

TWEEDE FEDERAAL MILIEURAPPORT
DEEL 1
TOESTAND VAN HET MARIENE MILIEU



Inhoudsopgave

1.	Inleiding: context.....	3
2.	Fysisch kader	6
2.1	Bathymetrie en het mariene landschap	6
2.2	Meteorologische invloeden	7
2.3	Hydrodynamica.....	7
2.4	Temperatuur.....	8
2.5	Saliniteit	9
2.6	Watermassa's	10
2.7	Verblijftijd en expositietijd	11
2.8	Suspensiemateriaal en troebelheidsmaximum	12
2.9	Gevolgen van de klimaatveranderingen	13
3.	Eutrofiëring	14
3.1	Gevolgen van de eutrofiëring	15
3.2	Nutriënten	15
3.3	pH, p CO ₂ en verzuring van de zee.....	16
3.4	Het fytoplankton.....	19
3.5	Het zoöplankton	19
3.6	Gelatineus plankton.....	19
3.7	Wetenschappelijke benadering en beheersondersteunende instrumenten	19
3.8	Problematiek van de gevaarlijke stoffen	21
3.8.1	Monitoring van de chemische kwaliteit.....	28
3.8.2	Kader en evaluatie.....	28
3.8.3	Huidige toestand	28
3.8.4	OSPAR.....	30
3.8.5	Europa	33
3.8.6	Stand van zaken.....	33
4.	Menselijke activiteiten op zee: druk en impact	35
4.1	Zand- en grindontginning op zee	35
4.2	Storten van baggerspecie in zee	37
4.2.1	Langdurige invloed van infrastructuurwerken op het sediment	40
4.2.2	Efficiëntie van stortplaatsen	40
4.2.3	Monitoring van de biologische en chemische effecten op sediment en de bodemfauna.....	41
4.3	Windmolenparken op zee.....	42
4.3.1	Morphodynamica	44
4.3.2	Onderwatergeluid	47
4.3.3	Begroeiing van harde substraten en aantrekking van vis	48
4.3.4	Vissen, Epi- en macrobenthos van de zachte substraten.....	49
4.3.5	Zeevogels.....	50
4.3.6	Zeezoogdieren.....	51
4.4	Scheepvaart	52
4.5	Gedumpte munitie.....	54
4.6	Mariën zwerfvuil	56
5.	Biodiversiteit	57
5.1	Macrobenthosgemeenschappen in zachte substraten	57
5.2	Macrobenthosgemeenschappen van harde substraten.....	59
5.3	Niet-inheemse soorten	60
5.4	Vispopulaties:	62

5.5 Angiospermen, macroalgen	65
5.6 Zeezoogdieren: de bruinvis.....	65
5.1 Zeevogels	67
6. Afkortingen.....	69
Referenties	71
7. Met dank aan.....	80

1. Inleiding: context

Sinds het verschijnen van het vorige rapport in 2009 bewoog er veel op zee! Zo verscheen in 2010 het nieuwe Quality status report (QSR) van OSPAR waarin de toestand van de hele Noordzee beschreven wordt (OSPAR 2010). Voor het hele Noordzee gebied dat zich uitstrekt van Noorwegen tot Frankrijk en waartoe ook België behoort werden een aantal successen geboekt aldus het QSR 2010. Zo zijn er signalen dat de visgemeenschappen bij de zeebodem aan het herstellen zijn, dat de hoeveelheden kwik en lood afkomstig van grote rivieren gedaald zijn en bovendien is 5,4% van het hele Noordzee gebied (data 2010) nu een marien beschermd gebied (MPA). Er blijven echter ook nog problemen zoals de eutrophiëring aan de kust, de vervuiling van de zee door gevaarlijke producten, de hoeveelheid afval, de ontwikkelingen naar duurzame visserij die traag verlopen, broedfalen van sommige zeevogels, schade aan de zeebodem door bodemvisserij en de impact van klimaatverandering (veranderd gedrag bij plancton en visgemeenschappen). Een interim OSPAR rapport over de toestand van de Noordzee wordt voorzien in 2017, een volledige update is voor 2021.

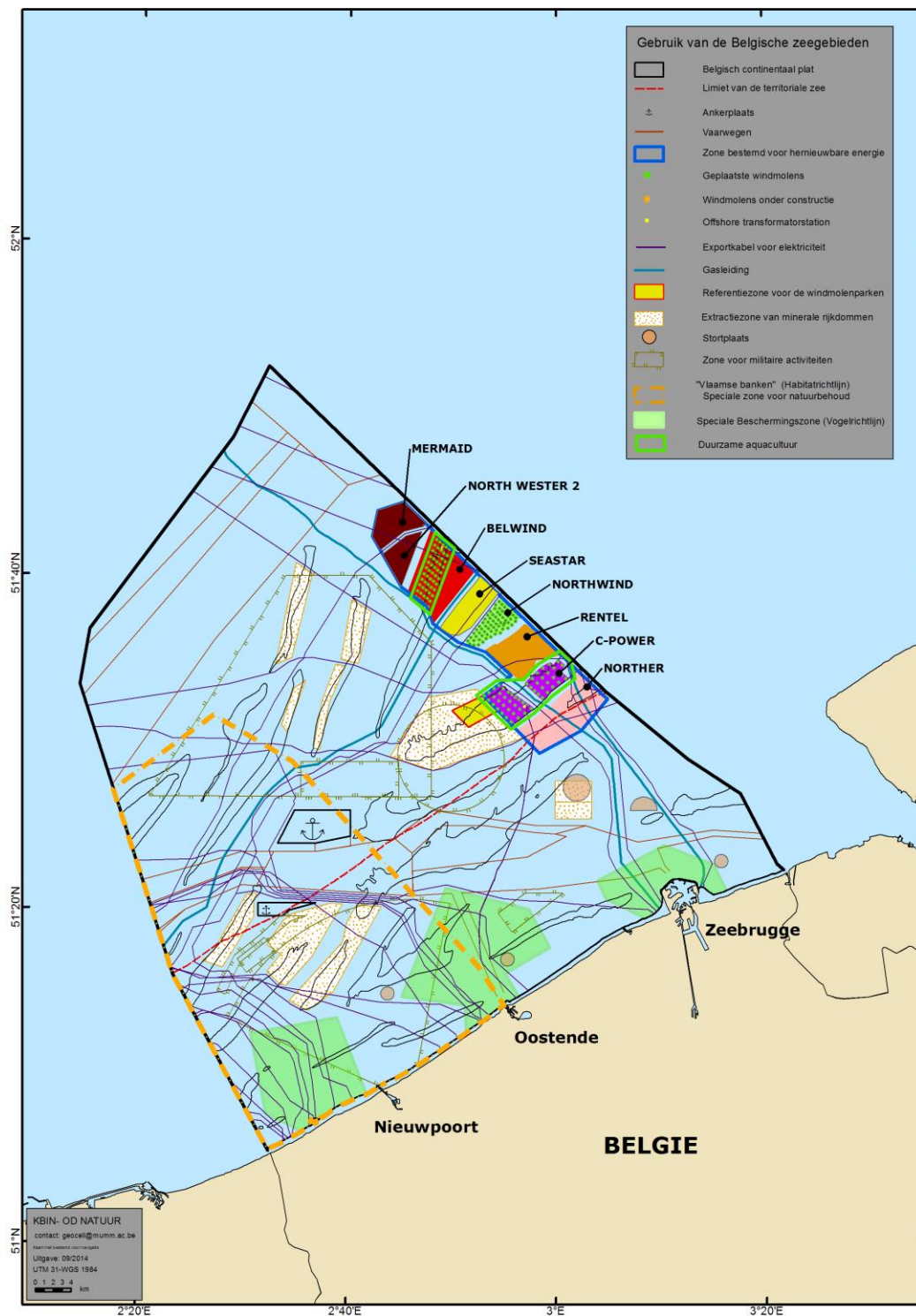
Op nationaal vlak kwam de bouw van de offshore windmolenparken op gang en er werd een specifiek onderzoeksprogramma opgesteld om de effecten van deze nieuwe activiteit op het mariene milieu te onderzoeken. De resultaten van de eerste vijf jaren onderzoek in het windmolenpark werden in november 2013 voorgesteld aan het publiek en worden verder in dit rapport samengevat (zie hoofdstuk 4.3).

Op Europees vlak wil de Kaderrichtlijn Water (KRW, 2000) werk maken van een verbetering van de waterkwaliteit tegen 2015. Volgens de richtlijn moeten de territoriale wateren een goede chemische en ecologische toestand bereiken. Aangezien deze richtlijn bovendien oproept tot een beheer per stroomgebied, werden de Belgische kustwateren ondergebracht in het stroomgebied van de Schelde. De richtlijn eiste ook een beheersplan 2010–2015, waarin beschreven wordt hoe de goede toestand behaald zal worden. Het globale stroomgebiedbeheersplan van het Scheldedistrict bestaat uit het overkoepelend stroomgebiedsbeheersplan (ODB) en de beheersplannen van de verschillende regio's/landen. Het omvat de karakteristieken van het stroomgebied, een herziening van de impact van menselijke activiteiten op de status van wateren in het stroomgebied, een schatting van het effect van bestaande wet- en regelgeving, de resterende 'gap' om deze doelstellingen te halen en een set van maatregelen ontwikkeld om deze 'gap' te vullen. De KRW voorziet daarna in een tweede beheerscyclus die loopt tot 2021 waarna ten laatste in 2017, na het derde beheersplan, de definitieve milieudoelstellingen dienen behaald te zijn.

In 2008 werd de Kaderrichtlijn Mariene Strategie opgesteld. Deze richtlijn streeft expliciet naar een 'goede milieutoestand' (GMS) voor alle zeeën die onder de rechtsbevoegdheid vallen van de lidstaten (tot 200 zeemijl van de kust) tegen 2020. Daartoe hanteert ze een holistische benadering die rekening houdt met alle dimensies van de mariene ecosystemen, op regionale basis. De « goede milieutoestand » wordt omschreven als de milieutoestand van de mariene wateren die leidt tot ecologisch verscheiden en dynamische oceanen en zeeën en waarbij het gebruik van het mariene milieu op een duurzame manier gebeurt en aldus het potentieel voor gebruik en activiteiten door de huidige en toekomstige generaties veilig stelt. Voor de definitie van deze GMS moeten elf " descriptoren " van het mariene ecosysteem in aanmerking genomen worden. Eerste stappen in die richting waren het opstellen van het rapport "Initiële Beoordeling voor de Belgische mariene wateren in uitvoering van Art 8, lid 1a & 1b van deze richtlijn (Belgische staat 2012a). In 2012 werd in uitvoering van Art 9 & 10 van de Kaderrichtlijn Mariene Strategie de "Omschrijving van Goede Milieutoestand & vaststelling van Milieudoelen voor de Belgische mariene wateren" (Belgische staat 2012b) aan Europa

gerapporteerd. De volgende stap is het opstellen van een monitoringsplan om tot een goede milieutoestand te komen tegen 2020. Dit plan is voorzien voor het najaar van 2014.

Om alle activiteiten op zee in evenwicht te brengen, heeft de overheid een marien ruimtelijk plan (MRP, figuur 1.1.) opgesteld voor het Belgische deel van de Noordzee. De Belgische kustzone heeft immers twee eigenschappen: zij is open en “druk bezet”. Openheid om te beginnen: de toestand ervan is meer afhankelijk van de grensoverschrijdende stromingen, dan van de processen die zich binnen de zone zelf afspelen. Dit betekent dat de Belgische verantwoordelijkheid voor de kwaliteit van zijn mariene ecosysteem niet onbeperkt is, en eens te meer illustreert dit het belang van Europese en internationale samenwerking. Hoewel de zone klein is (3454 km²), zijn de activiteiten binnen het gebied toch erg talrijk en verscheiden: drukke internationale zeeroutes, havenactiviteiten, windmolenparken, visserij, zand- en grindwinning, maricultuur, baggeren en storting van baggerspecie, militaire activiteiten, pleziervaart, enz. (figuur 1). Deze bedrijvigheid zorgt echter voor een hoge druk. Verschillende activiteiten kunnen in elkaars vaarwater terechtkomen en kunnen ook een effect hebben op het milieu (Belgische staat, 2012b).



Figuur 1.1: Het Belgisch Continentaal Plateau.

In 2009 verscheen het eerste milieuraapport dat de toestand van het mariene milieu voor de periode 2004-2008 beschreef (BMM et al, 2009). Voor achtergrondinformatie over de Belgische mariene gebieden en beschrijvende informatie over de gebruikte methodes bij de bepaling van het cijfermateriaal in dit rapport worden verwezen naar dit voorgenoemd rapport. Voorliggend rapport probeert na te gaan hoe de kennis over de toestand van het Belgische mariene milieu geëvolueerd is in de periode 2009-2013.

2. Fysisch kader

Dit hoofdstuk reikt de belangrijkste elementen aan om te begrijpen welke bepalende invloed de fysische omgeving uitoefent op het mariene ecosysteem en op alle activiteiten van de mens op zee. Naast de bathymetrie, die de geometrische beperkingen in kaart brengt, zijn dit de belangrijkste parameters om de mariene omgeving van de Belgische kustwateren te beschrijven:

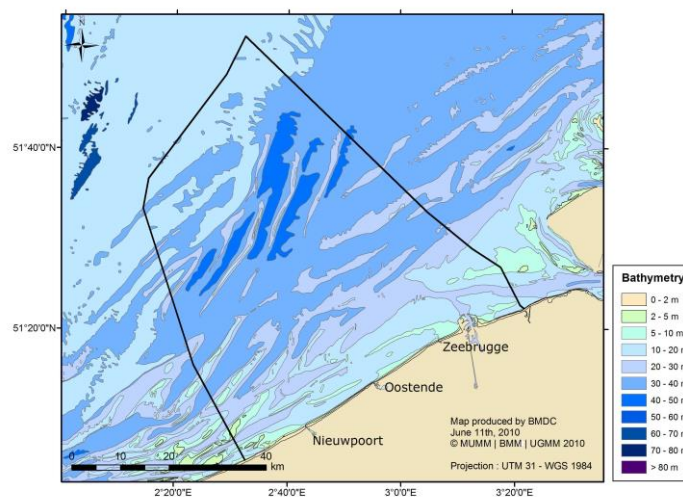
- de stromingen en de turbulente diffusie, die de advectie-diffusieprocessen van de opgeloste stoffen en van alle deeltjes in suspensie in het zeewater controleren;
- de temperatuur, saliniteit en turbiditeit, zijn bepalend voor de densiteit en controleren de biologische activiteit en chemische processen.

Deze oceanografische parameters worden op hun beurt beïnvloed door de weersomstandigheden (luchttemperatuur, wind, wolken, regen, verdamping,...) en door de getijden. De dynamica van het suspensiemateriaal controleert het sedimenttransport, de afzetting en resuspensie van materiaal en bepaalt dus ook de morfologie van de zeebodem.

Omdat fysische verschijnselen niet aan territoriale grenzen gebonden zijn, is het vaak noodzakelijk om naar grotere geografische zones te kijken dan de Belgische kustwateren, zoals het Kanaal en de zuidelijke Noordzee. En omdat fysische processen een brede tijdschaal bestrijken, zullen we ons in hoofdzaak toespitsen op de processen die enkele uren tot enkele dagen duren, alsook op de seizoenscycli. Het laatste deel zal in het kort handelen over de gevolgen voor het klimaat (op de lange termijn).

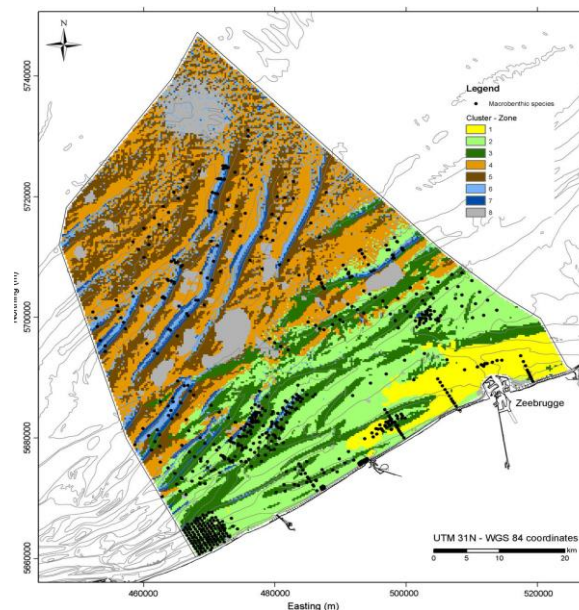
2.1 Bathymetrie en het mariene landschap

Figuur 2.1 toont de topografie of bathymetrie van de zeebodem over de 3454 km² die de Belgische kustwateren groot zijn. Dichtbij de kust is de diepte doorgaans gering en neemt dan geleidelijk toe tot ongeveer 45 m op de grens van de Belgische zone in volle zee. Kenmerkend voor de zeebodem is dus een regelmatige glooiing, die verder bezaaid is met talloze onderzeese zandbanken. De Vlaamse Banken lopen quasi evenwijdig met de kust, zijn ongeveer 15 km lang en hebben een doorsneehoogte van 20 m. De vaarroutes naar de havens van Zeebrugge, Oostende en Antwerpen vormen diepe geulen en fungeren als slibvangen. Grote hoeveelheden aan vooral fijnkorrelige sedimenten worden door baggerwerken verplaatst om de maritieme toegang tot de havens te vrijwaren (Fettweis en Van den Eynde, 2003; Lauwaert *et al.* 2008, 2009, 2011).



Figuur 2.1: Bathymetrie van de Belgische kustwateren.

Aan de hand van een studie van het mariene landschap en de verschillende soorten habitats kunnen wij de topografische beschrijving van de zeebodem verfijnen. Door geavanceerde geostatistische analysetechnieken toe te passen op gegevenssets van sedimentologie, de samenstelling van het substraat (grind, zand, klei of slib), de richting van de glooiing van de bathymetrie, de ruwheid van de bodem, de schuifspanning op de bodem, de maximale snelheid, de chlorofyl a-concentratie en de concentratie van deeltjes in suspensie, hebben Verfaillie *et al.* (2009) het Belgisch deel van de Noordzee in 8 verschillende mariene zones opgedeeld (figuur 2.2).



Figuur 2.2: Opdeling van de zeebodem in 8 onderscheiden zones - Verfaillie *et al.* (2009).

Zone 1 (geel) is ondiep, troebel, in hoofdzaak bestaande uit klei en slib, en wordt gekenmerkt door sterke stromingen en hoge concentraties chlorofyl. Zone 2 (lichtgroen) is ondiep, licht troebel en bestaat uit fijn zand. Ook hier vinden we hoge concentraties chlorofyl. De zone 3 (donkergroen) verschilt van zone 2 grotendeels door een iets grovere korrel van het zand. Zij komen in hoofdzaak overeen met de hellingen van de ondiepe, zuidoostelijk gerichte zandbanken. De zones 4 (lichtbruin) en 5 (donkerbruin) bestaan uit zand met middelgrote korrel en komen overeen met diepe terrassen en de voet van de hellingen van afgelegen zandbanken (respectievelijk noordwestelijke en zuidoostelijke helling). De zones 6 (lichtblauw) en 7 (donkerblauw) komen overeen met de pieken en het bovenste deel van de hellingen van diepe zandbanken. Tot slot bestaat zone 8 (lichtgrijs) hoofdzakelijk uit grind en stukjes schelp. Aangezien deze indeling uitsluitend op abiotische parameters berust, kunnen er geen conclusies getrokken worden over de ecologische relevantie van de indeling.

2.2 Meteorologische invloeden

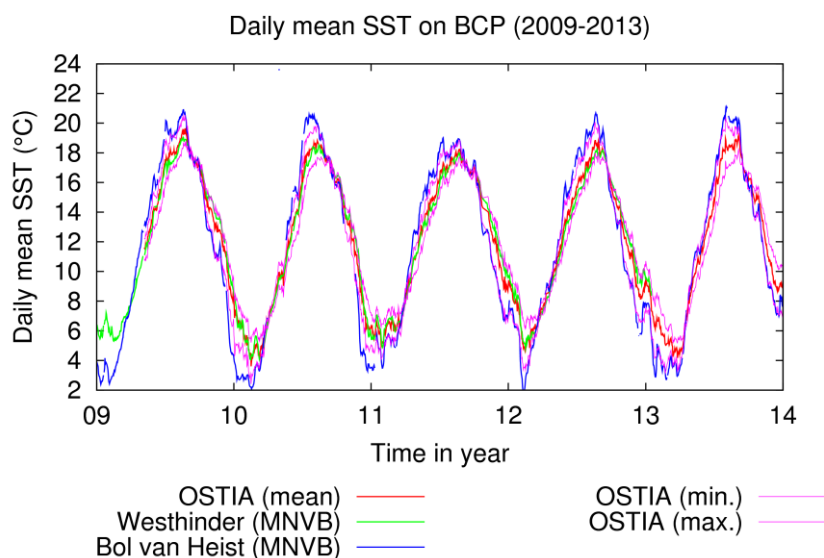
Voor dit hoofdstuk zijn geen nieuwe data beschikbaar sinds het federaalmilieuraapport 2004-2008, waarnaar de lezer verwezen wordt (BMM *et al.*, 2009)

2.3 Hydrodynamica

Voor dit hoofdstuk zijn geen nieuwe data beschikbaar sinds het federaalmilieuraapport 2004-2008, waarnaar de lezer verwezen wordt (BMM *et al.*, 2009)

2.4 Temperatuur

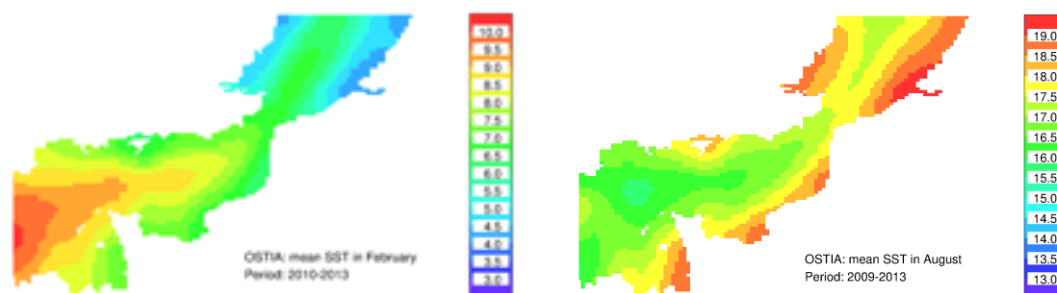
De temperatuur van het water in de Belgische kustwateren volgt een uitgesproken seizoenscyclus met een temperatuurverschil tussen winter en zomer van circa 15° C (figuur 2.3). De zeewater temperatuur vertoont een interjaarlijkse variabiliteit van 1 tot 3° C en is sterk gebonden aan de NAO-index (Tsimplis *et al.* 2006).¹



Figuur 2.3 : Oppervlaktetemperatuur op de stations Westhinder en Bol Van Heist voor de periode 2009-2013.

