009. ASCOBANS Conservation Plan for Harbour Porpoises (*Phocoena phocoena* L.) in the North Sea. Report presented to the 16th Advisory Committee meeting 16, Bruges, Belgium, 20-24 April 2009, (AC16/Doc.21).
- Rijnsdorp, A. D., van Stralen, M., Baars, D., van Hal, R., Jansen, H., Leopold, M., Schippers, P. & Winter, E. (2006) Rapport Inpassing Visserijactiviteiten Compensatiegebied MV2. Wageningen IMARES, Institute for Marine Resources & Ecosystem Studies, IJmuiden. Rapport C047/06. 123 pp.
- Scheidat, M., Gilles, A., Kock, K.-H. & Siebert, U., 2008. Harbour porpoise *Phocoena phocoena* abundance in the southwestern Baltic Sea. *Endangered Species Research* 5: 215-223.
- Sips, H.J.J., 1988. Het belang van grindbodems in de Noordzee als paaiplaats voor de haring (*Clupea harengus* L.); voorstudie en onderzoeksvoorstel. Bureau Waardenburg bv, rapport 88.20. 19p.
- Steyaert M, Moodley L, Vanaverbeke J, Vandewiele S, Vincx M (2005) Laboratory experiments on the infaunal activity of intertidal nematodes. *Hydrobiologia* 540:217-223.

- Thomas, L., Laake, J.L., Strindberg, S., Marques, F.F.C., Buckland, S.T., Borchers, D.L., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Hedley, S.L., Pollard, J.H., Bishop, J.R.B. & Marques, T.A., 2006. Distance 5.0. Release 2, 20 December 2006. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, UK. <http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/>
- Thompson, D., Lonergan, M. & Duck, C., 2005. Population dynamics of harbour seals *Phoca vitulina* in England: monitoring growth and catastrophic declines. *Journal of Applied Ecology* 42: 638–648
- Tregenza, N., 2009. Favourable Conservation Status of Bottlenose Dolphins. Document (Doc. AC16/34) submitted by Chelonia Ltd. to the ASCOBANS Advisory Committee meeting, Brugge, België, 20-24 april 2009. 6p.
- Tulp, I., Piet, G., Quirijns, F., Rijnsdorp, A. & Lindeboom, H. (2005) A method to quantify the trawl fisheries induced mortality of benthos and fish. Netherlands Institute for Fisheries Research (RIVO). Report number C087/05. 58 pp.
- Vanaverbeke, J., U. Braeckman, S. Claus, W. Courtens, N. De Hauwere, S. Degraer, K. Deneudt, A. Goffin, J. Mees, B. Merckx, P. Provoost, M. Rabaut, K. Soetaert, E. Stienen & M. Vincx (2009). Long-term data from the Belgian Continental Shelf in the framework of science-based management of the coastal North Sea. Report of the WestBanks integrative workshop, October 2008. 23 pp.
- Van Beneden, E., 1883: Compte rendu sommaire des recherches entreprises à la Station biologique d'Ostende pendant les mois d' été 1883. Bulletin de l'Académie Royale des Sciences, Littérature et Beaux-Arts de Belgique, 3me Série, T6, no 11, II, p. 458 – 483.
- Van de Moortel 2009 Ecosystem engineered habitats as potential food resource for several juvenile flatfish species. MSc thesis, Ghent University. 36 pp.
- Van den Eynde, D., Kerckhof, D., Francken, F., Haelters, J. & Lauwaert, B., 2007. Ontwikkeling van de zandbank ter hoogte van Heist: Eindrapport. Rapport in opdracht van de Minister van Wetenschapsbeleid, BMM/KBIN, ZAHE/1/DVDE/200710/NL/ER, 101p.
- Van emmerik, W.A.M., 2004. Kennisdocument Atlantische steur, *Acipenser sturio* (Linnaeus, 1758). www.sportvisserijnederland.nl
- Van emmerik, W.A.M. & H.W. de Nie 2005. De zoetwatervissen van Nederland, ecologisch bekeken. Vereniging Sportvisserij Nederland, Bilthoven.
- Van Gompel, J., 1991. Cetacea aan de Belgische kust, 1975-1989. *Lutra* 34: 27-36.
- Van Gompel, J., 1996. Cetacea aan de Belgische kust, 1990-1994. *Lutra* 39: 45-51.
- Van Hoey, G., S. Degraer & M. Vincx (2004). Macrobenthic communities of soft-bottom sediments at the Belgian Continental Shelf. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 59: 601-615.
- Van Hoey, G., M. Vincx & S. Degraer (2006). Some recommendations on the efficiency of *Lanice conchilega* abundance estimates based on tube counts. *Helgoland Marine Research*, 60:317-321.
- Van Hoey G, Guilini K, Rabaut M, Vincx M, Degraer S (2008) Ecological implications of the presence of the tube-building polychaete *Lanice conchilega* on soft-bottom benthic ecosystems. *Mar Biol* 154:1009-1019. doi: 10.1007/s00227-008-0992-1
- Van Lancker, V., Du Four, I., Verfaillie, E., Deleu, S., Schelfaut, K., Fettweis, M., Van den Eynde, D., Francken, F., Monbaliu, J., Giardino, A., Portilla, J., Lanckneus, J., Moerkerke, G. & Degraer, S. (2007a). *Management, research and budgeting of aggregates in shelf seas related to end-users (Marebasse)*. Brussel (B), Belgian Science Policy (D/2007/1191/49), 139 pp. + DVD [GIS@SEA](#) + Habitat Signature Catalogue.
- Van Lancker, V., Du Four, I., Papili, S., Verfaillie, E., Schelfaut, K., M. Rabaut and Degraer, S., (2007b). *Habitat Signature Catalogue, Belgian part of the North Sea*. Belgian Science Policy, SPSPDII project MAREBASSE (*Management, research and budgeting of aggregates in shelf seas related to end-users*), 27pp.