Figuur 2.4 toont de ruimtelijke schommeling van het maandelijks gemiddelde van de oppervlaktetemperatuur aan het einde van de winter (maand februari) en de zomer (maand augustus) voor de periode 2009-2013. In de winter zorgt een tong warm water afkomstig van het Kanaal voor een temperatuurverschil van 1 tot 3° C tussen het midden van de zuidelijke Noordzee en de kust. In de zomer is dat temperatuurverschil omgekeerd door de snellere opwarming van de minder diepe kustwateren.

Aangezien de Belgische kustwateren doorgaans goed verticaal gemengd worden, zijn de verticale temperatuurschommelingen over het algemeen kleiner dan 1° C.



Figuur 2.4 : Maandgemiddelde van de temperatuur aan het oppervlak voor de periode 2009-2013. Links : februari. Rechts : augustus. Bron : satellietgegevens OSTIA van het UK Met Office en verspreid door de Copernicus Marine Service (www.myocean.eu).

¹ NAO-index (North Atlantic Oscillation, Hurrell, 1995) meet op grote schaal de onregelmatigheid van de drukgradiënt tussen de depressie boven IJsland en de anticyclon van de Azoren. Een positieve index staat voor een versterking van deze drukgradiënt en vertaalt zich onder meer in een hogere windsnelheid in de zuidwestelijke sector van het Kanaal

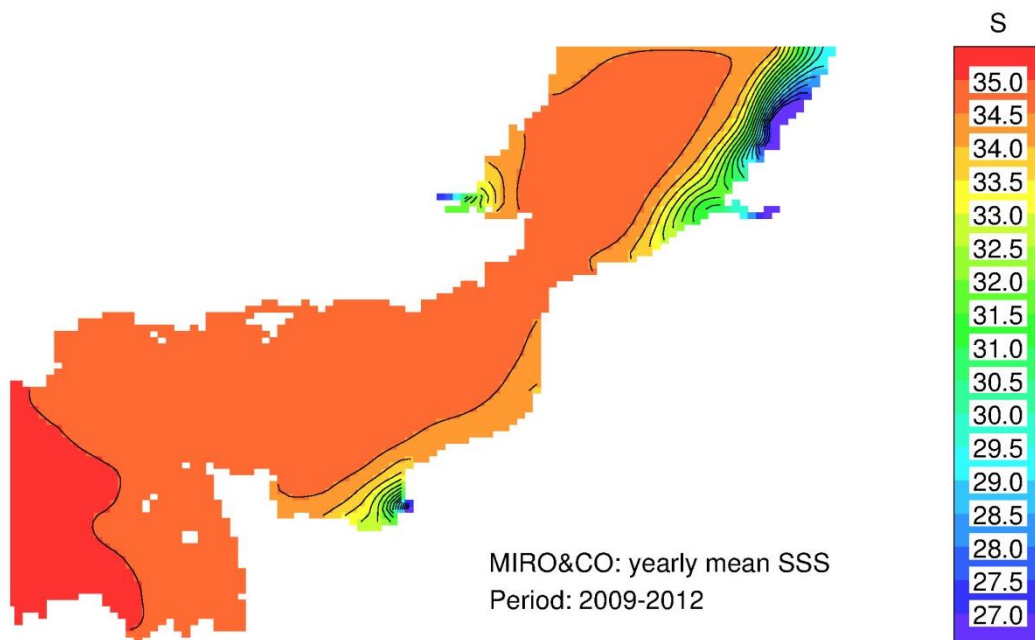
In de periode 1987-2011 was de trend van de gemiddelde jaarlijkse oppervlakte temperatuur van de zee 0.04°C/jaar in de Belgische en Nederlandse wateren (zie ook kaart 3.2 of (EEA, 2012)). EEA 2012 beschrijft tevens dat de temperatuur in de Europese zeeën meer stijgt dan deze in de globale oceanen. De stijging van de oppervlaktetemperatuur van de Europese zeeën is gedurende de laatste 25 jaar het grootst ooit gemeten gedurende 25 jarige periodes. De stijging was ongeveer 10 keer sneller dan het gemiddelde stijging gedurende de voorbije eeuw en ouder.

2.5 Saliniteit

verwaarloosbaar is, wordt de saliniteit van het zeewater in de Belgische kustwateren in hoofdzaak beïnvloed door de aanvoer van zoet water door de grote rivieren. De zoetwaterpluimen van de Seine, de Schelde, de Rijn, de Maas en andere kleinere rivieren variëren in breedte van 10 tot 40 km en blijven tegen de kust hangen. De saliniteit kan er variëren van 25 tot 32 PSU (*practical salinity unit*). Ter vergelijking, de saliniteit van het zeewater bij het binnenstromen van het Kanaal bedraagt ongeveer 35 PSU.

De saliniteitsdistributie op lange termijn wordt beïnvloed door de windomstandigheden, die waterpluimen van de rivieren min of meer ver in zee of langsheen de kust kunnen verplaatsen. Voorts kunnen de seizoensgebonden windcyclus, de neerslag en dus de debieten van de rivieren eveneens seizoensschommelingen van de saliniteit in de Belgische kustwateren veroorzaken.

Aangezien de Belgische kustwateren doorgaans goed verticaal gemengd zijn, zijn de verticale saliniteitsschommelingen er over het algemeen beperkt (< 0,2 PSU). Deze stratificatie is evenwel niet meer verwaarloosbaar in de pluim van de Rijn/Maas (tussen 1 en 4 PSU).



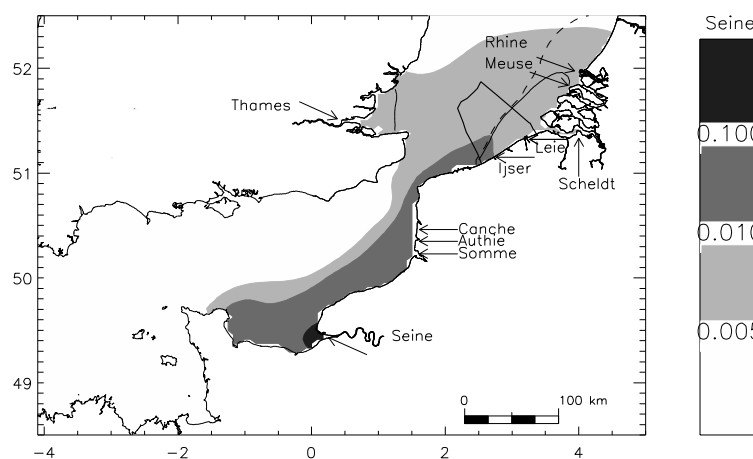
Figuur 2.5 Gemiddelde saliniteit aan het oppervlak (in PSU) voor de periode 1993-2002 zoals berekend door Lacroix et al (2004). De in-situ gemeten waarden zijn in de gekleurde cirkels aangebracht. (Figuur courtesy: Adapted from Ruddick en Lacroix, 2006)

2.6 Watermassa's

In kustwateren is het praktisch om het concept watermassa naar herkomst te definiëren. Het vormt een interessant instrument om de herkomst van diverse opgeloste passieve polluenten in de zee te bepalen.

Met behulp van instrumenten voor wiskundige modellering hebben Lacroix *et al.* (2004) aangetoond dat het zeewater in een staal genomen in volle zee in de Belgische kustwateren voor meer dan 95% bestaat uit water afkomstig van de Atlantische Oceaan, waarbij het saldo afkomstig is van de zoetwaterafvoer door de Rijn/Maas, Schelde, Seine en kleinere rivieren. Figuur 2.6 toont dat de langetermijndistributie van de verschillende estuariumbijdragen. De relatieve bijdrage van de Seine neemt beduidend toe naarmate men verder van de Belgische kust verwijderd is. In het grootste deel van de Belgische kustwateren is de invloed van de watermassa's van de Rijn en van de Maas ook minstens even groot als de invloed van de Schelde. Tot slot toont deze studie een extreme temporele variabiliteit in frequentie (voorbijtrekken van een lagedruksysteem) en ook tussen verschillende jaren (nadrukkelijk gekoppeld aan de NAO-index).

Dankzij de gekoppelde hydro-biogeochemische modellen (e.g. Lacroix *et al.* 2007b) is het mogelijk de mariene zones te bepalen die voor problemen zorgen, bvb in termen van eutroficatie, door de nutriënten concentraties (stikstof, fosfor) en chlorophyl a te vergelijken met drempelwaarden die de limieten aangeven voor een goede milieutoestand (Kader richtlijn mariene strategie). In deze modellen kunnen, dankzij de verschillende methodes zoals het 'concept van de leeftijd' (Deleersnijder *et al.* 2001; Delhez *et al.* 2004), de 'traceerders' (Ménèsquen *et al.* 2006) of de gevoeligheidsanalyse (Lacroix *et al.* 2007a), het concept van 'watermassa's' uitgebreid worden naar actieve bestanddelen zoals de nutriënten. Dit maakt het vervolgens mogelijk om, voor een bepaalde mariene zone (vb een probleemzone) de relatieve bijdrage van iedere nutriëntenbron te bepalen ((bv: verschillende rivieren, Atlantische oceaan, atmosferische deposities).



Figuur 2.6: Relatieve distributie van de watermassa's afkomstig van de Seine en andere Franse rivieren (gemiddeld) over de periode 1993-2003 (grijschaal: 0,5 %, 1 %, 10 %) volgens het model van Lacroix *et al.* (2004).

De doorlopende lijn staat voor de 1% isolijn voor de watermassa afkomstig van de Schelde en de Thames. De onderbroken lijn staat voor de 1% isolijn voor de watermassa afkomstig van de Rijn/Maas.

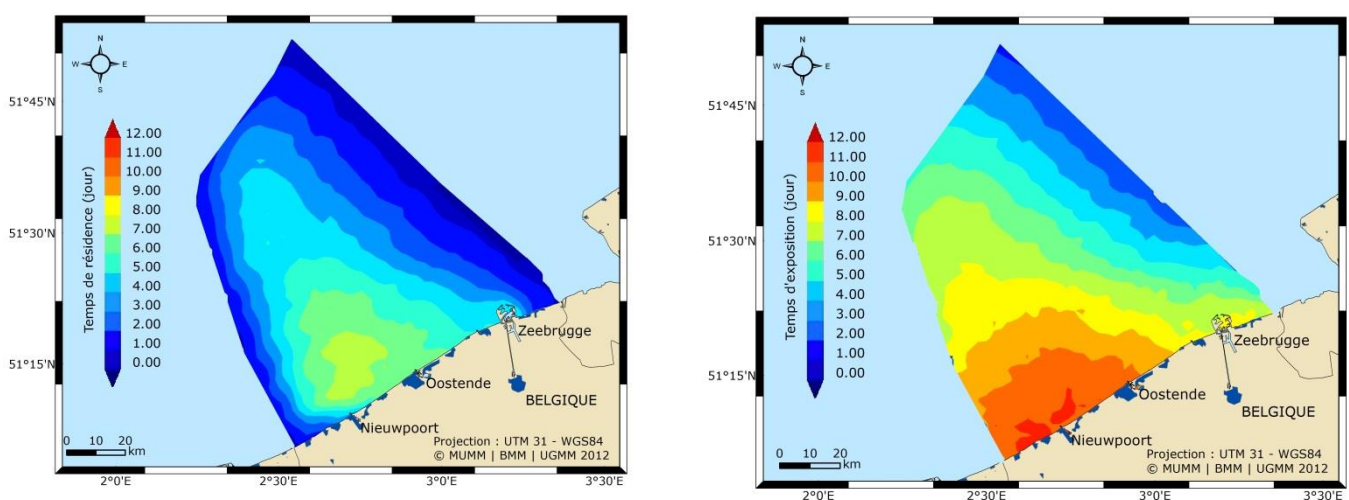
2.7 Verbleeftijd en expositietijd

In de chemie en in de milieuwetenschappen zijn de verblijf- en de expositietijd twee belangrijke indicatoren om de dynamiek van een open systeem te beschrijven, zoals het Belgisch deel van de Noordzee.

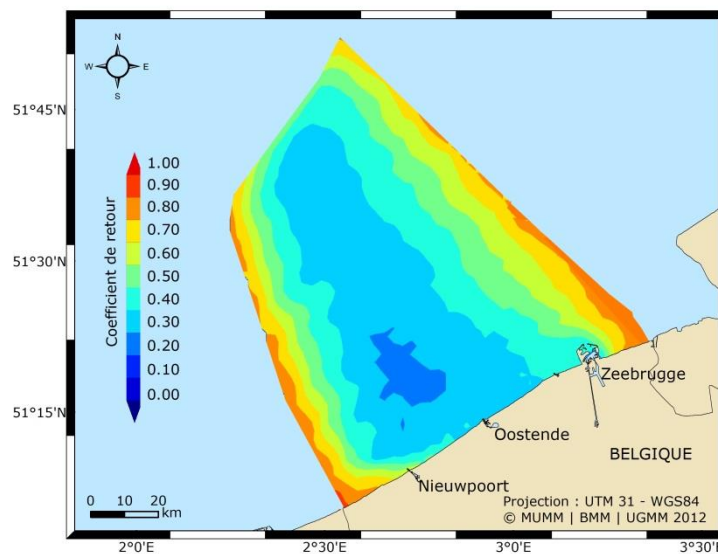
De verblijftijd θ_r wordt gedefinieerd als de gemiddelde tijd die een op een bepaalde plaats in het BCP aangebrachte tracer nodig zou hebben om het BCP een eerste keer te verlaten (Figuur 2.7, links). De verblijftijd varieert dus van plaats tot plaats. Hij is 0 aan de maritieme grenzen en wordt steeds groter naarmate men zich verwijderd van de grenzen. Hij bereikt een waarde van 6 dagen tussen Nieuwpoort en Oostende. De asymmetrie tussen de verblijftijd aan de Franse grens en aan de Nederlandse grens valt makkelijk te verklaren door het transport van de watermassa's dat typisch van Frankrijk naar Nederland verloopt (figuur 2.6).

De expositietijd werd ingevoerd om rekening te houden met het feit dat de pluim van een tracer die de Belgische wateren een eerste keer heeft verlaten, daar opnieuw naartoe kan worden gedreven onder invloed van het getij of een windverandering. De expositietijd θ_e is meer specifiek de gemiddelde totale tijd die een op een bepaalde plaats in het BCP aangebrachte tracer in het BCP zal blijven. De expositietijd is groter dan de verblijftijd als de tracer, nadat hij het BCP heeft verlaten, later opnieuw het gebied binnenkomt. De expositietijd in het BCP varieert van 1 dag in zee bij de maritieme grens met Nederland tot 11 dagen voor de kust van Nieuwpoort (Figuur 2.7, rechts). Ook hier valt de asymmetrie makkelijk te verklaren door de watermassa's die gemiddeld van Frankrijk naar Nederland stromen (figuur 2.6).

Tot slot maakt het genormaliseerde verschil tussen de expositietijd en de verblijftijd $(\theta_e - \theta_r) / \theta_e$ het mogelijk om het open of gesloten karakter van een systeem te beschrijven. Dat verschil, dat ook de terugkeerdefficient wordt genoemd, is 0 als de pluim van de tracer nooit terugkeert naar het gebied en schuift op richting 1 als ze vaak terugkeert. Voor het BCP ligt de terugkeerdefficient tussen 0,2 voor de kust van Oostende en 0,9 vlakbij de grenzen (Figuur 2.8.).



Figuur 2.7 : Verbleeftijd (links) en expositietijd (rechts) in het BCP.

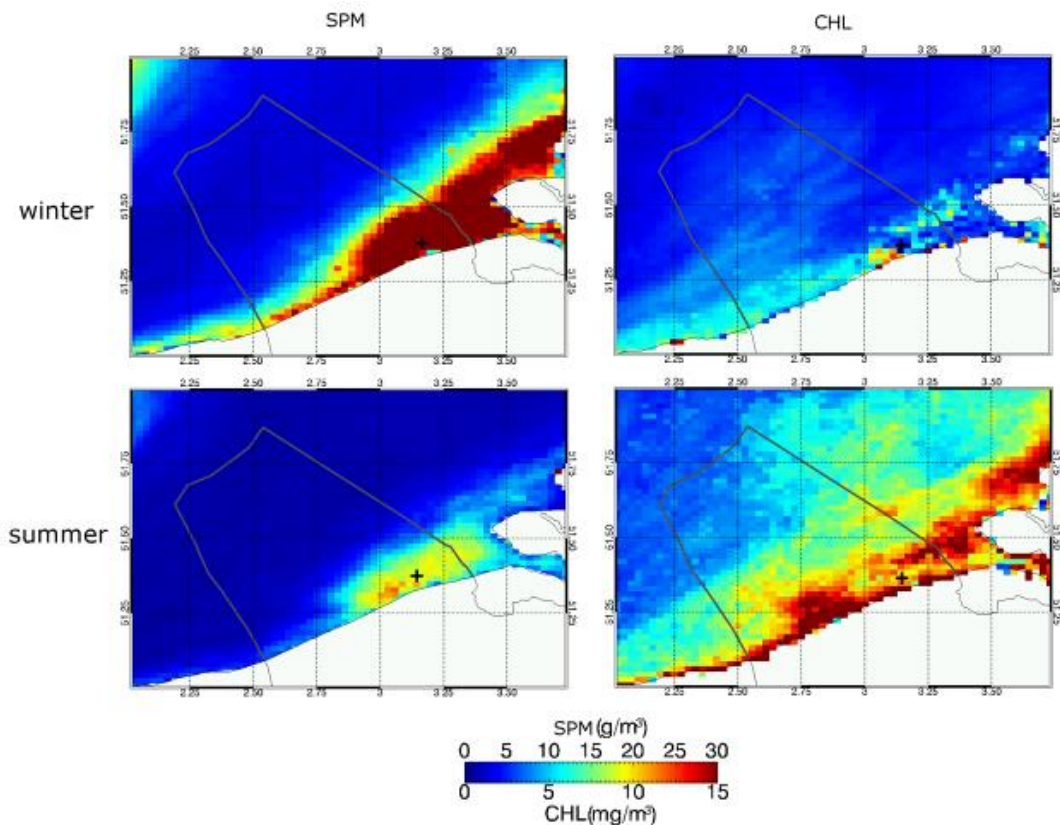


Figuur 2.8 : Terugkeercoëfficiënt voor het BCP.

2.8 Suspensiemateriaal en troebelheidsmaximum

Het BCP is gekenmerkt door een troebelheidsmaximum langsheen de kust (Figuur 2.9). Troebelheid is een optische parameter (het tegenovergestelde van doorzichtbaarheid) en wordt vooral bepaald door de concentratie aan suspensiemateriaal (suspended particulate matter, SPM) in de waterkolom. De concentraties van deze minerale en organische bestanddelen zijn altijd hoog in het troebelheidsmaximum: van 100 mg/l tot enkele 1000 mg/l. Er is ook een overgangsgebied met soms hoge SPM-concentraties (5-50 mg/l) en offshore een gebied met altijd lage SPM-concentraties (<5 mg/l) (Fettweis *et al.* 2007). De SPM concentratie varieert met getij en springtij-doodtij. Hierboven treden variaties op tengevolge van weersinvloeden en klimaat (Fettweis *et al.* 2012). Verder wordt de SPM concentratie gekarakteriseerd door een seizoenaal signaal. Met toenemende afstand van de bodem neemt het verschil in SPM concentratie tussen zomer en winter toe. Aan de oppervlakte is de SPM concentratie in de winter ongeveer dubbel zo hoog als in de zomer (Figuur 2.9). Dicht tegen de bodem zien we een omgekeerde relatie, hier is de gemiddelde SPM concentratie hoger in de zomer dan de winter. Dit seizoenaal patroon wordt voor een significant deel bepaald door biologische activiteit (zie Chl concentratie in Figuur 2.9), die hoger is in de zomer dan de winter (Fettweis *et al.* 2014).

De belangrijkste bronnen van suspensiemateriaal in de Belgische kustzone zijn de Franse rivieren, erosie van de krijtrotsen te Cap Griz-Nez en Cap Blanc-Nez en de erosie van de Holocene sliablagen die in het kustgebied tussen Oostende en de Nederlandse grens dagzomen (Fettweis & Van den Eynde 2003). In het troebelheidsmaximum treedt een uitgesproken verticale gradiënt in SPM-concentratie op, zodat de SPM-concentratie dicht tegen de bodem significant groter is dan deze aan de oppervlakte. Dicht tegen de bodem kunnen zich tijdens springtij en/of tijdens stormen hooggeconcentreerde sliksuspensies vormen, die een SPM-concentratie van enkele g/l of meer hebben (Fettweis *et al.* 2010; Baeye *et al.* 2012).



Figuur 2.9: Oppervlakte SPM en Chl concentratie voor de winter en de zomer van 2011. De SPM concentratie en de Chl concentratie werd berekend uit de waterreflectantie opgemeten door de MERIS-satelliet in de 665 nm-band, gebruikmakend van het teledetectiealgoritme van Nechad et al. (2010).

Door zandextractie zal de troebelheid in het exploitatiegebied lokaal verhogen. Het betreft hierbij de vorming van turbiditeitspluimen door overflow tijdens het baggeren. Deze turbiditeitspluimen kunnen door de stroming verspreid worden over een groter gebied dan de exploitatiezone.

Het turbiditeitsmaximum in de kustzone is een natuurlijk fenomeen. Indien de extractie van het zand in de nabijheid van het troebelheidsmaximum gebeurt (wat meestal niet het geval is, zie hoofdstuk 4.1. zand-en grindwinning, Fig 4.2), dan kan er een invloed zijn. Deze zal echter zeer beperkt zijn en de reeds van nature uit hoge concentratie aan suspensiemateriaal niet significant verhogen.

2.9 Gevolgen van de klimaatveranderingen

Van den Eynde *et al.* (2011) hebben alle huidige kennis over de impact van de klimaatverandering (op lange termijn) voor de Belgische kustwateren gebundeld.

Een analyse van de historische datasets heeft de volgende feiten aan het licht gebracht:

1. Het zeeniveau in Oostende is gemiddeld met 1,69 mm per jaar gestegen over de periode 1927-2006. Sinds 1992 lijkt die stijging zich versneld door te zetten en haalt 4,41 mm per jaar.
2. De temperatuur van het Noordzeewater stijgt momenteel met een snelheid tussen 0,023° C en 0,053° C per jaar.
3. De windsnelheid in de Belgische kustwateren, de hoogte van de golven en de stormfrequentie lijken geen bijzondere trends te vertonen (Van den Eynde et al (2012), tenzij buiten een heel kleine daling sinds de jaren 1990-1995. De tijdreeksen

van deze parameters vangen echter maar bij het einde van de jaren '70 aan en zijn nog te kort om definitieve besluiten te trekken.

Van den Eynde *et al.* (2011) menen dat een stijging van het zeeniveau met 60 cm tegen het jaar 2100 een gematigd realistisch scenario is. Evenwel werden voorafgaande digitale simulaties doorgevoerd voor een rampscenario waarbij een stijging van het zeeniveau met 2 m verondersteld werd. Die simulaties wijzen op een stijging van de stromingen met zowat 10% ter hoogte van Nieuwpoort en een beduidende stijging van de hoogte van de golven tegen de kust. Deze resultaten moeten in de toekomst verder verfijnd worden.

Omdat veranderingen in ecosystemen zich heel plotseling kunnen voordoen, wagen Van den Eynde *et al.* (2011) zich niet aan enige voorspelling over de impact van de stijging van de zeewatertemperatuur op de biologische en chemische parameters. Toch lijkt het vast te staan dat de stijging van de temperatuur een weerslag zal hebben op de verschillende niveaus van de voedingsketen, op de beschikbaarheid van voedsel, de spreiding en de levenscyclus van verschillende soorten.

3. Eutrofiëring

In heel wat streken van de wereld is het nutriëntgehalte (stikstof N, fosfor P) in de aquatische ecosystemen aanzienlijk toegenomen als gevolg van de bevolkingsgroei, het gebruik van meststoffen in de landbouw, de industriële ontwikkeling en de verstedelijking. Dit heeft zich vertaald in een toenemende groei van het fytoplankton (dit zijn ééncellige microscopische algen, zie figuur 3.1a), in een veranderende samenstelling van de planktonsoorten (bijvoorbeeld sterke lentebloei van *Phaeocystis* in de Noordzee, zie figuur 3.1b), en in veranderingen in de structuur van de ecosystemen, de vernietiging van habitats en een verschraving van de biodiversiteit (OSPAR Commission, 2008). In de Noordzee blijft eutrofiëring een probleem, waarvoor alle grensstaten zich inzetten.



Figuur 3.1: (a) Foto van de *Chaetoceros* sp. (kiezelalg, hier in kolonie), staal genomen in station 330 in het midden van de Belgische kustwateren, bewaard in lugol-glutaraldehyde. (foto V. Rousseau).



Figuur 3.1: (b) Schuim ontstaan door *Phaeocystis*-kolonies op een strand aan de Noordzee. (Foto Jan Haelters, KBIN)

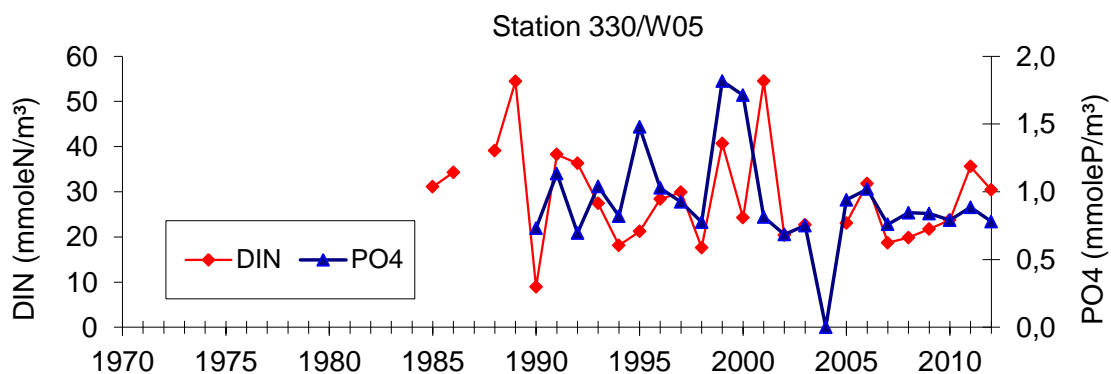
3.1 Gevolgen van de eutrofiëring

Voor dit hoofdstuk zijn geen nieuwe data beschikbaar sinds het federaalmilieuraapport 2004-2008, waarnaar de lezer verwezen wordt (BMM en FOD, 2009)

3.2 Nutriënten

In de gehele Belgische kustwateren werden de concentraties opgeloste anorganische stikstof en fosfor (DIN Dissolved Inorganic Nitrogen en DIP Dissolved Inorganic Phosphorus) vergeleken met hun regionale achtergrondconcentraties. De winterwaarden van DIN en DIP overschrijden in belangrijke delen van de kustwateren de grenswaarden van $15 \mu\text{mol}/\text{m}^3$ en $0,8 \mu\text{mol}/\text{m}^3$ (figuur 3.2.). De DIN en DIP-concentraties, alsook de siliciumconcentratie, zijn het hoogste ter hoogte van de Scheldemonding en nemen af in zuidwestelijke richting.

Tussen 1974 en 2010 kon er geen statistisch significante trend in DIN-concentraties worden waargenomen. De verwachte dalende tendens van de nutriëntenconcentraties in volle zee wordt voor een deel gemaskeerd door andere verschijnselen, die een doorslaggevende invloed uitoefenen op de concentraties. Het betreft hydroklimatologische verschijnselen, die de regenval en het debiet van de rivieren bepalen (en dus gedeeltelijk de hoeveelheid nutriënten die het kustgebied bereiken), maar ook de richting en de kracht van de winden (en dus de richting en de draagwijdte van de pluim van de rivieren in zee) (zie Breton *et al.* 2006).



Figuur 3.2: Gemiddelde nutriëntenconcentraties tijdens de winter (dec-feb) in de Belgische wateren (station 330, $51^{\circ}26'N$, $2^{\circ}48'30''E$).

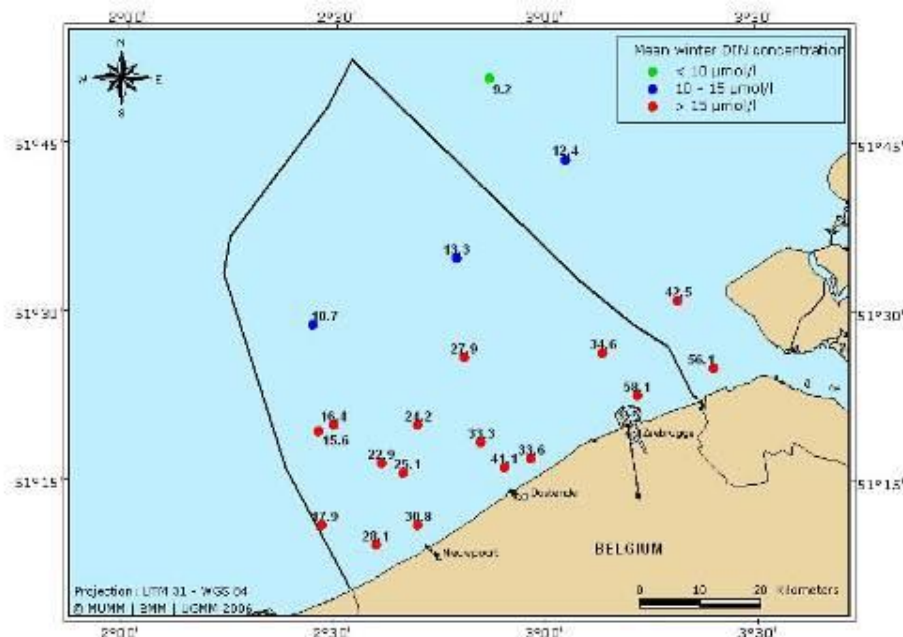
DIN: opgeloste anorganische stikstof en PO4: fosfaten.

Gegevensbron: Belgian Marine Data Center, BMDC (www.mumm.ac.be/datacentre/)

Wel vond er een verschuiving plaats in de balans tussen nitraat/nitriet en ammonium en trad er een lichte afname op in siliciumconcentraties. De meest opvallende trend is de significante afname van de DIP-concentraties die verklaard kan worden door een afname van P-vracht. Deze evolutie resulteerde in belangrijke verschuivingen in de onderlinge verhoudingen die bepalend zijn voor de groei van fytoplankton, diatomeeën inbegrepen. De afname van de DIP-concentraties resulteerde in een sterk overwicht van DIN over DIP en Si. Concreet betekent dit dat de fosfaatconcentratie momenteel de limiterende factor voor fytoplanktongroei vormt in de kustwateren en de siliciumconcentratie de limiterende factor voor diatomeeën is.

Figuur 3.3. toont de horizontale variatie van de opgeloste anorganische stikstof in het Belgische deel van de Noordzee. We kunnen twee zones onderscheiden: de kustzone die onder de invloed staat van de aanvoer door de rivieren en die een probleemzone blijft volgens

de criteria van het OSPAR-verdrag; en de zone op volle zee die onder de invloed staat van het Kanaal en die mogelijk problematische is volgens deze criteria.



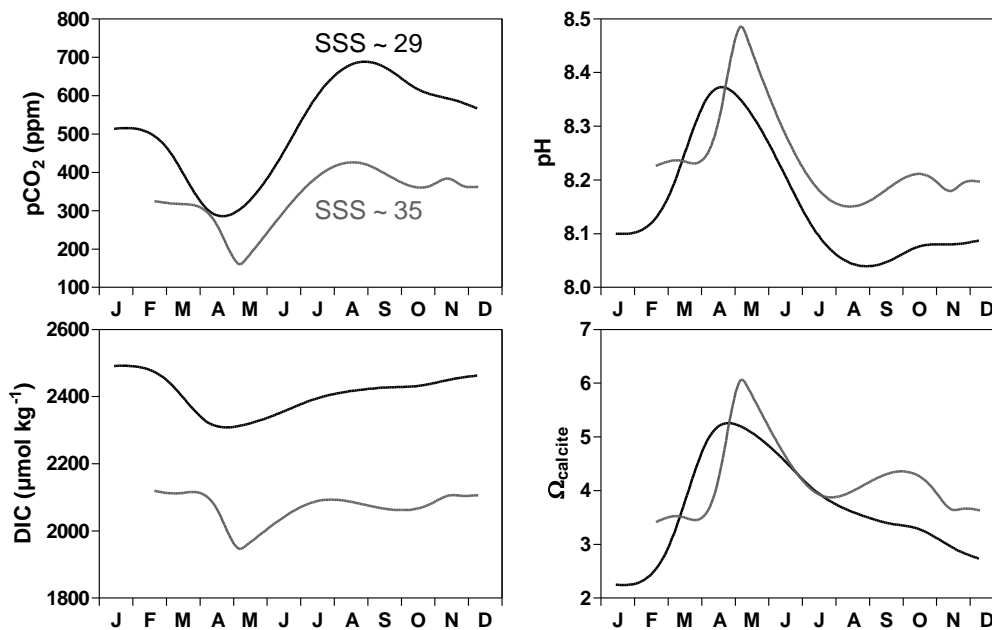
Figuur 3.3: Gemiddelde van alle concentraties opgeloste anorganische stikstof tijdens de winter voor alle winterperiodes van 2000 tot 2005. UPDATE indien beschikbaar

De punten zijn de meetstations; de kleuren geven de toestand aan, van problematisch (rood), via mogelijk problematisch (blauw) tot niet-problematisch (groen) volgens het OSPAR-verdrag (OSPAR 2008).

3.3 pH, p CO₂ en verzuring van de zee

De koolstofchemie van de zee werd onderzocht met behulp van in situ metingen (Borges en Frankignoulle 1999, 2002, 2003; Schiettecatte et al. 2006; Borges et al. 2008) en modellering (Gypens et al. 2004, 2009, 2011; Borges en Gypens 2010). De koolstofchemie wordt sterk beïnvloed door de zoetwaterpluim van de Schelde en andere rivieren, met een saliniteit gelegen tussen ongeveer 29 en 35. Hierdoor ontstaan sterke ruimtelijke gradiënten zoals wordt getoond in figuur 3.4 waar gegevens van de Scheldemonding vergeleken worden met deze genomen verder op zee. De waterkolom is gedurende het hele jaar goed gemengd zodat er ook geen verticale gradiënten in de koolstofvariabelen optreden.

De seizoenale variaties in koolstofchemie-parameters worden veroorzaakt door opname en het vrijgeven van CO₂, zoals wordt aangetoond door de positieve correlatie tussen de partiële CO₂-druk (p CO₂) en de opgeloste anorganische koolstof (DIC), en de negatieve correlatie tussen p CO₂ en pH, en p CO₂ en de calciëtsaturatie. De belangrijkste factoren hierbij zijn: de toevoer van water met lage pH en hoge CO₂ vanuit het Schelde-estuarium, wat tot lage pH en hoge p CO₂-waarden in de winter leidt; de fytoplanktonbloei in de lente, die aanleiding geeft tot lage p CO₂ en hoge pH-waarden; de afbraak van organisch materiaal later tijdens de zomer en herfst, wat leidt tot een maximale p CO₂ en minimale pH-waarden in de herfst. Naast de CO₂, worden ook de DIC-waarden gecontroleerd door de aanvoer van hoog alkalien water vanuit de Schelde (Frankignoulle et al. 1996 ; Borges et al. 2008).



Figuur 3.4 : Klimatologische seizoenale variaties van partiële CO₂-druk ($p\text{CO}_2$), pH, opgelost anorganisch koolstof (DIC) en calcietsaturatie (Ω_{calciet}) aan de Scheldemonding (oppervlaktesaliniteit ongeveer 29) en in het meest offshore deel van het BCP (oppervlaktesaliniteit ongeveer 35) (Borges en Frankignoulle 1999 ; 2002 ; Borges et al. 2008).

Met de bestaande tijdseries is het niet mogelijk om langdurige (10-100 jaar) veranderingen in koolstofchemie te bestuderen. Biogeochemische modellen laten echter toe om historische reconstructies te maken. Veranderingen in de koolstofcyclus voor de periode 1951 tot 1998 tengevolge van een toename van de atmosferische CO₂ en van de nutriëntenaanvoer door rivieren werden bestudeerd met het R-MIRO- CO₂-model (Gypens et al. 2009 ; Borges en Gypens 2010) (figuur 3.5.). Tussen 1951 en 1998 kunnen drie periodes onderscheiden worden op basis van de N- en P-vrachten door rivieren, de kwaliteit van nutriëntenaanrijking (gedefinieerd als de verhouding DIN:PO₄ tijdens de winter), de totale primaire productie (GPP), de netto productie op schaal van de gemeenschap (NCP) en de lucht-zee CO₂-fluxen.

Van 1951 tot 1965 was de jaarlijkse toename aan nutriëntentoevoer uit rivieren en van de GPP gering en bleven de NCP en de lucht-zee CO₂-fluxen stabiel. Van 1965 tot 1990 steeg de nutriëntentoevoer en beantwoordde de winterverhouding DIN:PO₄ ongeveer aan de fytoplanktonbehoeften (Redfield-verhouding = 16:1) waardoor de GPP en NCP verhoogden en het BCP veranderde van een CO₂-bron naar een put voor atmosferische CO₂. Van 1990 tot 1998 leidde de vermindering van de totale P-vracht van de rivieren (vooral te wijten aan het verdwijnen van polyfosfaten uit wasproducten) tot winterverhoudingen DIN:PO₄ boven de Redfield-verhouding waardoor P een limiterende factor werd en een vermindering in primaire productie optrad. Het BCP veranderde van een netto autotroof tot een netto heterotroof systeem en van een put naar een bron van atmosferische CO₂.

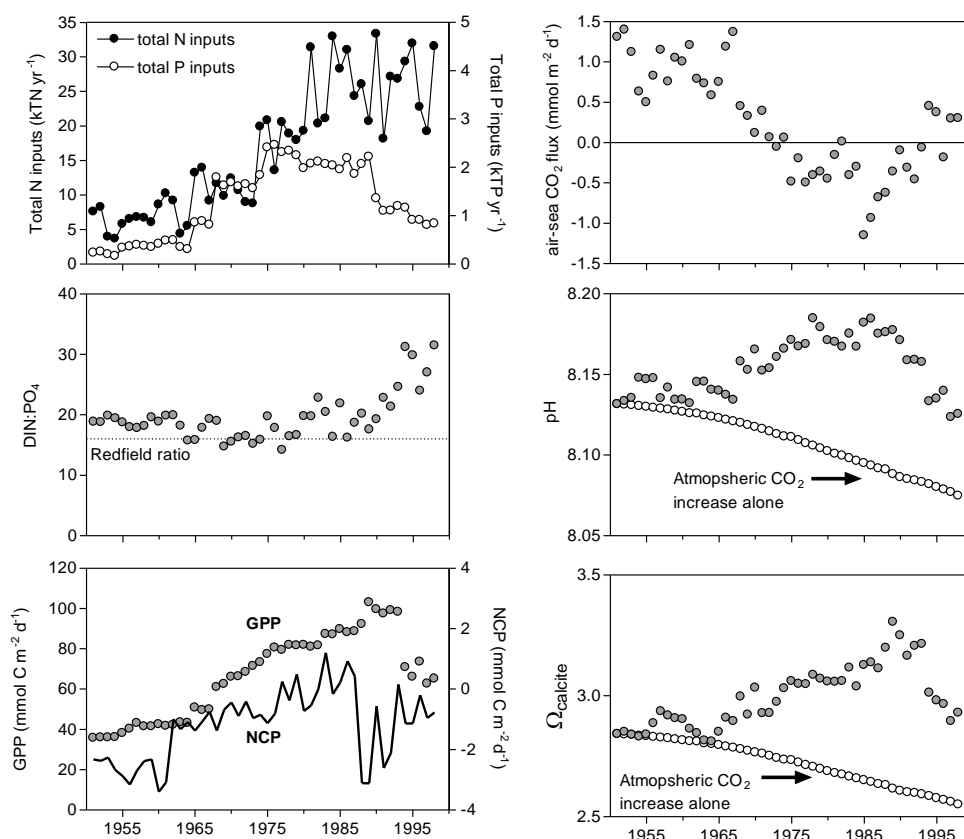
Tussen 1965 en 1990, toen de nutriëntentoevoer uit de rivieren steeg en de winterverhouding DIN:PO₄ ongeveer overeenkwam met de Redfield-verhouding, stegen pH en Ω_{calciet} tengevolge van de toename in GPP. Na 1990 verminderde de GPP en daalden ook pH en Ω_{calciet}. Daardoor had eutrofiëring en de bijhorende veranderingen in de koolstofcyclus (stijging van GPP, en een verschuiving van netto heterotrofie naar netto autotrofie) een effect op de mariene koolstofchemie die deze van de verzuring van oceanen neutraliseerde.

Na 1990, wanneer GPP terug daalde, was de vermindering in pH en Ω_{calciet} significant groter dan wat verwacht kon worden uit enkel de toename aan atmosferisch CO₂. De trends na 1990

worden verklaard door de snelle verandering van het ecosysteem van netto autotrofie naar netto heterotrofie, gerelateerd aan de stijging van de voor de primaire productie limiterende winterverhouding DIN:PO₄. Deze verschuiving naar netto heterotrofie leidde tot een netto jaarlijkse CO₂-productie op ecosysteemniveau, met een sterk effect op de mariene koolstofchemie. Dit benadrukt dat veranderingen in nutriëntenvrucht van rivieren door beheersmaatregelen de koolstofcyclus in de kustzone sterk kunnen veranderen, zodanig zelfs dat tijdelijk grotere veranderingen in koolstofchemie ontstaan dan deze veroorzaakt door de verzuring van de oceaan.

We hebben de studie van de invloed van de veranderingen in de nutriëntentoevoer door de rivieren op de werking van het mariene ecosysteem recent uitgebreid met de invloed op dimethylsulfide (DMS), een organische zwavelverbinding die ook een rol speelt bij de klimaatbeheersing. In tegenstelling tot de broeikasgassen (zoals CO₂) heeft DMS een afkoelend effect (door een toename van het aantal wolkcondensatiekernen in de atmosfeer). Deze studie toont aan dat de eutrofiëring heeft geleid tot een sterke stijging van de DMS-uitstoot door de kustzone in de jaren 70 en 80 (Gypens & Borges 2014).

Gebaseerd op bestaande data (zie boven en niet gepubliceerde van Borges), vertoont de huidige situatie dezelfde patronen als die van eind jaren 1990: netto heterotrofie, netto CO₂-emissie naar de atmosfeer, veranderingen in koolstofchemie zijn sneller dan wat verwacht wordt uit toename van enkel de atmosferische CO₂. Met andere woorden, er wordt netto meer biomassa geconsumeerd dan geproduceerd, wat als gevolg heeft dat de zee nu CO₂ uitstoot.



Figuur 3.5. : Evolutie tussen 1951 en 1998 berekend met het R-MIRO- CO₂-model van de jaarlijkse totale N- en P- vruchten vanuit de Schelde, winter DIN:PO₄ verhouding ; totale primaire productie (GPP), netto productie op schaal van de gemeenschap (NCP), lucht-zee CO₂-fluxen, pH en calciëtsaturatie (Ω_{calciet}) (naar Gypens et al. 2009 ; Borges en Gypens 2010).