- Van Lancker, V. (2009). SediCURVE@SEA: a multiparameter sedimentdatabase, in support of environmental assessments at sea. In: Van Lancker, V., Du Four, I., Fettweis, M., Van den Eynde, D., Devolder, M., Francken, F., Luyten, P., Monbaliu, J., Toorman, E., Giardino, A., Portilla, J., Verwaest, T., Janssens, J., Vincx, M., Degraer, S., Rabaut, M., Houziaux, J.-S., Mallaerts, T., Vandenberghe, H., Zeelmaekers, E., and Goffin, A. (2009). *QUantification of Erosion/Sedimentation patterns to Trace the natural versus anthropogenic sediment dynamics (QUEST4D)*. Final Report Phase 1. Science for Sustainable Development. Brussels: Belgian Science Policy, 50 pp. + Annexes.
- van Moorsel, G.W.N.M., 2003. Ecologie van de Klaverbank. Biotasurvey 2002. Ecosub, Doorn
- Veenstra, H.J. (1969). Gravels of the Southern North Sea. *Marine Geology* 7, 449-464.
- Veenstra H. J. 1974 Gravels from the north sea. *Bulletin of the International Association of Engineering Geology*. 10 (1): 31-34.
- Verfaillie, E., Doornenbal, P., Mitchell, A.J., White, J. and Van Lancker, V., 2007. The bathymetric position index (BPI) as a support tool for habitat mapping, 14 pp. *In: MESH Project. MESH Guide to Habitat Mapping*. Peterborough (UK): Joint Nature Conservation Committee (JNCC). Worked example. Available online at: <http://www.searchmesh.net/Default.aspx?page=1625>.
- Verfaillie E (2008) Development and validation of spatial distribution models of marine habitats, in support of the ecological valuation of the seabed. Ph.D, Ghent University (UGENT)
- Wheeler, A., 1978. A key to the fishes of Northern Europe. Frederick Warne & Co, London.
- Willems, W., P. Goethals, D. Van den Eynde, G. Van Hoey, V. Van Lancker, E. Verfaillie, M. Vincx & S. Degraer (2008). Where is the worm? Predicting the spatial distribution of the tube-building polychaete *Lanice conchilega* (Pallas, 1766). *Ecological Modelling*, 212:74–79. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2007.10.017.
- WWF (2009) Towards good environmental status. A network of marine protected areas in the North Sea., Frankfurt (Germany)
- Yonge, C.M., 1960. Oysters. The new naturalist, Collins Ed., London, UK. 209 p.
- Ziegelmeier E (1952) Beobachtungen über den Röhrenbau von *Lanice conchilega* (Pallas) im Experiment und am natürlichen Standort. *Helgol Wiss Meeresunters*:108–129.
- Zuhlke R, Blome D, Heinz van Bernem K, Dittmann S (1998) Effects of the tube-building polychaete *Lanice conchilega* (Pallas) on benthic macrofauna and nematodes in an intertidal sandflat. *Senckenb Marit* 29:131-138.
- Zuhlke R (2001) Polychaete tubes create ephemeral community patterns: *Lanice conchilega* (Pallas, 1766) associations studied over six years. *J Sea Res* 46:261-272.

DEEL 6. ANNEX 1

EMAIL DD. 03/07/2009

Dear Dr. Hendrick.