3.4 Het fytoplankton

Voor dit hoofdstuk zijn geen nieuwe data beschikbaar sinds het federaalmilieuraapport 2004-2008, waarnaar de lezer verwezen wordt (BMM et al, 2009)

3.5 Het zoöplankton

Voor dit hoofdstuk zijn geen nieuwe data beschikbaar sinds het federaalmilieuraapport 2004-2008, waarnaar de lezer verwezen wordt (BMM et al, 2009)

3.6 Gelatineus plankton

Zowel de eutrofiëring als de de-eutrofiëring veroorzaken onevenwichten in de nutriëntenverhoudingen alsook veranderingen in de samenstelling van de planktonsoorten. Zij tasten ook de overdrachten van materie en energie tussen de voedingsniveaus aan. Op verschillende voedingsniveaus lijkt zich dat te vertalen in de heropleving van gelatineus plankton, dat geringe nutritionele eigenschappen heeft voor de volgende trofische niveaus: bijvoorbeeld de kolonies *Phaeocystis* bij de primaire producenten (Lancelot *et al.* 2009), *N. scintillans* bij de secundaire producenten (Daro *et al.* 2008), maar ook de kwalen ten koste van de vissen. Volgens sommige auteurs zouden de kwalen beter gedijen dankzij de eutrofiëring, door omstandigheden met lage concentraties opgeloste zuurstof alsook de overbeving (Richardson *et al.* 2009, Purcell *et al.* 2007).

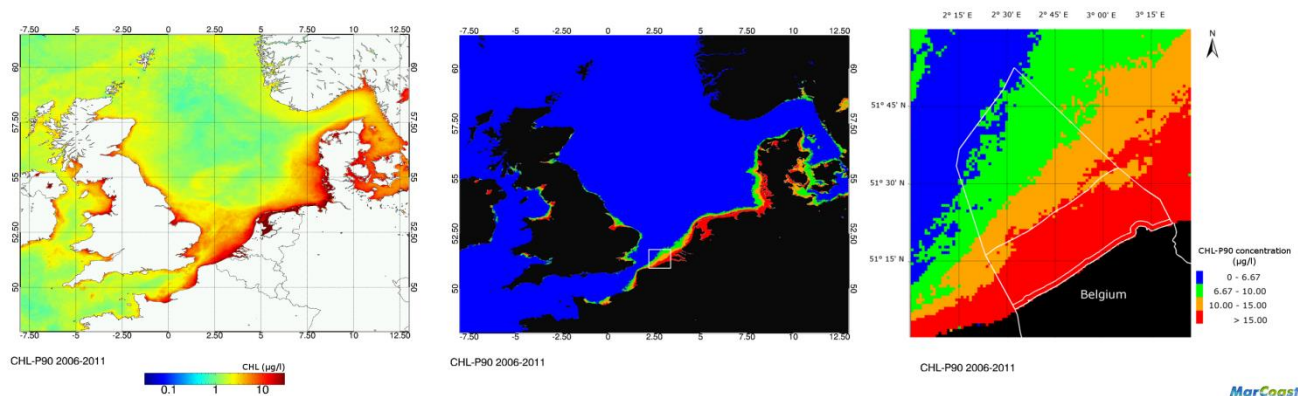
3.7 Wetenschappelijke benadering en beheersondersteunende instrumenten

De ideale wetenschappelijke benadering om de eutrofiëring in de kustwateren te bestuderen en te begrijpen, behelst een combinatie van minstens drie methodes: staalnames, satellietbeelden en modellen.

Bemonstering op het terrein en analyses in het laboratorium geven resultaten die het meest representatief geacht worden voor de toestand van het systeem op een bepaald punt en op een bepaald tijdstip. Dit is essentiële informatie over de ecosystemen, zeker wanneer deze met hoge regelmaat (wekelijks) en over lange periodes (decennia) ingezameld wordt want zij brengt zowel kortetermijn- als langetermijntendensen aan het licht (Baretta-Bekker *et al.* 2009). Nadeel van de methode is dat zij het volledige ruimtelijke gebied niet ogenblikkelijk kan bestrijken en dat de tijdsresolutie doorgaans erg beperkt is omdat campagnes op zee moeilijk uitvoerbaar zijn en erg duur uitvallen.

Satellietbeelden leveren informatie die ruimtelijk minder versnipperd is in vergelijking met in-situ observaties. Satellietobservaties kunnen onder meer dienen om de bloei van het fytoplankton aan het oppervlak op te volgen of de transparantie van het water in kaart te brengen. Daarnaast worden deze gegevens eveneens gebruikt als randvoorwaarden voor wiskundige modellen (Lacroix *et al.* 2007b). Een veel gebruikte indicator van eutroficatie is het 90 percentiel product van chlorofyl-a concentraties (CHL-P90) voor het fytoplankton groeiseizoen (maart-november inclusief) over een periode van zes jaar. De CHL-P90 is de chlorofyl-a concentratie waaronder 90 procent van de observaties vallen en levert een indicatie van de intensiteit van een gemiddelde fytoplanktonbloei in een bepaalde regio. Het CHL-P90 product zoals voorgesteld in figuur 3.6 (links) werd gegenereerd op basis van dagelijkse chlorofyl-a observaties van ENVISAT/MERIS (algal 1 & 2 producten, MEGS 7.5, ESA).

De dagelijkse data werden vervolgens gecompileerd in multi-temporele producten zoals het CHL-P90 product waarbij rekening werd gehouden met de onregelmatige beschikbaarheid van data op een bepaalde locatie omwille van de aanwezigheid van wolken (Van der Zande et al., 2011). Uit dit product kunnen we afleiden dat het fytoplankton tot ontwikkeling komt nabij de kusten, waar de nutriënten overvloediger zijn en de dieptes gering. Ten slotte werd de data geclassificeerd volgens de richtlijnen van het Belgische monitoringsplan voor MSFD (figuur 3.6 midden). Een uitvergroting van het Belgische deel van de Noordzee (figuur 3.6 rechts) toont de aanwezigheid van een zone waarbij de CHL-P90 de drempelwaarde van 15 µg/l van de Goede Milieutoestand (GMS) overschrijdt.



Figuur 3.6: (links) multi-temporeel chlorophyl-a 90 percentiel product (CHL-P90) gebaseerd op satelliet observaties (ENVISAT/MERIS, ESA) van chlorofyl-a concentraties aan de oppervlakte in de Noordzee. Dit product wordt gebruikt als indicator van eutrofiëring en wordt berekend voor het groeiseizoen maart-november voor een zesjarige periode (2006-2011). (midden) Classificatie van het CHL-P90 product in klassen gedefinieerd in het Belgische monitoringsplan voor MSFD. (rechts) Uitvergroting van het Belgische deel van de Noordzee waarbij de rode klasse (CHL-P90 > 15 µg/l) de zone weergeeft waar niet voldaan wordt aan de GMS volgens MSFD.

Figuur 3.7 toont het percentage oppervlakte van het Belgisch deel van de Noordzee in de klasse 'CHL-P90 > 15µg/l' (rode zone in figuur 3.6 rechts) als een objectieve indicator van eutroficatie gebaseerd op de 6-jarige composieten. De oppervlakte van 'CHL-P90 > 15µg/l' neemt matig toe (1.41%) tussen composieten 2003-2008 en 2004-2009 maar stijgt sterk (6.45%) tussen composieten 2004-2009 en 2005-2010. Tenslotte werd er een stijging van 10.97% waargenomen tussen de periodes 2005-2010 en 2006-2011.

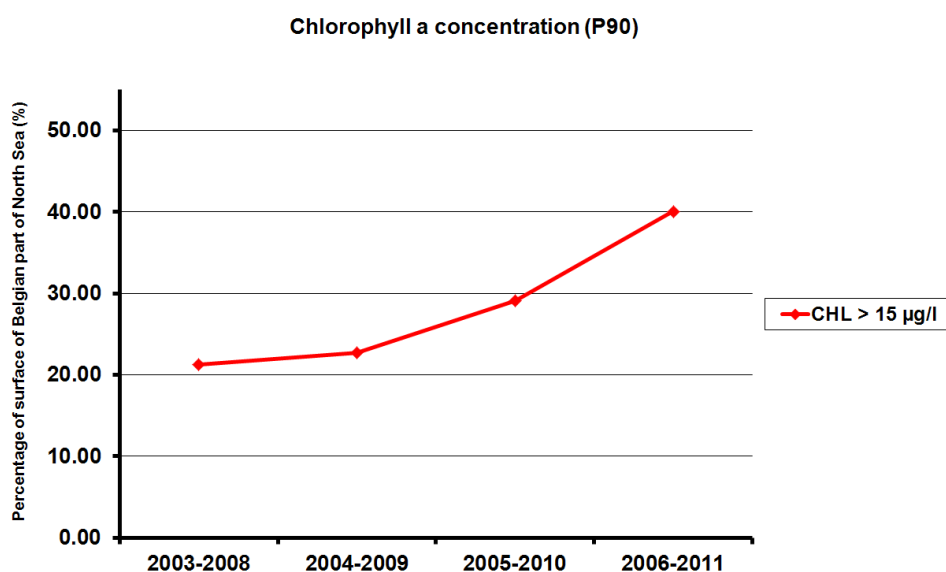


Fig.3.7: Het percentage oppervlakte van het Belgisch deel van de Noordzee in de klasse 'CHL-P90 > 15µg/l' als een objectieve indicator van eutroficatie gebaseerd op de 6-jarige composieten.

De jaarlijkse percentage oppervlakten van de klasse 'CHL-P90 > 15µg/l' voor de periode 2003-2011 worden weergegeven in figuur 3.8 en leveren een overzicht van de CHL-P90 waarden tussen de opeenvolgende groeiseizoenen. De CHL-P90 waarden variëren sterk met 3 jaren (2004, 2005 en 2006) gekenmerkt door lage CHL-P90 waarden. Deze informatie toont aan dat de jaarlijkse variatie in eutroficatie sterker is dan de 6-jaarlijkse variatie (figuur 3.7). Hieruit concluderen we dat meer data nodig is om een trend in eutroficatie te kunnen waarnemen. MERIS (ENVISAT, ESA) stopte met data verzamelen in april 2012. Deze satelliet zal vervangen worden met de Sentinel-3 satelliet (ESA) waarvan de lancering in 2015 gepland is.

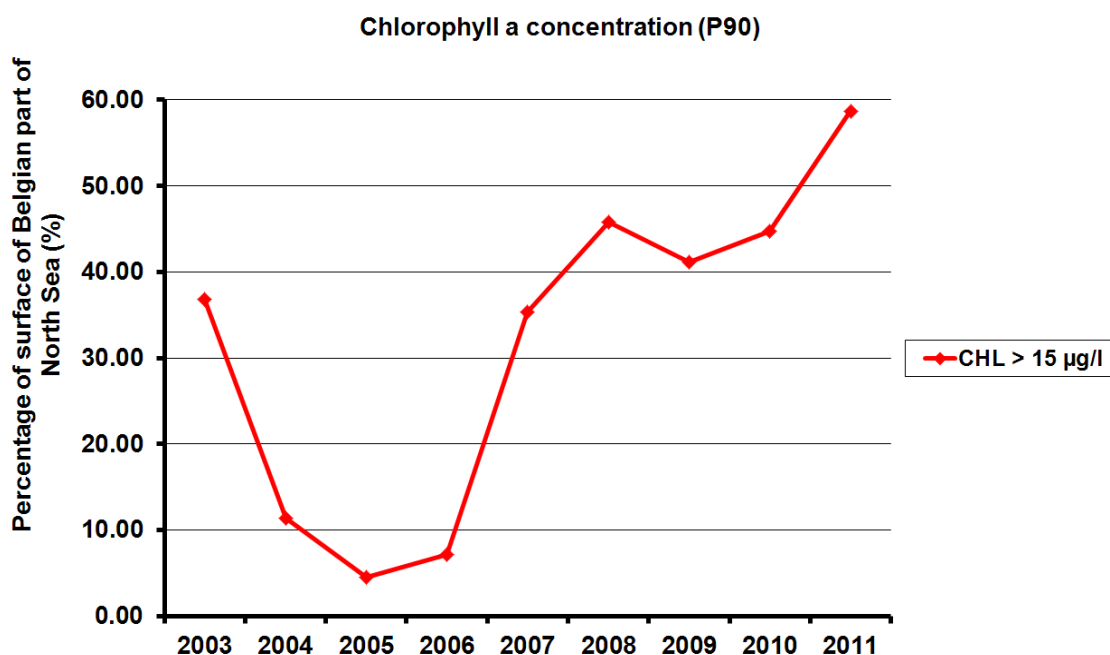


Fig.3.8: Het percentage oppervlakte van het Belgisch deel van de Noordzee in de klasse 'CHL-P90 > 15µg/l' als een objectieve indicator van eutroficatie gebaseerd op de 1-jarige composieten.

3.8 Problematiek van de gevaarlijke stoffen

Industrie, landbouw en huishoudelijke activiteiten veroorzaken emissies van allerlei chemische stoffen in het milieu, die uiteindelijk via rivieren en de atmosfeer in zee belanden in opgeloste vorm of geadsorbeerd aan zwevende deeltjes. Door de beperkte oppervlakte van het Belgische deel van de Noordzee, is de atmosfeer een minder belangrijke bron dan de aanvoer via water.

Momenteel zijn binnen de Europese Unie zowat 100.000 chemische stoffen bekend, waarvan 30.000 met een jaarlijkse productie van meer dan één ton (OSPAR, 2009). Vanzelfsprekend is het onmogelijk elk van die stoffen in het leefmilieu te volgen. Daarom werden selectiecriteria vastgelegd om stoffen aan te duiden waarvoor er ernstige redenen zijn om aan te nemen dat zij een reëel gevaar vormen voor mens en milieu (Roose en Binkman, 2005).

De belangrijkste criteria houden verband met de toxiciteitseigenschappen, de bioaccumulatie en de persistentie van die stoffen. De vierde Internationale Conferentie over de bescherming van de Noordzee (Esjberg, 1994) heeft deze criteria uitgebreid naar de eigenschappen die een gelijkwaardige bezorgdheid veroorzaken als gevolg van de synergetische effecten die deze stoffen genereren en de toxiciteit van hun afbraakproducten. In een reactie op de verklaring van Esjberg heeft OSPAR (2000) 33 prioritaire gevaarlijke stoffen geïdentificeerd. OSPAR maakt niet per se monitoring van deze 33 stoffen in het mariene milieu verplicht, want er zijn diverse

methodologische problemen, en informatie over het op de markt brengen of de emissies aan de bron kunnen een betere manier zijn om de toestand te controleren.

Korte tijd later heeft ook de Europese Unie, in het kader van de Kaderrichtlijn Water (KRW) een lijst van 33 prioritair gevaarlijke stoffen gedefinieerd die de OSPAR-lijst grotendeels overlapt maar niet identiek is. Het verschil tussen de OSPAR- en de EU-lijst heeft te maken met het feit dat andere selectiecriteria gehanteerd werden, en meer bepaald met het feit dat men aan Europese kant rekening heeft gehouden met de (gemodelliseerde) blootstelling van ecosystemen aan de stoffen in kwestie. De KRW maakt monitoring van deze stoffen in de territoriale wateren van de zee verplicht (12 mijl). Grosso modo worden twee types monitoring onderscheiden. Er is toezichtsmonitoring op de stoffen waarvan men gedurende een jaar, via een beheersplan, moet nagaan dat zij voldoen aan de normen voor goede chemische toestand. Er is ook operationele monitoring, die op maandbasis uitgevoerd wordt, voor de stoffen waarvan de concentraties boven de normen liggen, en waarvan men wil nagaan dat zij naar die normen evolueren.

Een evaluatie van de chemische vervuiling van het mariene ecosysteem, houdt automatisch de vastlegging van kwaliteitsnormen in.

OSPAR heeft "Background concentrations" (BC's) vastgelegd, die gelijk zijn aan nul voor alle synthetische stoffen en verschillend van nul voor de natuurlijke stoffen, zoals zware metalen. Omdat internationale verplichtingen, zoals deze van OSPAR, streven naar waarden die "dicht tegen" de achtergrondwaarden zitten en omdat elke meting aan een zekere variabiliteit onderhevig is, zag OSPAR zich verplicht "Background Assessment Concentrations" (BAC's) te definiëren die hoger liggen dan de BC's. De evaluatie gebeurt door vergelijking van de BAC met het gemiddelde van de over een jaar gemeten concentraties, plus een betrouwbaarheidsinterval van 95% van de waarnemingen. Daarnaast heeft OSPAR ook nog "Environmental Assessment Criteria" (EAC's) vastgelegd, dit zijn concentraties boven de BC's maar waaronder geen enkel negatief effect verwacht moet worden. Voor het bijzondere geval van de zware metalen in biota komen de EAC's overeen met de normen voor levensmiddelenkwaliteit zoals die gelden ter bescherming van de consument. Het zwakke punt van de OSPAR criteria is dat meerdere van die EAC's een voorlopig karakter behouden.

De Europese Unie heeft via haar Richtlijn 2008/105/EG voor de chemische kwaliteit, zogenaamde "Environmental Quality Standards" (EQS) vastgelegd, met name twee types: jaargemiddelden (AA: Annual Average) en aanvaardbare maxima (MAC: Maximum Allowable Concentrations), zonder dat statistische methodes vastgelegd werden om de variabiliteit van de metingen in te calculeren. Met uitzondering van kwik, hexachloorbenzeen en hexachloorbutadieen, betreft deze richtlijn de watermatrix, die niet de meest betekenisvolle is aangezien heel wat stoffen hydrofoob (waterafstotend) zijn. De Lidstaten kunnen – onder strikte voorwaarden – kiezen voor sediment en/of biota als matrix. De hoop bestaat dat ze in dat geval – bij voorkeur gezamenlijk – zullen putten uit de ervaring die OSPAR inzake BAC's en EAC's opgedaan heeft.

Tabel 3.1 geeft de OSPAR-lijst van gevaarlijke stoffen, met opgave van de stoffen waarvoor monitoring gebeurt in het mariene ecosysteem, de betrokken matrices en de overeenkomstige BAC's en EAC's.

Tabel 3.2 geeft de KRW-lijst van gevaarlijke stoffen, met opgave van de AA-EQS en MAC-EQS, met onderscheid tussen de stoffen waarvoor operationele monitoring plaatsvindt en de stoffen waarvoor verplicht aan toezichtsmonitoring gedaan moet worden.

Tabel 3.1a: OSPAR Stoffen waarvoor evaluatie bestaat.

Stoffen of groepen van stoffen ¹	Matrices en grenswaarden ²					
	Sediment (µg/kg drooggewicht)		Biota (bivalven) (µg/kg drooggewicht)		Biota (vissen) (µg/kg versgewicht of vetgewicht [PCBs])	
	BAC	EAC ³	BAC	EAC ³	BAC	EAC ⁴
Oude organochloorverbindingen:						
<u>Endosulfan</u>						
<u>γ-Hexachlorocyclohexaan (γ-HCH)</u>	0,05	3	0,97	1,45	...	11
<u>α-Hexachlorocyclohexaan (α-HCH)</u>	0,64
DDE (p,p')	0,05	2,2	0,63	...	0,10	...
<u>Hexachlorobenzene</u>	0,05	20	0,63	...	0,09	...
Dieldrin	0,05	2
Gepolychloreerde bifenylen (CBs):						
CB28	0,22	1,7	0,75	3,2	0,1	64
CB52	0,12	2,7	0,75	5,4	0,08	108
CB101	0,14	3	0,7	6	0,08	120
CB105	0,75	...	0,08	...
CB118	0,17	0,6	0,6	1,2	0,1	24
CB138	0,15	7,9	0,6	15,8	0,09	316
CB153	0,19	40	0,6	80	0,1	1600
CB156	0,6	...	0,08	...
CB180	0,1	12	0,6	24	0,11	480
Non-ortho en mono-ortho CBs ⁵
Gepolychloreerde dibenzodioxines (PCDDs)
Gepolychloreerde dibenzofuranen (PCDFs)
PAKs:						
<u>Nafthaleen (NAP)</u>	8	160	...	340		
C1-nafthaleen		155 ⁷				
C2-nafthaleen		150				
Fenantreen (PA)	32	240	11	1700		
C1-fenantreen		170				

Tabel 3.1a: OSPAR Stoffen waarvoor evaluatie bestaat.

Stoffen of groepen van stoffen ¹	Matrices en grenswaarden ²					
	Sediment (µg/kg drooggewicht)		Biota (bivalven) (µg/kg drooggewicht)		Biota (vissen) (µg/kg versgewicht of vetgewicht [PCBs])	
	BAC	EAC ³	BAC	EAC ³	BAC	EAC ⁴
C2-fenantreen		200				
<u>Anthraceen (ANT)</u>	5	85	...	290		
Dibenzotiofeen	...	190		
C1-dibenzotiofeen		85				
<u>Fluorantheen (FLU)</u>	39	600	12,2	110		
Pyreen (PYR)	24	665	9	100		
Benzo[a]anthraceen (BAA)	16	261	2,5	80		
Chryseen (CHR)	20	384	8,1	...		
<u>Benzo[a]pyreen (BAP)</u>	30	430	1,4	600		
<u>Benzo[ghi]peryleen (BGHIP)</u>	80	85	2,5	110		
<u>Indeno[1,2,3-cd]pyreen (ICDP)</u>	103	240	2,4	...		
Zware metalen en aanverwante verbindingen						
Arseen (As)	25000	...				
<u>Cadmium (Cd)</u>	310	1200	960	5000	26	1000
Chroom (Cr)	81000	81000				
Koper (Cu)	27000	34000	6000			
<u>Nikkel (Ni)</u>	36000	...				
Zink (Zn)	122000	150000	63000			
<u>Lood en organische loodverbindingen (Pb)</u>	38000	47000	1300	7500	26	1500
<u>Kwik en organische kwikverbindingen (Hg)</u>	70	150	90	2500	35	500
<u>Organische tinverbindingen (TBT)</u>	5	12		
<p>Onderlijnde stoffen of groepen van stoffen zijn gemeenschappelijk met de KRW, stoffen in een groen veld maken deel uit van de CEMP en worden gemonitord, stoffen in een geel veld: monitoring is gepland; ² grijze velden = niet relevant; "..." worden verwacht; ³ Voor zware metalen en PAKs is de EAC gebaseerd op de US-EPA ERL waarden; ⁴ Voor metalen in vis is de EAC gebaseerd op de EC voedselnorm; ⁵ mono-ortho (CB105, 114, 118, 123, 156, 157, 167 and 189) and non-ortho substituted CBs (CB81, 77, 126 and 169); ⁶ Voor deze verbindingen wordt water ook als een geschikte matrix gezien. ⁷ Som van 1-Me en 2-Me naftaleen.</p>						

Tabel 3.1b: Stoffen waarvoor nog geen normen bestaan.

Nieuwe pesticiden:

Dicofol

Methoxychlor

Pentachlorofenol (PCP)

Trifluralin

VOCs:

1,2,3-Trichlorobenzeen

1,2,4-Trichlorobenzeen

Gebromeerde vlamvertragers:

Gepolybromeerde difenylethers (PBDEs)

Gepolybromeerde bifenylyls (PBDEs)

Nieuw te volgen organohalogenen:

Gechloreerde kortketen paraffines (SCCPs)

Tetrabromobisfenol A (TBBP-A)

Endocrien verstorend:

Nonylfenolen, Nonylfenolethoxylaten (NP/NPEOs) en verwante verbindingen

Octylfenol

ftalaten: dibutylftalaat (DBP), diethylhexylftalaat (DEHP)

Diverse organische stoffen

2,4,6-Tri-tert-butylfenol

4-(dimethylbutylamino)-Difenylamine (6PPD)

Pharmaceutische producten

Clotrimazole

Diosgenine

Musk xyleen

Neodecaanzuur, ethenyl ester

Perfluorocetaan sulfonzuur en zijn zouten (PFOS)⁶

Tabel 3.2: Overzicht van de KRW gevaarlijke stoffen, matrices, monitoring en evaluatiecriteria.

Stof of groep van stoffen ¹	Water			Bron
	AA-EQS ² µg/l	MAC-EQS ³ µg/l	Gemeten waarden ⁴ µg/l	
Alachlor (ANT)	0,3	0,7	<EQS	Prognose
<u>Anthraceen</u>	0,1	0,4	<0.1	ENDIS-RISKS (station S01)
Atrazine	0,6	2	< 0.02	ENDIS-RISKS (station S01)
Benzeen	8	50	<0.1	Huybrechts et al. 2003
Penta BDE (pentabromodifenyylether, een OSPAR PBDE)	0,0002	NA	<0.001	BMDC 2012
<u>Cadmium en -verbindingen (Cd)</u>	0,2	?	0,019	BMDC
Chloroalkanen, C10-13 of Short-chain chlorinated paraffins (SCCPs)	0,4	1,4		
Chlorfenvinfos	0,1	0,3	<0.02	VMM (Schelde, Zandvliet)
Chlorpyrifos	0,03	0,1	<0.01	VMM (Schelde, Zandvliet)
1,2-Dichloroethaan	10	NA	<0.1	Huybrechts et al. 2003
Dichloromethaan	20	NA	<0.1	Huybrechts et al. 2003
Di(2-ethylhexyl)ftalaat (DEHP)	1,3	NA	Near EQS	ENDIS-RISKS
Diuron	0,2	1,8	<0.02	Waterbase.nl ⁵
Endosulfan	0,0005	0,004	<0.001	Waterbase.nl ⁵
<u>Fluorantheen⁵</u>	0,1	1	<0.1	ENDIS-RISKS (station S01)
Hexachlorobenzeen (HCB)	0,01	0,05	<0.01	ENDIS-RISKS (station S01)
Hexachlorobutadieen	0,1	0,6	0,00265	BMDC
Hexachlorocyclohexaan (lindaan) (HCHG)	0,002	0,02	<0.01	ENDIS-RISKS (station S01)
Isoproturon	0,3	1,0	<0.024	Waterbase.nl ⁵
<u>Lood en -verbindingen (Pb)</u>	7,2	NA	0,086	BMDC
<u>Kwik en -verbindingen (Hg)</u>	0,05	0,07	0,00094	BMDC
<u>Naftaleen⁵</u>	1,2	NA	<0.1	ENDIS-RISKS (station S01)
Nikkel en -verbindingen (Ni)	20	NA	0,593	IDOD
Nonylfenolen	0,3	2,0	<0.024	VMM (Schelde, Zandvliet)
Octylfenolen	0,01	NA	<0.025	VMM (Schelde, Zandvliet)
Pentachlorobenzeen	0,0007	NA	<0.002	VMM (Schelde, Zandvliet)
Pentachlorofenol	0,4	1	<0.4	Waterbase.nl ⁵
Polyaromatische koolwaterstoffen (PAH)				
(Benzo(a)pyreen) (BAP)	0,05	0,1	<0,01	BMDC 2012
(Benzo(b)fluorantheen) (BBF)	∑=0,03	NA	<0,03	BMDC 2012
(Benzo(k)fluorantheen) (BKF)				

Tabel 3.2: Overzicht van de KRW gevaarlijke stoffen, matrices, monitoring en evaluatiecriteria.

Stof of groep van stoffen ¹	Water			Bron
	AA-EQS ² µg/l	MAC-EQS ³ µg/l	Gemeten waarden ⁴ µg/l	
(Benzo(g,h,i)peryleen) (BGHIP) (Indeno(1,2,3-c,d)pyreen) (ICDP)	Σ=0,002	NA	<0,02	BMDC 2012
Simazine	1	4	< 0.02	ENDIS-RISKS (station S01)
Tributyltin verbindingen (TBT)	0,0002	0,0015	0,006	BMDC 2012
Trichlorobenzenen	0,4	NA	<0.1	Huybrechts et al. 2003
Trichloromethaan (chloroform)	2,5	NA	<0.1	Huybrechts et al. 2003
Trifluralin	0,03	NA	<0.002	VMM (Schelde, Zandvliet)
DDT totaal	0,025	NA		
para-para-DDT (DDTPP)	0,01	NA	<0.01	ENDIS-RISKS (station S01)
Aldrin (ALD)	Σ=0,005	NA	<0.001	Waterbase.nl ⁵
Dieldrin (DIELD)			<0.01	ENDIS-RISKS (station S01)
Endrin			<0.001	Waterbase.nl ⁵
Isodrin				
Koolstoftetrachloride	12	NA	<0.1	BMDC
Tetrachloroethyleen	10	NA	<0.17	BMDC
			Biota	
	EQS	in		
	µg/kg ww			
Hexachlorobenzeen (HCB)	10		0,15 (gem. over 4 jaar)	BMDC (periode 2010-2013) <i>Mytilus edulis</i>
Hexachlorobutadieen	55			Prognose
Kwik en -verbindingen (HG)	20		18-300	BMDC (min - max periode 1998-2000) verschillende soorten en weefsels
	Onder de EQS			
	Boven de EQS			
	Geen analytische methode, analyse nog niet mogelijk			
	Toezichtsmonitoring			
	Operationele monitoring			

¹ Onderliggende stoffen gemeenschappelijk met OSPAR; ² EQS voor jaarlijks gemiddelde; ³ Maximum toegelaten waarde; ⁴ range of gemiddelde van recente gegevens; ⁵ Data voor kuststations in Nederland (10 km); ⁵ Operationele monitoring enkel in het kader van OSPAR verplichtingen

3.8.1 Monitoring van de chemische kwaliteit

3.8.2 Kader en evaluatie

Concentraties van gevaarlijke stoffen in het mariene milieu worden in België sinds het eind van de jaren '70 opgevolgd in het kader van internationale conventies als OSPAR. Recent werd, met de komst van de Europese Kaderrichtlijn Water, de monitoring van chemische verontreiniging in de kustwateren drastisch veranderd en werd het monitoringsprogramma uitgebreid.

Tabel 3.3: Overzicht van de parameters, matrices, frequenties en evaluatiecriteria voor het huidige Belgisch monitoringsprogramma voor chemische verontreiniging.

Parameter	Matrix	Frequentie	Evaluatiecriterium
PCBs	Sediment en mariene organismen	Jaarlijks	EAC
	<i>Vogeleieren</i>	<i>Jaarlijks</i>	<i>EcoQO</i>
PAHs	Sediment en mariene organismen	Jaarlijks	ERL/EAC
	Water	Maandelijks	EQS
TBT	Sediment en mariene organismen	Jaarlijks	EAC
	Water	Maandelijks	EQS
Hg	Sediment en mariene organismen	Jaarlijks	EAC/EQS
	<i>Vogeleieren</i>	<i>Jaarlijks</i>	<i>EcoQO</i>
Pb	Sediment en mariene organismen	Jaarlijks	EAC
Cd	Sediment en mariene organismen	Jaarlijks	EAC
PBDEs	Sediment en mariene organismen	Jaarlijks	EAC
	Water	Maandelijks	EQS
<i>TBT effecten</i>	<i>Gastropoden</i>	<i>Jaarlijks</i>	<i>EcoQO</i>
DDT	<i>Vogeleieren</i>	Jaarlijks	EcoQO
HCB	Mariene organismen	Jaarlijks	EQS
	<i>Vogeleieren</i>	Jaarlijks	EcoQO
Nutriënten	Water	Driemaandelijks	?

Het Belgische monitoringsprogramma wil een beeld vormen van de huidige toestand en tegelijk temporale trends detecteren. Voor de toestandmonitoring worden de gemeten waarden vergeleken met door OSPAR en KRW gedefinieerde grenswaarden.

De KRW is voornamelijk gericht op water als matrix. OSPAR richt haar monitoring op de meest relevante matrices voor de stoffen in kwestie, met name sediment en biota. Voor stoffen die prioritair zijn voor de Belgische kust, wordt naast sediment en biota ook de waterkolom opgevolgd.

3.8.3 Huidige toestand

Voor een groot aantal chemische stoffen liggen de concentraties in water voor het BCP beneden de grenswaarden. Deze observatie is gebaseerd op metingen uit het verleden, op metingen in rivieren en in omliggende kustgebieden. Bijvoorbeeld, de metingen van de concentraties zware metalen in zeewater werden eind de jaren '90 stopgezet omdat zij bijzonder laag waren. Voor een aantal stoffen worden de grenswaarden in water systematisch overschreden. Voor TBT overschreden de gehalten in de voorbije jaren altijd de grenswaarden voor de jaargemiddelden (~1,6 ng/l) en vier keer op vijf de aanvaardbare maxima (~3,2 ng/l). Voor sommige polycyclische aromatische koolwater-stoffen (PAKs) wordt de grenswaarde (vastgelegd voor 8 van de 23

gemeten PAKs) overschreden. Ten slotte overschrijden een aantal PBDEs de norm in het station vóór de monding van de Schelde, waar de industrie een bekende bron van vervuiling is.

In sediment is de toestand van de gemeten stoffen nabij Nieuwpoort en Zeebrugge goed in 85 % van de gevallen en ongunstig in 15 %. Indien rekening gehouden wordt met de natuurlijke variabiliteit, wat een omzichtiger aanpak is, is de toestand goed in 70 % van de gevallen en ongunstig in 30 %. Een analyse van de evoluties toont, in de veronderstelling van een vervuiling of verslechtering die lineair verloopt in de tijd, in 45 % van de gevallen geen enkele trend, m.a.w. de toestand is stabiel. In 55 % van de gevallen kan een duidelijke neerwaartse trend aangetoond worden.

W01				W03				W04			
Param	Data	95% CI	Trend	Param	Data	95% CI	Trend	Param	Data	95% CI	Trend
CU	Blue	Red		CU	Blue	Green		CU	Blue	Red	
CR	Red	Red		CR	Red	Red		CR	Red	Red	
CD	Green	Red	DOWN	CD	Green	Red		CD	Green	Red	
HG	Green	Red	DOWN	HG	Red	Red	DOWN	HG	Red	Red	
PB	Green	Red		PB	Red	Red		PB	Red	Red	
ZN	Blue	Red	DOWN	ZN	Red	Red		ZN	Red	Red	
CB28	Green	Red		CB28	Green	Green	DOWN	CB28	Green	Green	
CB52	Green	Green	DOWN	CB52	Green	Green	DOWN	CB52	Green	Green	DOWN
CB101	Green	Green	DOWN	CB101	Green	Green	DOWN	CB101	Green	Green	
CB118	Red	Red	DOWN	CB118	Red	Red	DOWN	CB118	Red	Red	DOWN
CB138	Green	Green	DOWN	CB138	Green	Green	DOWN	CB138	Green	Green	
CB153	Green	Green		CB153	Green	Green	DOWN	CB153	Green	Green	
CB180	Green	Green		CB180	Green	Green	DOWN	CB180	Green	Green	DOWN
BAA	Green	Green	DOWN	BAA	Green	Green	DOWN	BAA	Green	Green	DOWN
PA	Green	Red		PA	Green	Green		PA	Green	Green	
PYR	Green	Green	DOWN	PYR	Green	Green	DOWN	PYR	Green	Green	DOWN
ICDP	Blue	Red	DOWN	ICDP	Blue	Blue	DOWN	ICDP	Blue	Blue	DOWN
BAP	Green	Green	DOWN	BAP	Green	Green	DOWN	BAP	Green	Green	DOWN
NAP	Green	Green	DOWN	NAP	Green	Green	DOWN	NAP	Green	Green	
FLU	Green	Green	DOWN	FLU	Green	Green	DOWN	FLU	Green	Green	DOWN
BGHIP	Blue	Red	DOWN	BGHIP	Blue	Blue	DOWN	BGHIP	Blue	Red	DOWN
ANT	Green	Red	DOWN	ANT	Green	Green	DOWN	ANT	Green	Green	DOWN
CHR	Green	Green		CHR	Green	Green		CHR	Green	Green	
DDEPP	Green	Green		DDEPP	Green	Green	DOWN	DDEPP	Green	Green	
DIELD	Green	Green		DIELD	Green	Green		DIELD	Green	Green	DOWN
HCB	Green	Green		HCB	Green	Green	DOWN	HCB	Green	Green	DOWN
HCHG	Green	Green	*	HCHG	Green	Green	*	HCHG	Green	Green	*

Figuur 3.9: Contaminanten in sediment. Data: vergelijking van de gemiddelde concentratie 2012 met de evaluatiecriteria. 95% CI: vergelijking van de berekende concentratie 2012 vermeerderd met het 95% betrouwbaarheidsinterval (CI) met de evaluatiecriteria om de natuurlijke variabiliteit in rekening te brengen. Trend: (-: geen trend, up: stijgende trend, * : onbepaald, down: dalende trend). Blauw: benadert achtergrondconcentratie. Groen: tussen de achtergrondconcentratie en de concentratie waaronder geen negatief effect verwacht wordt. Rood: boven de concentratie waaronder geen negatief effect verwacht wordt.

Voor mariene organismen werd geen nieuwe assessment over de toestand voor de gemeten stoffen uitgevoerd.

In een eerste studie (Dittman et al, 2013) naar vervuilende stoffen in vogeleieren werd gezocht naar concentraties van kwik, PCBs, DDT, en HCB in eieren van de visdief *Sterna hirundo*, de Noordse stern *Sterna paradisaea* en de scholekster *Haematopus ostralegus* op 21 plaatsen in 7 landen van de Noordzee in de periode 2008-2011. In België werden enkel stalen van visdief genomen in de broedkolonie te Zeebrugge.

Metingen in referentiegebieden gaven aan dat een kwikconcentratie van 160 ng/g in sterneneieren de maximumlimiet is. Voor de onderzochte PBC-congeneren, HCB, DDT en HCH

werden limieten vastgesteld van respectievelijk 20 ng/g, 2 ng/g, 10 ng/g en 2 ng/g. In de onderzochte visdiefseieren afkomstig van Zeebrugge waren de concentraties van PCBs hoog, ze overschreden ruim de limiet van 20 ng/g, net als op alle andere onderzochte locaties. Ook de concentraties van Hg overschreden in Zeebrugge, evenals op alle andere locaties, ruim de limiet van 160 ng/g. Voor wat betreft HCB, DDT en HCH behoorde Zeebrugge tot de minst vervuilde locaties in Europa, toch werd de norm van 2 ng/g HCB en 10 ng/g voor DDT daar nog altijd overschreden. Voor HCH werd de limiet van 2 ng/g niet overschreden.

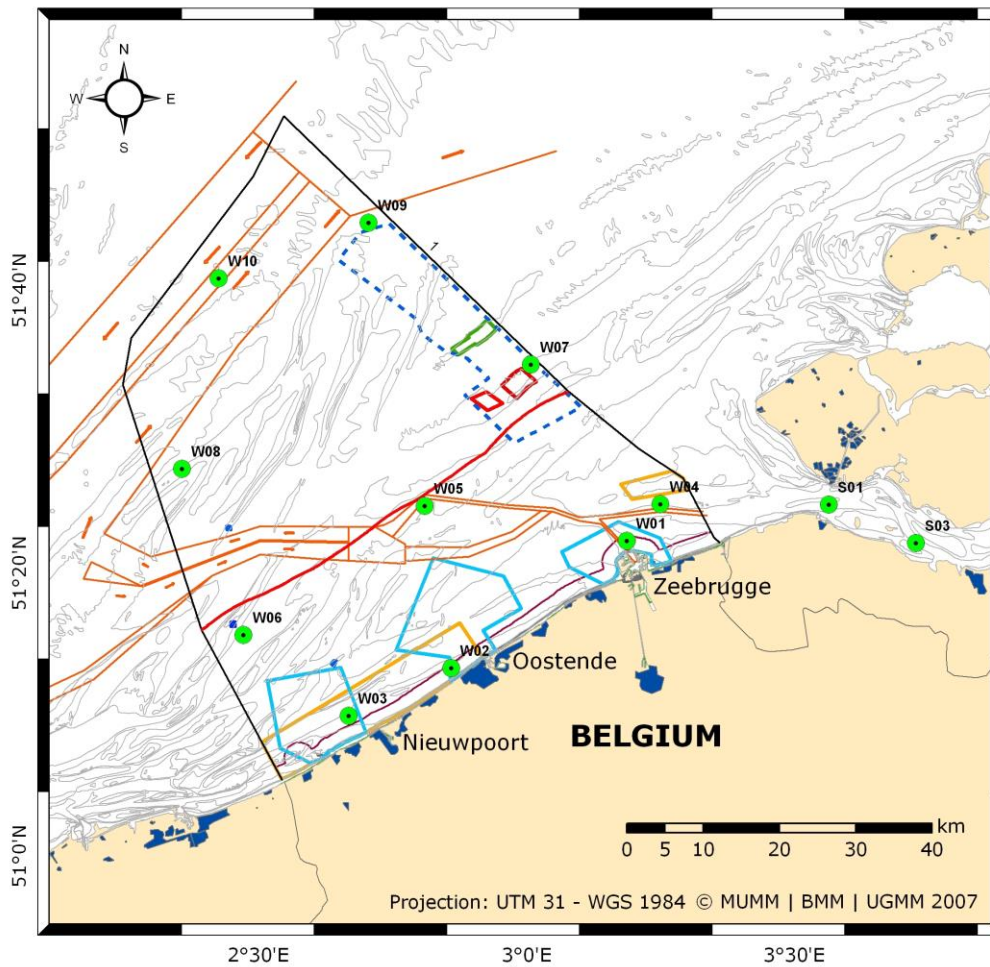
Het monitoringsnetwerk dat bijgewerkt werd in 2007, is te zien in figuur 4.1. Het telt 10 stations (W01 tot W10) die evenwichtig verspreid liggen in de zeegebieden onder Belgische rechtsbevoegdheid.

Het netwerk werd opgevat met het oog op de OSPAR-monitoring maar de ligging van de 10 stations werd met meerdere functies in het achterhoofd gekozen. Zo zijn de stations in de territoriale wateren nuttig voor de KRW en de stations W01, W02 en W03 bevinden zich in speciale beschermingszones (natuurbehoud). Station W06 bevindt zich dicht bij de zones voor mosselcultuur (alle activiteiten zijn daar intussen weliswaar gestaakt) en W07 bevindt zich in de zone die onder de invloed staat van de offshore windmolenparken. De meetresultaten van deze stations kunnen dus voor meerdere doeleinden gebruikt worden.

Voor de opvolging van vervuiling in vissen werd voor bot (*Platichthys flesus*) gekozen als modelorganisme. Jaarlijks worden een 25-tal vissen, gevangen over het gehele Belgisch Deel van de Noordzee, geanalyseerd, en gerapporteerd alsof ze allemaal in het midden van de Belgische mariene zone werden bemonsterd. Voor de doelsoort mosselen (*Mytilus edulis*), worden op 3 lokaties (golfbrekers in Knokke, Oostende en Nieuwpoort) stalen in 4 grootteklassen genomen.

3.8.4 OSPAR

Historisch gezien was het OSPAR dat via zijn CEMP (Coordinated Environmental Monitoring Programme; Ref. OSPAR: 2008-8) het eerste gestructureerde, nauwgezette en verplichte programma ter bewaking van de kwaliteit van het mariene milieu heeft opgezet (tabel 3.1). OSPAR heeft bepaald dat de opname van een pollutant (in een matrix) in het CEMP inherent gekoppeld is aan de beschikbaarheid van voldoende kwaliteitsborging en de nodige beoordelingsinstrumenten zoals BRC's en EAC's.



Figuur 3.10: Monitoringstations sinds 2007.

OSPAR is er zich van bewust dat het CEMP slechts een beperkt deel uit de lijst van prioritaire stoffen bestrijkt, en werkt aan methodologieën en evaluatiecriteria voor de opvolging van de overige stoffen om monitoring ervan mogelijk te maken.

Verder geeft het CEMP, al is het nauwgezet op methodologisch vlak, enkel kwalitatieve aanwijzingen voor de spatio-temporele invulling van de nationale monitoringstrategie, maar heeft gezorgd voor lange tijdsreeksen van hoogkwalitatieve resultaten die onmisbaar zijn gebleken voor het bepalen van statistische trends, in weerwil van de grote natuurlijke variabiliteit. Het is dus aangewezen om deze inspanning aan te houden.