As scientific coordinator of a Belgian project on the selection of potentially new marine Habitats Directive, I am confronted with the (obviously unsolvable) problem of whether to assign *Lanice conchilega* beds as "reefs", as defined under the Habitats Directive, or not. Some of my colleagues state it does, some of them have strong objections against it. One of the main arguments for both one and the other is the applicability to *Lanice conchilega* of your paper "/ *Sabellaria spinulosa*/ reef: a scoring system for evaluating 'reefiness' in the context of the Habitats Directive", published in JMBA in 2006, taking into account the recent changes in EU Habitats definitions (EUR 25 versus EUR 27).

In order to have a "third" scientific opinion on this matter, I would appreciate if you could have a look at the challenged paper (see attachment) and formulate your "unsalted" opinion on it.

Given the fact that I am a co-author of the challenged paper, should not be considered of any concern: to my opinion, science (and hence scientific publications) is all about ventilating opinions, based on current/available knowledge, rather than advocating the "truth". I am certainly willing to go for either opinion, so please feel free to give your very own opinion on this, which will be very much appreciated.

If you wish your "review" of the paper to be anonymous, just say so.

Thanks in advance.
Steven.

EMAIL DD. 17/07/2009

Dear Dr Degraer,

Thank you very much for your interesting email. I am a little confused by exactly what you were hoping I'd "review" since I see your paper has already been published, so I'm assuming you're simply seeking another opinion on the question "Do *L. conchilega* aggregations classify as reefs?".

I must admit I have little personal experience of *Lanice* aggregations on which to base an opinion of their importance/distinctness, but on the basis of your paper and some of the work cited therein, it seems to me that *Lanice conchilega* aggregations should justifiably be considered under the 'H1170 - reefs' habitat category and that specifically excluding them for the reasons given by Holt et al (1998) is unwarranted. Indeed I had *Lanice* partly in mind when I wrote the last sentence of our paper. However, that isn't to say that I think all *Lanice* aggregations deserve the classification 'reef' and/or the associated conservation status. It seems to me that the situation with *Lanice* is very similar to that of *Sabellaria* (with which I am much more familiar). ie it exists in a continuum of forms from isolated individuals up to dense and spatially extensive aggregations giving rise to a habitat that is distinct from the surrounding seabed in terms of elevation, sediment consolidation, community structure etc. Whilst one end of the spectrum is inconsequential to the Habitats Directive, the other is significant and should (in my opinion) get recognition as a distinctive habitat. The problem then is two-fold: firstly where along the continuum is the threshold for the 'important / reef' classification, and secondly how can we go about giving a protected status to something that is fairly ephemeral in nature. The paper I wrote with Bob Foster-Smith was our attempt to go some way to answering the first problem specifically with *Sabellaria*. ie to encourage a structured and multi-criteria assessment of aggregations when deciding whether or not they should be categorised as 'reef'. I should point out that it was really our personal recommendation on how the problem could be tackled though it hasn't been recognised in the bibliographical references of the revised implementation manual although it has been welcomed by the UK regulators. Despite this I don't think we've moved any closer to reaching agreement on the boundaries of the definition as it relates to *Sabellaria* either, despite an

inter-agency workshop on the matter (see <http://www.jncc.gov.uk/page-4097>), so I can fully sympathise with those who would rather the same situation doesn't arise for *Lanice*.

So, I hope that goes some way at least to answering your email though if you think I can help any further please let me know (please note I am now working at SAMS rather than Ncl University). Incidentally, there is a workshop planned for September on the Conservation of Annelid Reefs (CAREERS) in Dinard, France which I note your co-author M Rabaut is due to attend. Maybe that would be a good place to air this discussion if you would like further opinions?

Best wishes
Vicki Hendrick

EMAIL DD. 18/07/2009

Dear Dr. Hendrick.

Thank you for your most interesting view on the relationships between *Lanice conchilega* aggregations and the Habitats Directive! You are right that I am seeking for a third opinion and your answer largely contributes to that goal.

There might however be two more aspects about which I would like to know your opinion.

In your work you explicitly mention the application of the EUR25 definition (see definition below), whereas at this moment a new EUR27 applies (see definition below). The major challenge right now is to decide whether or not *Lanice conchilega* aggregations might also classify as reefs under the new EUR27 definition. One of the major points of discussion over here being the explicit adding of "hard structure" in the new EUR27 definition. Some state that the hardness/concretion of the *L. conchilega* aggregations can be quantified through bottom shear stress (which increases in higher density aggregations), others take the very same bottom shear stress to demonstrate *L. conchilega* aggregations not to be hard (cf. shear stress by definition quantifies the energy needed to move a particle from its sediment matrix => cannot be done in a hard structure).