Tabel 3.4 toont de uitvoering van dit CEMP door België, met opgave van de matrix, de te analyseren component(groep), de gemonitorde stations en de staalnamefrequentie. Polluenten in de watermatrix zijn meestal in erg lage concentraties aanwezig, dicht tegen de opsporingsgrenzen van krachtige maar niet hypergesofisticeerde instrumenten. Dit veroorzaakt problemen op het vlak van methodologie en interpretatie. Daarom wordt in OSPAR de nadruk gelegd op de sediment- en biotamatrices, die veel significanter blijken.

Tabel 3.4: Matrix, te analyseren component(groep), stations en frequentie van de uitvoering van het CEMP.

Matrix	Te analyseren component(groep)	Stations	Frequentie
Biotum	Cd, Hg, Pb	Mosselen: station Nieuwpoort, Oostende en Knokke Bot: geheel BDNZ	1x per jaar
	PCB (7 congenere)	Mosselen: station Nieuwpoort, Oostende en Knokke Bot: geheel BDNZ	1x per jaar
	PAK's (9 congenere)	Mosselen: station Nieuwpoort, Oostende en Knokke	1x per jaar
	TBT- Biologische effecten	- zie tekst -	
	HBCD	- zie tekst -	
	PBDE (9 congenere)	Mosselen: station Nieuwpoort, Oostende en Knokke	1x per jaar
Sedimenten	Cd, Hg, Pb	W01 – W10	2 x per jaar
	PCB (7 congenere)	W01 – W10	2 x per jaar
	PAK's (9 congenere)	W01 – W10	2 x per jaar
	TBT	W01 – W10	2 x per jaar
	HBCD	- zie tekst -	
	PBDE (9 congenere)	W01 – W10	2 x per jaar
	DBE 209	W01 – W10	2 x per jaar

Tabel 3.4 verdient een aantal toelichtingen. Om te beginnen zijn alle beoogde metingen omringd door begeleidende parameters zoals temperatuur, saliniteit, deeltjes in suspensie, granulometrie, gehalte aan organisch materiaal. Verder is de parameter “biologische effecten van TBT” niet uitgevoerd om verschillende redenen, waaronder de moeilijkheid om in de Belgische zone doelsoorten te verzamelen zoals bepaald in de protocols. Ter compensatie verricht men de directe meting van de TBT-concentratie in de organismen, eens per jaar in de drie mosselstations. Tot slot werd de monitoring van de vervuiling door gebromeerde vlamvertragers (waarvan de twee families HBCD’s en PBDE’s zijn), in 2007 in het CEMP opgenomen. Momenteel is de meting van HBCD’s niet betrouwbaar.

Al deze gegevens worden verzameld in het Belgian Marine Data Center (BMDC) en jaarlijks overgemaakt aan ICES (International Council for the Exploration of the Sea) in Kopenhagen, dat voor OSPAR het databeheer op zich neemt. De toelevering aan deze nationale en internationale databases veronderstelt de aanlevering van omvangrijke metadata, die ervoor zorgen dat de gerapporteerde gegevens volledig gedocumenteerd zijn. Via die weg worden zij ook onderworpen aan systematische kwaliteitscontrole, die elk verdacht gegeven aanmerkt en in vraag stelt. Van zodra de Belgische gegevens overgemaakt zijn aan ICES, worden zij geïntegreerd, geïnterpreteerd... maar ook samengevat in allerlei rapporten die OSPAR opstelt, en waarvan het belangrijkste het tienjaarlijks Quality Status Report is.

3.8.5 Europa

Voor de KRW geeft tabel 3.2 een overzicht van de toestand voor de Belgische zeewateren. De 33 prioritaire stoffen zijn ingedeeld in een “groep van 25”, een “groep van 7” en het bijzondere geval van de chlooralkanen, waarvoor op Europees vlak erkend is dat er methodologische problemen zijn. De “groep van 25” betreft de stoffen waarvoor de (quasi) zekerheid bestaat dat zij een stuk onder de EQS zitten. Zij moeten onderworpen worden aan toezichtscontrole: 12 maandelijke staalnames gedurende 12 opeenvolgende maanden, in te plannen voor eind 2015. De “groep van 7” zijn de stoffen waarvan men niet weet of ze boven of dicht tegen de EQS zitten of waarvoor informatie ontbreekt. Voor deze stoffen geldt de verplichte operationele controle. Het betreft alachloor, penta-BDE, drin’s, lindaan, pentachloorbenzeen, PAK’s en TBT. Maatregelen werden getroffen voor de twee meest kritieke stoffen, de PAK’s en TBT. De capaciteit bestaat om de operationele controle te realiseren voor de 5 ander stoffen, onder voorbehoud van validering van de methodes en met de moeilijkheid dat de EQS die vastgelegd werden voor penta-BDE, lindaan en pentachloorbenzeen onder de detectiegrenzen liggen die de meeste Europese laboratoria halen, ook de allerbeste. De mogelijkheid die de KRW biedt om voor andere matrices te opteren dan de watermatrix, wordt nog niet benut. Deze optie is wetenschappelijk meer gegrond en laat toe in te haken op de verwezenlijkingen en de ervaring van OSPAR. Zij geeft meer zekerheid over de correcte inschatting van de kwaliteit van het mariene milieu. Zij valt lichter uit op analytisch en logistiek vlak maar is strenger en “delicater”. Erg veelzeggend hier is het voorbeeld van kwik, waarvan men zeker is dat de stof onder de EQS ligt in water maar erboven in biota.

3.8.6 Stand van zaken

Voor de watermatrix werden de metingen van de concentraties zware metalen op het einde van de jaren 1990 stopgezet omdat zij bijzonder laag waren. Zij waren dan al van een grootteorde die onder de EQS lagen zoals nu door de KRW bepaald. In 2012 overschreden de TBT-gehalten in het water altijd zowel de AA-EQS (0,2 ng/l; gemiddeld werd 2,5 ng/l gemeten over W01, W05 en W06) als de aanvaardbare maxima (1,5 ng/l), waar gemiddeld 4,6 – 3,8 en 6,0 ng/l over respectievelijk W01, W05 en W06 werd gemeten. Tabel 3.5 toont de gemiddelde resultaten 2012 voor PDBE in het water. Er is een overschrijding van de norm voor de congeneren 47, 99 en 100 in

het station vóór de monding van de Schelde, waar de industrie een bekende bron van vervuiling is, en ook één voor congener 99 in het station W05.

Tabel 3.5: Resultaten voor PDBE in water in 2012 (in ng/l).

Congener	W01	W05	W06
PBDE 100	0,3	<0,1	<0,1
PBDE 153	<0,1	<0,1	<0,1
PBDE 154	<0,1	<0,1	<0,1
PBDE 28	<0,1	<0,1	<0,1
PBDE 47	0,2	0,150	<0,1
PBDE 99	0,5	0,2	0,1

Tabel 3.6 toont de resultaten 2012 voor PAK's in het water. De KRW geeft AA-EQS (Annual Average-Environmental Quality Standard) voor 8 van de 23 gemeten PAK's (voor de andere worden die niet onmiddellijk verwacht), 4 ervan worden 2 aan 2 samengenomen. Van deze acht stoffen zijn er zes waarvoor de AA-EQS nageleefd wordt. Voor de som van benzo-fluoranthenen is dat heel nipt dicht bij de Scheldemonding, voor de som van benzo(g,h,i)peryleen en indeno(1,2,3-c,d)pyreen wordt die telkens overschreden, dicht bij de monding zelfs met een factor 8. Voor deze stoffen is geen MAC-EQS gedefinieerd, en 6-ring-PAK's zijn meestal giftiger dan hun kleinere homologen.

Tabel 3.6: Resultaten voor PAK's in water in 2012 (in ng/l).

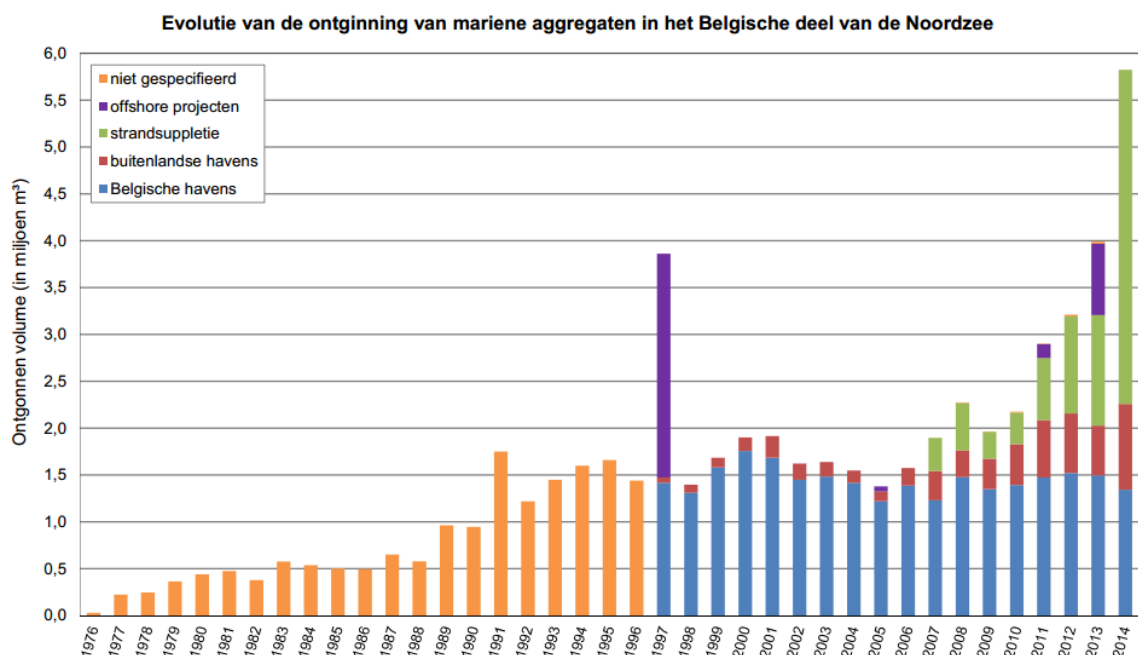
PAK	W01	W05	W06	AA-EQS
1-methylnaphthalene	24	18	21	
1-methylphenantrene	1,5	1,0	1,2	
2,6-dimethylnaphthalene	10,6	5,5	8,5	
acenaphthene	3,1	2,0	2,6	
acenaphthylene	2,6	1,2	1,8	
anthracene	2,6	0,9	1,5	100
benz(a)anthracene	5,1	1,1	0,8	
benzo(a)pyrene	7,7	2,0	1,3	50
benzo(b)fluoranthene	15,5	4,5	3,3	Σ=30
benzo(k)fluoranthene	12,3	4,6	2,9	
benzo(e)pyrene	7,8	2,3	1,5	1,5
benzo(g,h,i)perylene	7,7	2,2	1,3	Σ=2
indeno(1,2,3-cd)pyrene	7,9	2,1	1,7	
biphenyl	6,1	6,2	7,1	
chrysene	8,1	2,1	1,4	
dibenz(a,h)anthracene	2,2	0,8	0,4	
fluorantene	13,2	3,5	2,7	100
fluorene	6,1	3,2	4,5	
naphthalene	68	55	66	1200
perylene	5,5	2,0	1,5	
phenanthrene	10,4	5,8	6,1	
pyrene	9,5	3,5	2,8	

4. Menselijke activiteiten op zee: druk en impact

Zoals uit figuur 1.1 blijkt, zijn de kustwateren onder Belgische rechtsbevoegdheid het toneel van talrijk menselijke activiteiten. Voor een aantal van deze activiteiten wordt een specifieke monitoring georganiseerd, die moet toelaten om eventuele negatieve gevolgen voor het mariene milieu tijdig op te sporen. Dit is een moeilijke opdracht aangezien de impact van menselijke activiteiten vaak door een sterke natuurlijke variabiliteit gemaskeerd wordt. De resultaten van genoemde monitoring kunnen desgevallend leiden tot beleidsacties (b.v. sluiting van zones die ingekleurd zijn voor de exploitatie van niet-levende rijkdommen). Visserij, een Vlaamse bevoegdheid, komt in dit rapport niet aan bod.

4.1 Zand- en grindontginning op zee

Al gedurende enkele decennia wordt zand en in mindere mate grind ontgonnen op de zeebodem. Op het Belgisch continentaal plat (BCP) wordt sedert 1976 zand en grind ontgonnen. De evolutie van de mariene zand- en grindontginning sedert 1976 wordt gegeven in figuur 4.1. De piekjaren 1991 en 1997 zijn te verklaren door de aanleg van onderzeese gasleidingen (Zeepipe en Norfra), waarbij grote hoeveelheden grind nodig waren voor het bedekken van de pijpleidingen. Uit de figuur blijkt duidelijk dat de op zee ontgonnen hoeveelheden blijven stijgen, gedeeltelijk te verklaren door de hoeveelheden ontgonnen mariene aggregaten door de Vlaamse overheid voor strandsuppletie én compensatie in milieuvoordelen.

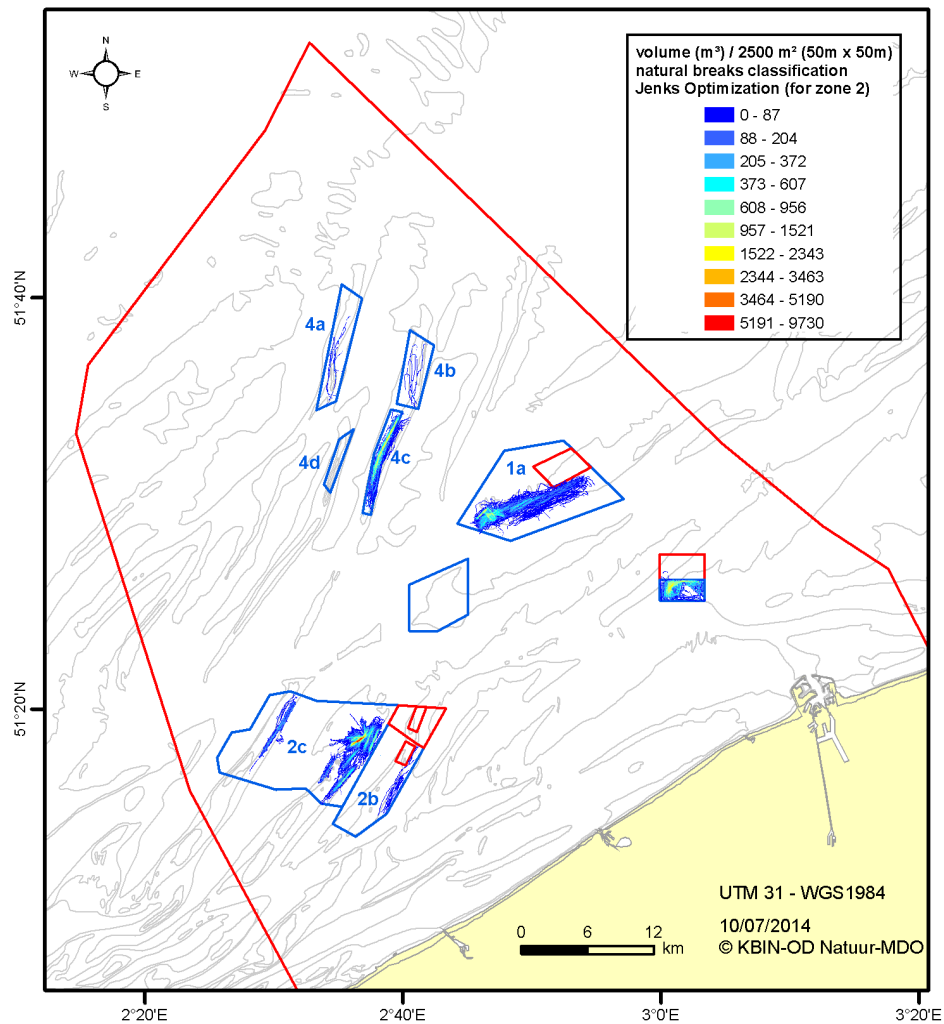


Figuur 4.1: Ontgonnen volume van mariene aggregaten op het BCP. Bron: FOD Economie, KMO, Middenstand en Energie-Kwaliteit en Veiligheid-Kwaliteit en Innovatie-Continentaal Plat

De monitoring van zand- en grindwinning gebeurt met de volgende middelen: maandelijks verklaring door elke exploitant, een black-box geïnstalleerd aan boord van elk ontginningsvaartuig, een register, een systematische kartering van de zeebodem en specifieke studies gevraagd aan verschillende universiteiten op ad hoc basis. Om de veranderingen in de diepteligging van de zeebodem ten gevolge van de ontginningen te kunnen waarnemen, wordt gebruik gemaakt van een multibeam sonar die zich aan boord van het oceanografisch schip *Belgica* bevindt (Degrendele *et al.* 2010, Bellec *et al.* 2010).

Er zijn studies over de dynamiek van het suspensiemateriaal en het sediment die verstoord worden door de exploitaties. Een reeks modellen die rekening houden met de bathymetrische variaties, de wijzigingen in de stromingen en de variaties van de sedimentatie- en erosieprocessen zijn in continue ontwikkeling en worden gevalideerd met behulp van alle beschikbare gegevens, verworven sedert het begin van de monitoringsoperaties (Van den Eynde *et al.* 2010).

Figuur 4.2 toont de gebieden waarin ontgonnen werd in 2013 en de intensiteit van de extracties.



Figuur 4.2: Overzicht van de gebieden waarin ontgonnen werd in 2013 en intensiteit van de extracties in deze gebieden. (Van den Branden *et al.*, 2014). Blauwe zones: open voor exploitatie, rode zones: tijdelijk gesloten voor exploitatie.

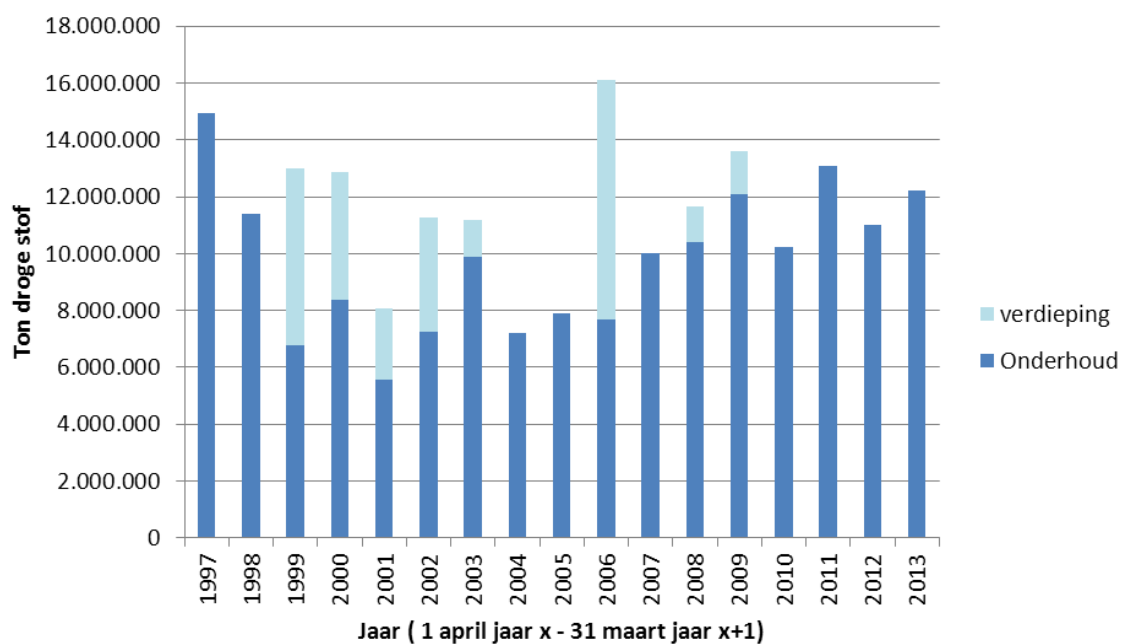
Er wordt ook nagegaan welke effecten zandwinning heeft op de biodiversiteit in en op de bodem, de fysico-chemische samenstelling van het sediment, de chemische contaminatie van sediment en biota, de remobilisatie van contaminanten in sediment en de algemene gezondheid van de organismen die in de zandwinningsgebieden leven (Vanaverbeke *et al.* 2007, 2008, Vandendriessche *et al.* 2009, Bonne, 2010, Van Lancker *et al.* 2009, 2010a, 2010b). Langetermijndatareeksen laten toe trends in de verschillende parameters te bepalen.

Conform de regelgeving worden driejaarlijks studiedagen georganiseerd om de laatste onderzoeksresultaten voor te stellen. De laatste studiedag werd georganiseerd in 2011. De resultaten van deze studiedag hebben geen specifieke beleidswijzigingen met zich meegebracht.

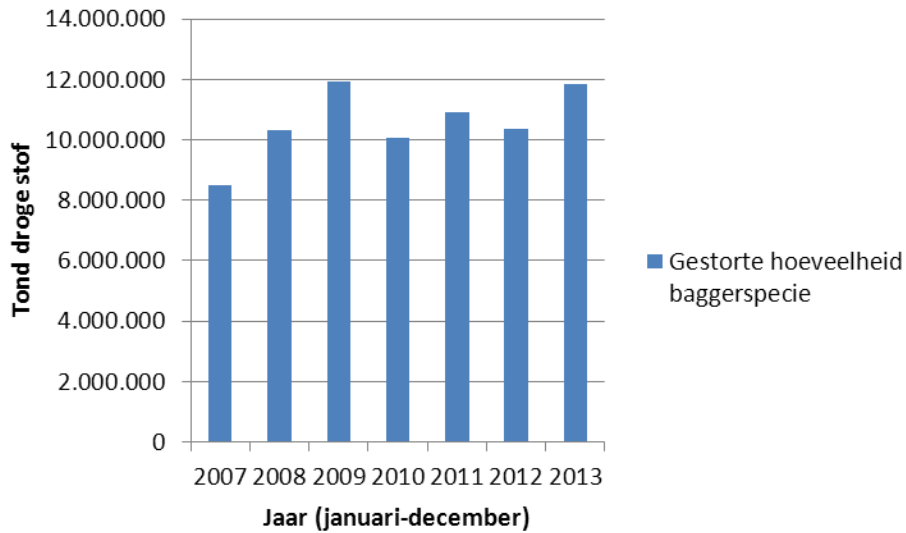
4.2 Storten van baggerspecie in zee

Voor het instandhouden van de maritieme toegangswegen tot de Belgische kusthavens en het op diepte houden van de kusthavens zelf, wordt er gebaggerd (Vlaamse bevoegdheid). Bij het baggeren maakt men een onderscheid tussen onderhoudsbaggerwerken (bijna continu) en verdiepingsbaggerwerken (initiële verdieping van een gebied). Het totale volume aan baggerspecie wordt in zee gestort.