A second aspect deals with the threshold of the reef classification (as suggested in your answer). In your publication, I interpreted the most reefy *S. spinulosa* beds to classify as reefs under the Habitat Directive simply because they are specifically mentioned. In other words, since they are mentioned in the Interpretation Manual at least the most reefy beds should be reefs and a categorization from one individual to a reef /sensu /HD is possible, as you did. In the case of *Lanice*, the species is not mentioned as an example of a reef forming species. While this should not mean that these beds cannot be considered a reef, it does not provide us with an explicit statement as if the most reefy beds should be considered reefs under the HD. In other words, we can classify the beds according to their reefiness, but how to decide whether the most reefy *Lanice* beds might be considered reefs under the HD? And then we come back to my first point...

Thanks in advance for your opinion!
Greetings.
Steven.

ps. If you would agree I would add our email conversation to our report, in which both view points will be given and a third (external) view point (i.e. yours) could add significant value to the report. Of course, whether or not to do that is up to you!

EUR25 definition

Submarine, or exposed at low tide, rocky substrates and biogenic concretions, which arise from the sea floor in the sublittoral zone but may extend into the littoral zone where there is an uninterrupted zonation of plant and animal communities. These reefs generally support a zonation of benthic communities of algae and animal species including concretions, encrustations and corallogenic concretions.

EUR27 definition

Reefs can be either biogenic concretions or of geogenic origin. They are hard compact substrata on solid and soft bottoms, which arise from the sea floor in the sublittoral and littoral zone. Reefs may support a zonation of benthic communities of algae and animal species as well as concretions and corallogenic concretions.

EMAIL DD. 24/07/2009

Dear Dr Degraer,

Thank you for your latest email - it has certainly given rise to a lot of food for thought yet I remain of the opinion that *Lanice* beds could be considered reefs under the HD.

As you have pointed out, the 'reef' situation is somewhat clearer with *Sabellaria* aggregations, since they are specifically acknowledged in the interpretation manual, than it is with *Lanice*. Hence the accepted starting point is that 'some' *S. spinulosa* aggregations should be classified as 'reef', but leaving the issue of where the reef classification threshold should be drawn. With *Lanice*, as you say, you don't have the specific acceptance but I believe that the most 'reefy' *Lanice* beds do meet the HD criteria for habitat 1170. More specifically, they are "a biogenic concretion"; the work described in your paper shows they can be topographically distinct from the surrounding sea floor and hence they can be said to "arise from the sea floor"; and the work you cite in your paper shows they can impact the biodiversity relative to the surrounding seabed which to my mind suggest they have sufficient temporal stability to be significant in the zonation of benthic communities.

I find it interesting that your email suggests that the biggest hitch for *Lanice* seems to be whether or not their aggregations can be considered 'hard' since discussions on the 'reef threshold' for *Sabellaria* aggregations always seem to focus on the 'arise from the seafloor' aspect and temporal stability - arguments which I suspect could be similarly applied to *Lanice*. Still whilst the HD definition of the habitat states that "[reefs] are hard compact substrata", the clarifications suggest that this terminology refers to "rocks, boulders and cobbles". The clarifications go on to state that the "biogenic concretions", also included within the definition, are defined as "concretions, encrustations, corallogenic concretions and bivalve mussel beds originating from dead or living animals, ie biogenic hard bottoms which supply habitats for epibiotic species". So again the word 'hard' is included but I personally interpret the key aspect to be the supply of habitats for epibiotic species, a trait which *Lanice* aggregations meet, and consider the word 'hard' to distinguish between habitats supplied by kelp fronds for instance for which I don't consider the classification "reef" as appropriate. I would consider the view that 'moving a particle from its sediment matrix shouldn't be possible within a hard structure' is too extreme since this would also exclude *Sabellaria* aggregations from the reef classification.

In addition to interpreting the detail of the HD definition in favour of *Lanice*, I would also favour its inclusion from a wider perspective. Since the overall aim of the HD is to promote the maintenance of biodiversity through the maintenance and restoration of habitats and wild species, I would take the view that dense *Lanice* beds are a distinctive habitat which promote biodiversity and hence a model example of them warrants inclusion under protective legislation. Whilst their inclusion is fully justified in my view, I would also argue that the Habitats Directive is founded on the precautionary principle and on this basis questionable habitats should be given the benefit of the doubt. As I mentioned previously, however, I only think the categorisation "reef" is appropriate for the 'best' examples of dense *Lanice* beds and think similar discussions to those with *Sabellaria* should agree a threshold for inclusion.

So, I hope that goes a bit further to addressing your queries though, I'm happy to discuss the matter further should that be helpful. I'm also happy for you to add this discussion to your report if you feel that would be of benefit and would be interested to see a copy of the discussion particularly since I suspect the matter might arise during the COREEFs workshop.

Best wishes.
Vicki