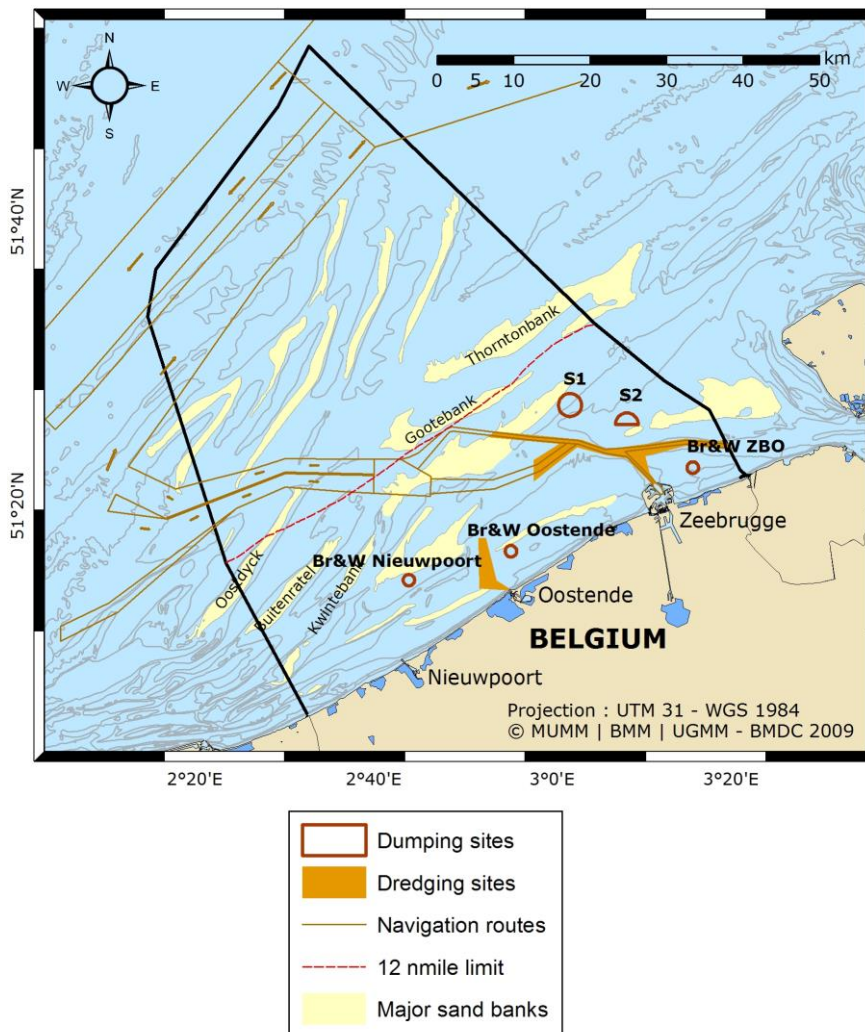
De hoeveelheden in zee gestorte baggerspecie worden bijgehouden sedert 1991, het jaar waarin de eerste vergunningen voor het storten in zee van baggerspecie, werden afgeleverd. Figuur 4.3 geeft het overzicht van de in zee gestorte hoeveelheden baggerspecie sedert 1997 waarbij de hoeveelheden zijn uitgedrukt in droge ton. Van 1991 tot 1997 werden de data uitgedrukt in natte ton en een vergelijking tussen beide is niet mogelijk, vandaar dat deze data niet werden toegevoegd in figuur 4.3. Omwille van de continuïteit van de data wordt in figuur 4.3. de data gegeven voor een jaarperiode die loopt van 1 april tot 31 maart van het daaropvolgend jaar. Sinds 2007 lopen de baggerjaren echter gelijk met de kalenderjaren (1 januari – 31 december) en daarom wordt ter illustratie in figuur 4.4. de data per kalenderjaren gegeven. Figuur 4.5 geeft een overzicht van de stort- en baggerplaatsen op het BCP.



Figuur 4.3: Overzicht van de in zee gestorte hoeveelheden baggerspecie sinds 1997 uitgedrukt in ton droge stof. De statistische periode begint in april en eindigt in maart het jaar erop. Donkerblauw: onderhoudsbaggerwerken. Lichtblauw: verdiepingsbaggerwerken. (Lauwaert et al, 2014).

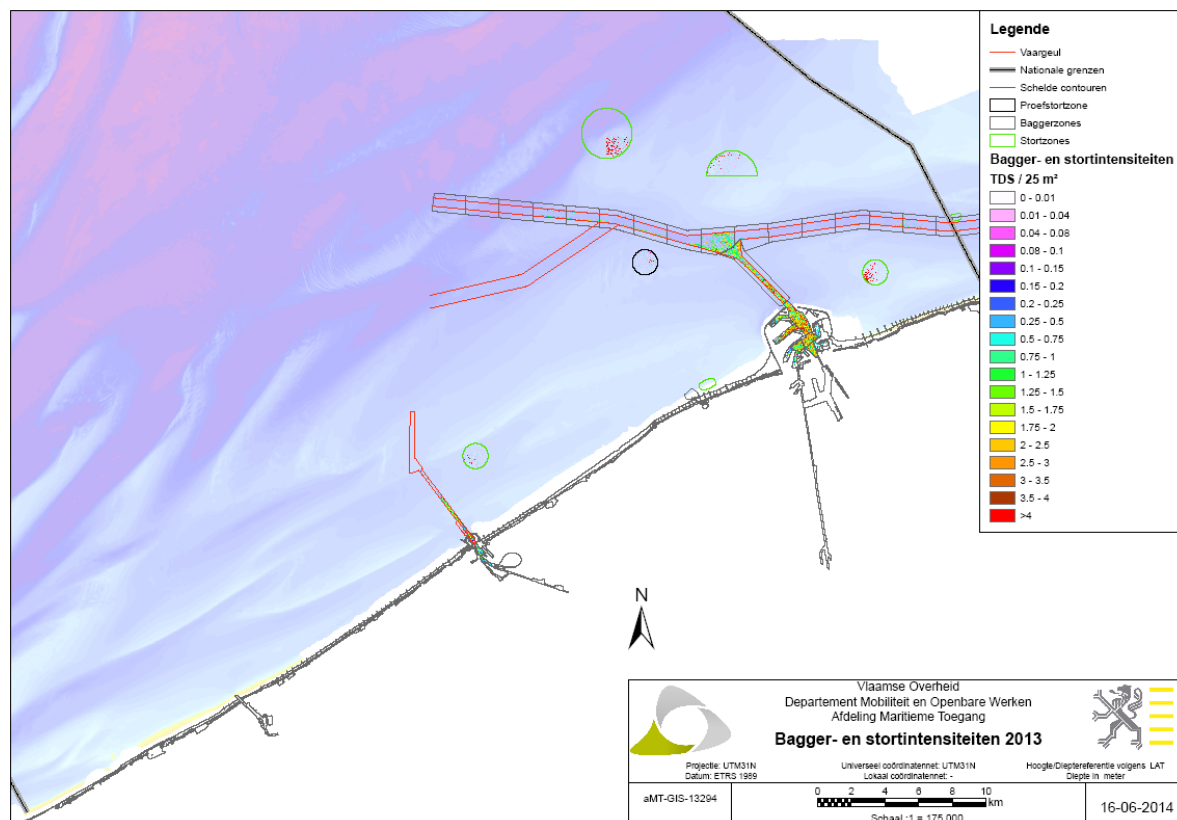


Figuur 4.4: Overzicht van de in zee gestorte hoeveelheden baggerspecie vanaf 2007. De statistische periode begint sinds 2007 op 1 januari en eindigt op 31 decembe van hetzelfde jaar. (Lauwaert et al, 2014)



Figuur 4.5: Stort- en baggerplaatsen op het BCP.

Figuur 4.6 geeft voor het baggerjaar 2013 (jan-dec) een overzicht van de bagger- en stortintensiteit op die verschillende plaatsen.



Figuur 4.6: Bagger- en stortintensiteit voor het jaar 2013 (jan-dec).

De sedimentkwaliteitscriteria die momenteel in België gehanteerd worden, bevinden zich in tabel 4.1. Ze vormen de basis voor het al dan niet storten in zee van baggerspecie. Indien gelijktijdig de grenswaarde (action level 2) van drie van de criteria overschreden wordt, mag de baggerspecie niet in zee gestort worden. Indien het analyseresultaat zich bevindt tussen de streefwaarde (action level 1) en de grenswaarde (action level 2) moet het aantal stalen worden opgedreven tot het vijfvoudige en moeten nieuwe analyses gebeuren. Als de nieuwe analyseresultaten de vorige bevestigen, moet worden overgegaan tot bioassays die op internationaal vlak worden voorgeschreven. Negatieve resultaten van deze bioassays kunnen leiden tot een verbod op het storten in zee van de baggerspecie afkomstig uit deze afgebakende gebieden.

Tabel 4.1: Sedimentkwaliteitscriteria die in België gehanteerd worden.

d.w. basis	Action level 1	Action level 2
Hg	0,3 ppm	1,5 ppm
Cd	2,5 ppm	7 ppm
Pb	70 ppm	350 ppm
Zn	160 ppm	500 ppm
Ni	70 ppm	280 ppm
As	20 ppm	100 ppm
Cr	60 ppm	220 ppm
Cu	20 ppm	100
TBT	3 ppb	7 ppb
mineral oil	14 mg/g _{OC}	36 mg/g _{OC}
PAKs	70 µg/g _{OC}	180 µg/g _{OC}
PCBs	2 µg/g _{OC}	2 µg/g _{OC}

Ook op de bagger- en stortplaatsen worden in het kader van de vergunningen onderzoeks- en monitoringsprogramma's uitgevoerd. De resultaten van de laatste twee jaar worden hieronder besproken.

4.2.1 Langdurige invloed van infrastructuurwerken op het sediment

Langdurige veranderingen in de verdeling van slibrijke sedimenten in de Belgisch-Nederlandse kustzone zijn het gevolg van menselijke activiteiten (havenbouw, verdieping van vaargeulen, bagger- en stortoperaties) en van natuurlijke schommelingen tengevolge van getijden en meteorologische effecten. Het onderzoek naar de langdurige veranderingen in sedimentamenstelling steunt op een gecombineerde analyse van recente en historische (100 jaar geleden) sedimentstalen en bathymetrische kaarten. De dataverwerking werd vooral gebaseerd op de beschrijvingen van de stalen (consolidatie, dikte) en op de bathymetrische kaarten van 1866–1911. De resultaten tonen aan dat de verdeling van vers afgezet slib en van suspensiemateriaal veranderd is tijdens de laatste 100 jaar, tengevolge van vooral maritieme toegangswerken en havenwerken. De meeste afzettingen van zacht slib (dikte >30 cm) hebben een antropogene oorzaak. De resultaten duiden verder aan dat erosie van oudere Holocene sliblagen toegenomen is in de laatste jaren en dat, als gevolg hiervan, grotere hoeveelheden aan fijn sediment nu in de zuidelijke Noordzee terecht komen (Fettweis *et al.* 2009).

Verder hebben in situ metingen van materie in suspensie aangetoond dat door de aanleg van vaargeulen, de bouw van havens en de daarmee gepaard gaande bagger- en stortoperaties er meer fijn sediment beschikbaar is dat significant bijdraagt tot de vorming van hoge concentraties aan suspensiemateriaal of vloeibare sliblagen. Uit het onderzoek kan worden geconcludeerd dat hoge concentraties van materie in suspensie zoals ze nu worden opgemeten, waarschijnlijk niet of althans minder frequent voorkwamen vóór de aanleg van de havens en vaargeulen (Fettweis *et al.* 2010; Fettweis *et al.* 2011a).

4.2.2 Efficiëntie van stortplaatsen

De efficiëntie van stortplaatsen hangt af van de recirculatie van het gestorte baggermateriaal naar de baggerplaats en van de morfologische veranderingen veroorzaakt door het storten.

De invloed van het storten van gebaggerd materiaal op de sedimentologie en morfologie van de oude en nieuwe stortplaats Br&W S1 werd onderzocht op basis van een kwantitatieve analyse van bathymetrische veranderingen en terreinverificatie (Du Four & Van Lancker 2008). Na het stopzetten van de activiteiten op de oude stortplaats, in 1999, werd op korte termijn het natuurlijk evenwicht hersteld en traden terug bodemvormen op. Waar gestort werd op de topzone van de ondiepe zandplaat Vlakte van de Raan, is het sedimentatiepatroon zandig en kunnen de sedimenten hergebruikt worden voor extractiedoeleinden. Voor de nieuwe stortplaats, dat vooral in een geulomgeving is gelegen, is het sedimentatiepatroon veel complexer, bestaande uit zand, slib en klei. Een stortefficiëntie werd berekend van 30-40% wat zou leiden tot een jaarlijkse sedimentatie van 380.000 m³. Bovendien werd aangetoond dat de sedimentatie zich buiten de stortzone uitstrekt, en dit vooral naar het zuidwesten, in de richting van de navigatiekanalen.

De baggerspecie uit de haven van Zeebrugge wordt voornamelijk op de stortplaats Br&W Zeebrugge Oost in zee gestort. Deze stortplaats is ongeveer 4,5 km ten oosten van de havenmond van Zeebrugge gelegen. De baggerspecie bestaat vooral uit slib (>90%) dat tengevolge van de hoge stromingen voor een groot deel in suspensie blijft of op korte termijn in suspensie gebracht wordt. Onderzoek in de afgelopen jaren heeft uitgewezen dat de stortplaats Br&W Zeebrugge Oost een hoge recirculatie kent, met andere woorden materiaal dat op deze stortplaats gestort

wordt zeer snel zijn weg terug vindt naar de baggerlocaties. Storten ten Westen van Zeebrugge zou volgens dit onderzoek een lagere recirculatie tot gevolg hebben. Op basis van numeriek modelonderzoek (Fettweis et al. 2011b) zijn een aantal potentiële stortlocaties ten W van Zeebrugge afgebakend. Door de afdeling Maritieme Toegang werd in 2013-2014 een terreinproef opgezet om de resultaten van de numerieke modellering te valideren en de mogelijkheid om een nieuwe stortlocatie ten Westen van Zeebrugge in stellen na te gaan.

In het najaar van 2013 werd gedurende één maand op een alternatieve locatie binnen het zoekgebied ten Westen van Zeebrugge gestort. Deze terreinproef wordt geflankeerd door een serie ondersteunende onderzoeken: langdurige metingen (maart 2013-april 2014) van stromingen, sedimentconcentraties en zoutgehaltes werden opgezet zowel binnen als buiten de haven. Deze zullen de nodige achtergrondinformatie geven om de resultaten van de stortproef beter te kunnen interpreteren.

4.2.3 Monitoring van de biologische en chemische effecten op sediment en de bodemfauna

Het departement Aquatisch Milieu en Kwaliteit van het Instituut voor Landbouw en Visserij Onderzoek (ILVO) is verantwoordelijk voor de monitoring van de biologische en chemische effecten van het storten van baggerspecie op sediment en de bodemfauna in het Belgische deel van de Noordzee. De resultaten voor dit stuk zijn gebaseerd op de monitoringsdata 2009-2010, geanalyseerd ter ondersteuning van de bagger vergunningsperiode 2012-2017 (Van Hoey et al., 2011).

Biologische status van baggerloswallen

De status van het macrobenthos (in de bodemlevende organismen groter dan 1mm) ter hoogte van de verschillende loswallen is geëvalueerd op basis van een benthische indicator (BEQI; www.beqi.eu) (Van Hoey et al., 2013). Deze indicator evalueert het verschil in benthische karakteristieken (densiteit, biomassa, aantal soorten en soortensamenstelling) tussen de stalen van het geïmpacteerd en het controle gebied. Indien het verschil binnen de natuurlijke variatie valt dan spreken we van een zeer goede tot goede status, indien niet, dan is er een gematigde tot slechte status (Tabel 4.2.). De gematigde tot relatief hoge dumpingintensiteit ter hoogte van respectievelijk loswal Br&W Oostende en Br&W Zeebrugge Oost heeft nagenoeg geen effect op de benthische karakteristieken (BEQI waarden goed). Op loswal Nieuwpoort is de status goed, welke verklaarbaar is door de lage stortintensiteit. Op de loswal Br&W S1, waar de hoogste stortintensiteit wordt waargenomen, is er wel een duidelijke verschuiving in de benthoskarakteristieken. De fauna in de loswal zelf is verarmd t.o.v. controle gebied. Rond de loswal werd een sterke stijging van het voorkomen van de kokerbouwende borstelworm *Owenia fusiformis* waargenomen. Ter hoogte van loswal Br&W S2 is de status goed, maar is er een stijging in de diversiteit in het Noordelijk deel door het voorkomen van slibminnende soorten. Dit kan gelinkt worden aan het storten van slib in deze normaal zanderige omgeving. De epibenthische en demersale vis fauna vertoont geen waarneembare respons op de stortactiviteiten. Deze fauna heeft een hogere mobiliteit en zou hier dus minder gevoelig aan zijn.

Tabel 4.2. BEQI indicator waarden voor de 4 benthische karakteristieken en de gemiddelde waarde. De kleuren geven de status weer (blauw: zeer goed; groen: goed; geel: gematigd; oranje: slecht; rood: zeer slecht).

BEQI	Loswal Nieuwpoort	Br&W Oostende	Br&W S1	Br&W S2	Br&W Zeebrugge Oost
Densiteit	0.37	0.81	0.06	0.75	0.77
Biomassa	0.97	0.88	0.08	0.68	0.76
Soorten samenstelling	0.58	0.66	0.38	0.56	0.49
Aantal soorten	1	0.73	0.45	1	0.74
Gemiddelde waarde	0.73	0.77	0.24	0.75	0.68

Chemische status van baggerloswallen

De chemische status van baggerloswallen in het Belgisch deel van de Noordzee alsook de accumulatie van chemische stoffen in mariene biota wordt geëvalueerd door de analyse van zware metalen, polychloorbifenylen (PCBs), polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAKs) en organochloorpesticiden (OCPs) in sediment en mariene biota. Voor Pb, Hg en PCBs werden verscheidene overschrijdingen waargenomen van de door OSPAR aangeraden milieucriteria (environmental assessment criteria, EAC). Trendanalyses van 2005-2011 tonen evenwel aan dat er voor deze componenten geen significante verschillen zijn aan concentratie tussen loswal en nabijgelegen referentiezone waardoor de hoge waarden niet kunnen toegeschreven worden aan het storten van baggerslib. Ook voor andere zware metalen, PAKs en OCPs werden doorgaans geen significante verschillen tussen loswal en referentiezone waargenomen en wanneer er uitzonderlijk wel een significant verschil is voor een specifieke doelcomponent op een specifieke loswal, dan werden de OSPAR EAC waarden niet overschreden. Voor toekomstig onderzoek is het evenwel belangrijk om concentraties aan Pb, Hg en PCBs verder op te volgen. Daarnaast dient ook de stijgende concentratie aan Zn op de loswallen Oostende en Nieuwpoort met aandacht opgevolgd te worden in functie van de tijd. Aanvullend onderzoek naar de aanwezigheid van pesticiden toonde aan dat geen enkel pesticide aanwezig is op baggerloswallen aan concentraties hoger dan de kwantificatielimiet, vastgelegd op 10 ppb voor het merendeel van de pesticiden.

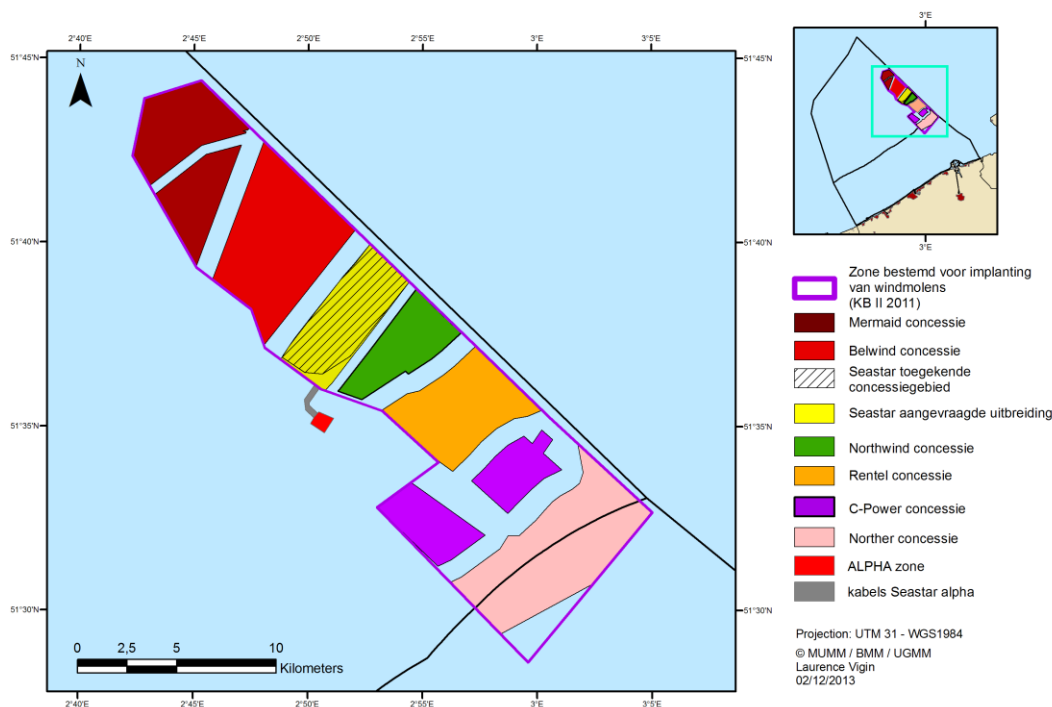
Onderzoek naar extern zichtbare visziekten zoals zweren, levernodules, lymphocystis, en skeletafwijkingen, en parasitaire infecties wordt gebruikt als parameter om de algemene milieutoestand te weerspiegelen. Een duidelijke stijging van het aantal *Glugea stephani* en *Acanthochondria cornuta* infecties op baggerloswallen dient verder opgevolgd te worden in functie van de tijd.

4.3 Windmolenparken op zee

De Europese richtlijn 2001/77/EG heeft elke Lidstaat voor 2010 een streefcijfer opgelegd voor zijn bijdrage tot de opwekking van elektriciteit uit hernieuwbare energiebronnen. In deze context hebben zes ondernemingen een vergunning gekregen tot het bouwen en uitbaten van een windmolenpark. Tabel 4.3 en figuur 4.7 geeft een overzicht van de verschillende projecten en hun status op 31/8/2014.

Tabel 4.3. Overzicht windmolenparken in de Belgisch Noordzee

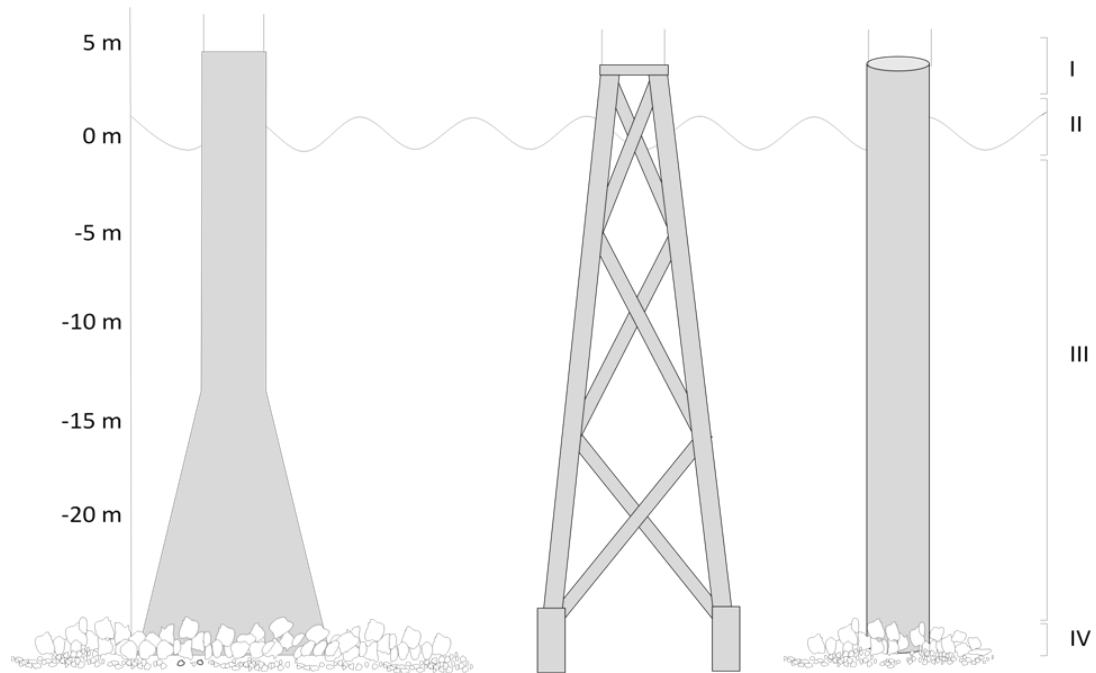
Naam project	Aantal windturbines	Aantal MW	Status
C-Power	54	300	Volledig operationeel
Belwind	110	330	Eerste fase (55 windturbines) operationeel
Northwind	72	216	Volledig operationeel
Norther	47-100	258-470	Vergunning afgeleverd
Rentel	47-78	289-468	Vergunning afgeleverd
Seastar	41	246	Vergunning afgeleverd



Figuur 4.7. Overzicht van de concessiezones voor windmolenparken in de Noordzee.

De vergunning omvat de verplichting tot het uitwerken van een monitoringsprogramma om de eventuele negatieve effecten van de activiteiten te minimaliseren. Ook moet het programma ervoor zorgen dat de BMM de milieueffecten van offshore windmolenparken kan beoordelen en uiteindelijk begrijpen, dit tot ondersteuning van het beleid, het beheer en het ontwerp van toekomstige windmolenparken op zee.

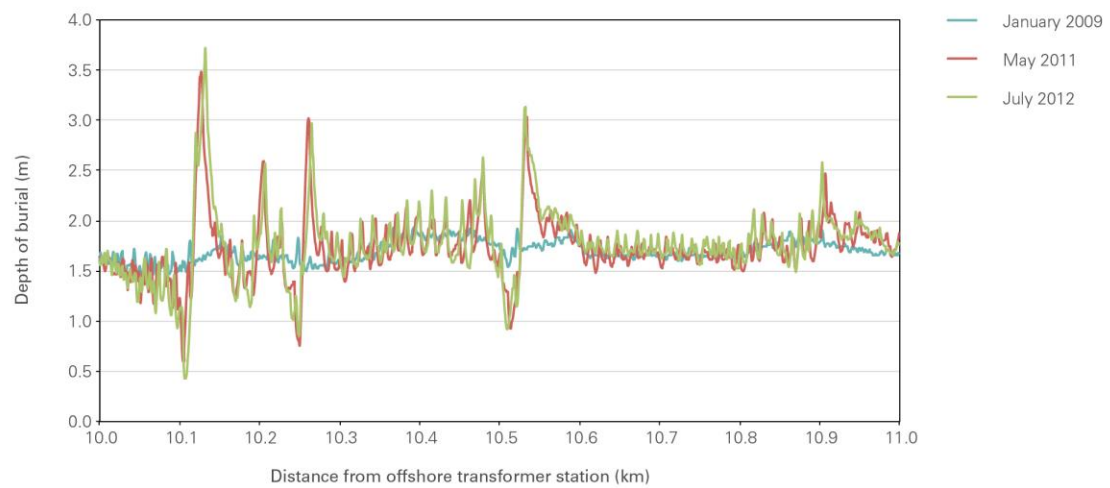
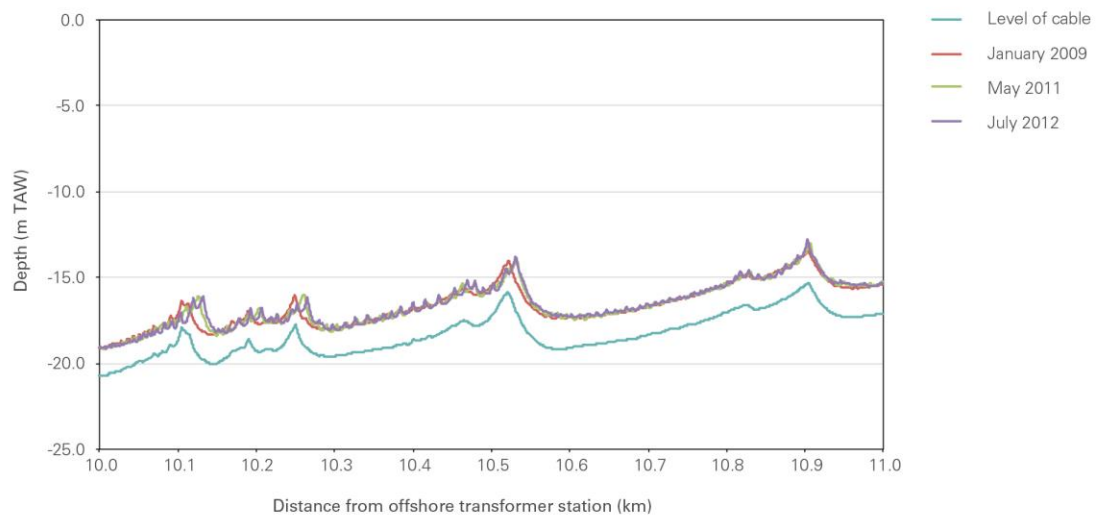
Na 5 jaar monitoring werd in 2013 een symposium gehouden ter bespreking van de belangrijkste resultaten en de voorstelling van de toekomstvisie (Degraer et al, 2013). De monitoring gebeurt zowel op de gravitaire funderingen als op de monopiles van de verschillende windmolenparken (fig 4.8).



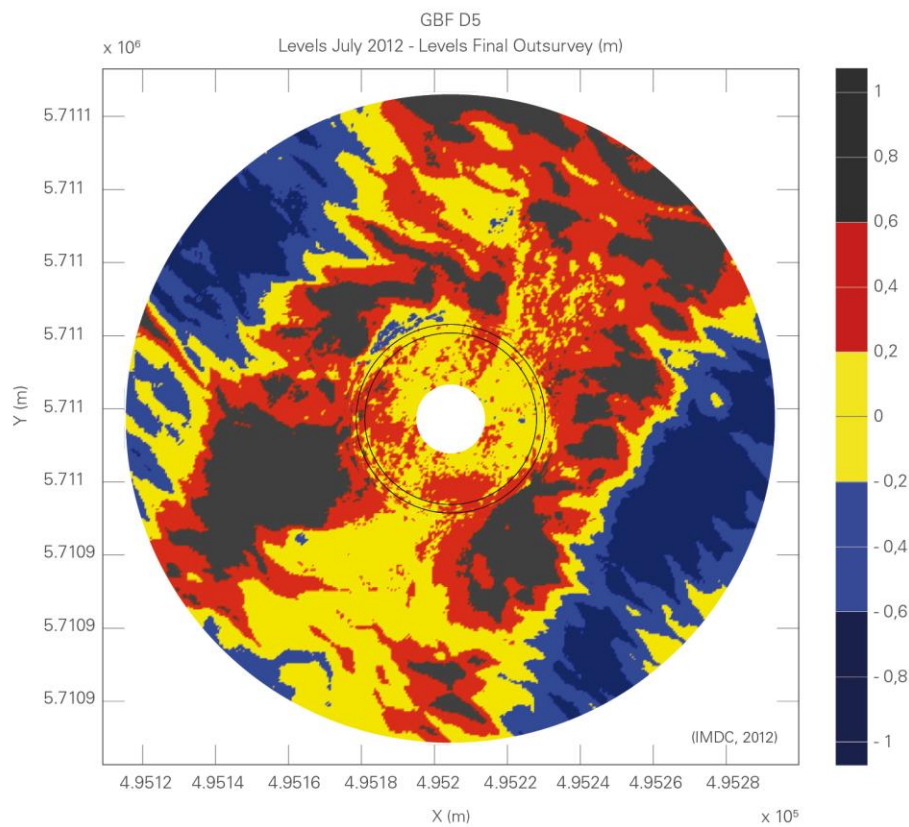
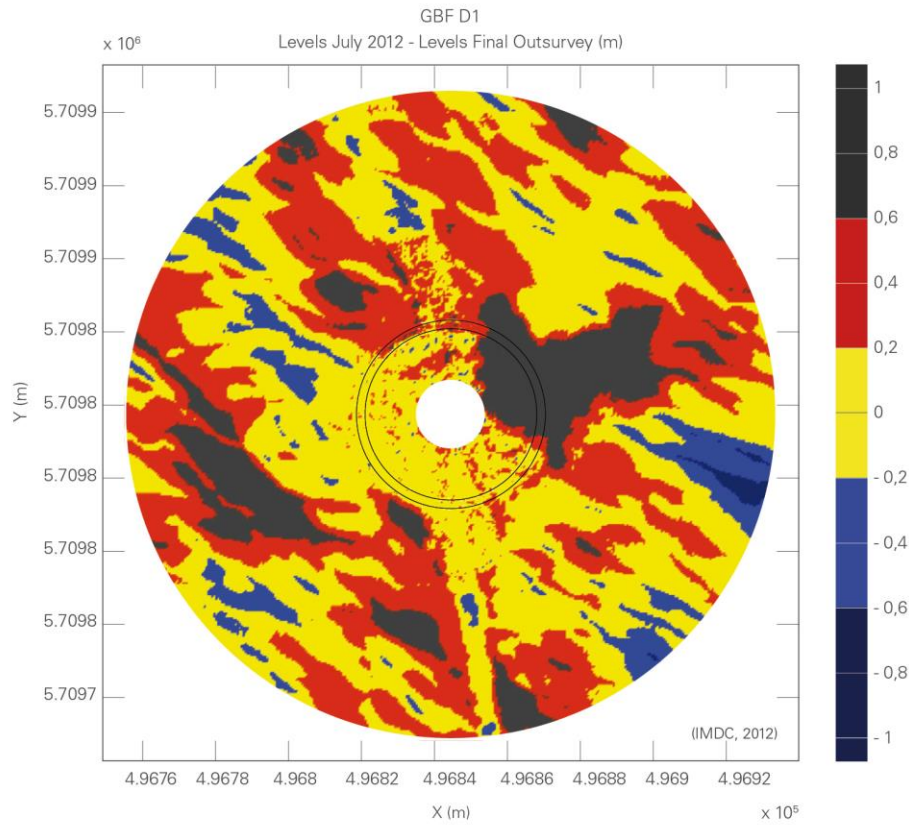
Figuur 4.8. Funderingstypes aanwezig op het BCP (fvan links naar rechts: Gravity based, Jacket en Monopile fundering) met aanduiding van de verschillende zones van aangroei: I spatwater zone, II intergetijden zone, III permanent ondergedoken deel van de fundering, en IV erosiebescherming (indien aanwezig).

4.3.1 Morphodynamica

De effecten van de bouw van de windparken op zee op de turbiditeit was lokaal en tijdelijk, zonder belangrijke verschillen tussen de situatie voor en na de werken. Erosieputten werden snel gevormd rond de funderingen, maar adequate erosiebescherming verzekert de noodzakelijke stabiliteit. Bagger en stortwerkzaamheden waren complexer dan verwacht en grote hoeveelheden zand gingen verloren. De resulterende putten bleven stabiel. In gebieden met migrerende duinen kon de minimale bedekking (1 m onder de zeebodem) van de exportkabels voor elektriciteit niet gegarandeerd worden met de gebruikte begravingstechniek (begraving op circa 1,5 m onder de zeebodem). Als gevolg hiervan worden ze nu lokaal begraven op 1 m onder de voet van deze migrerende duinen.



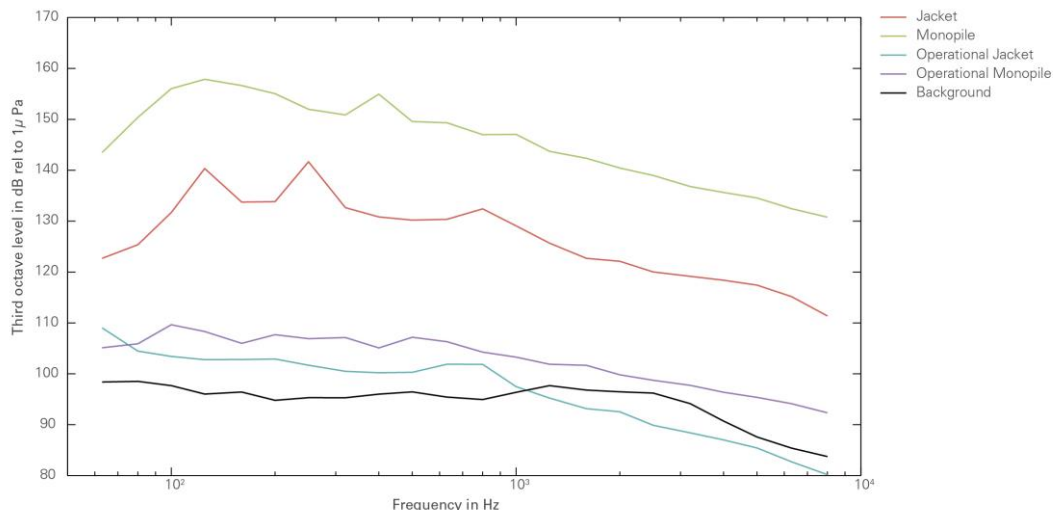
Figuur 4.9. Bathymetrie gedurende opeenvolgende onderzoeken en begravingsdiepte van de exportkabel van het windmolenpark tussen 10 en 11 km van het transformatorstation.



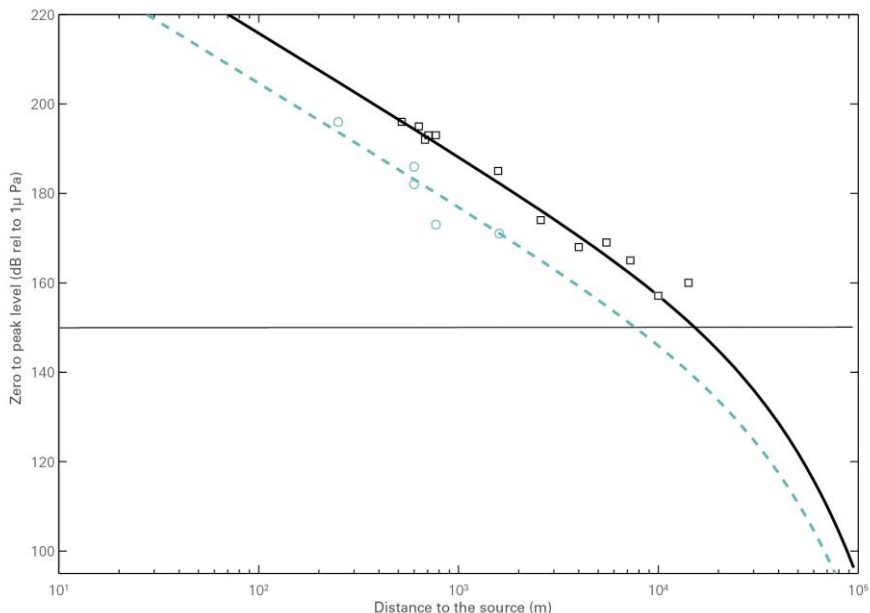
Figuur 4.10. Verschilkaart van de bathymetrie rond de D1 fundering met aanduiding van de verschillen tussen de situatie na installatie en juli 2012 (data C-Power).

4.3.2 Onderwatergeluid

De geluidsniveaus onder water tijdens de constructie van de windparken liggen voor gravitaire funderingen (dicht bij het algemene scheepvaartgeluid ongeveer 115 dB re 1 micropascal RMS), maar zijn excessief bij het heien van pinpile en vooral monopile funderingen (tot 194 dB re 1 micropascal -nul tot piekniveau op 750m) en zijn aldus te onderscheiden van het omgevingsgeluid tot op een afstand van maximaal 70 km (Norro et al., 2013). Dergelijke geluidsniveaus liggen boven de Belgische doelstellingen voor een goede milieutoestand.



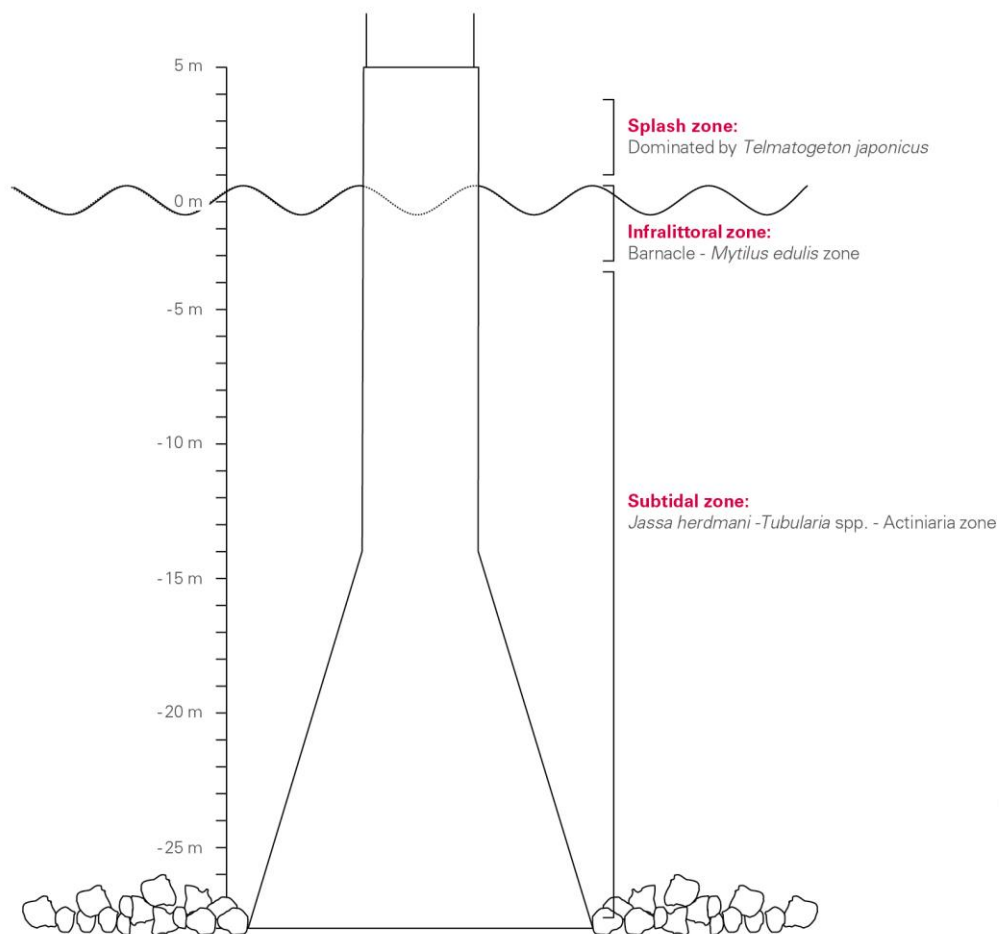
Figuur 4.11 1/3 octaaf spectra van het onderwater omgevingsgeluid ter hoogte van de Bligh bank (zwart), operationeel geluid van een stalen monopile (paars) en jacket (blauw), heigeluid gemeten bij de installatie van een stalen monopile (groen) en jacket (rood)



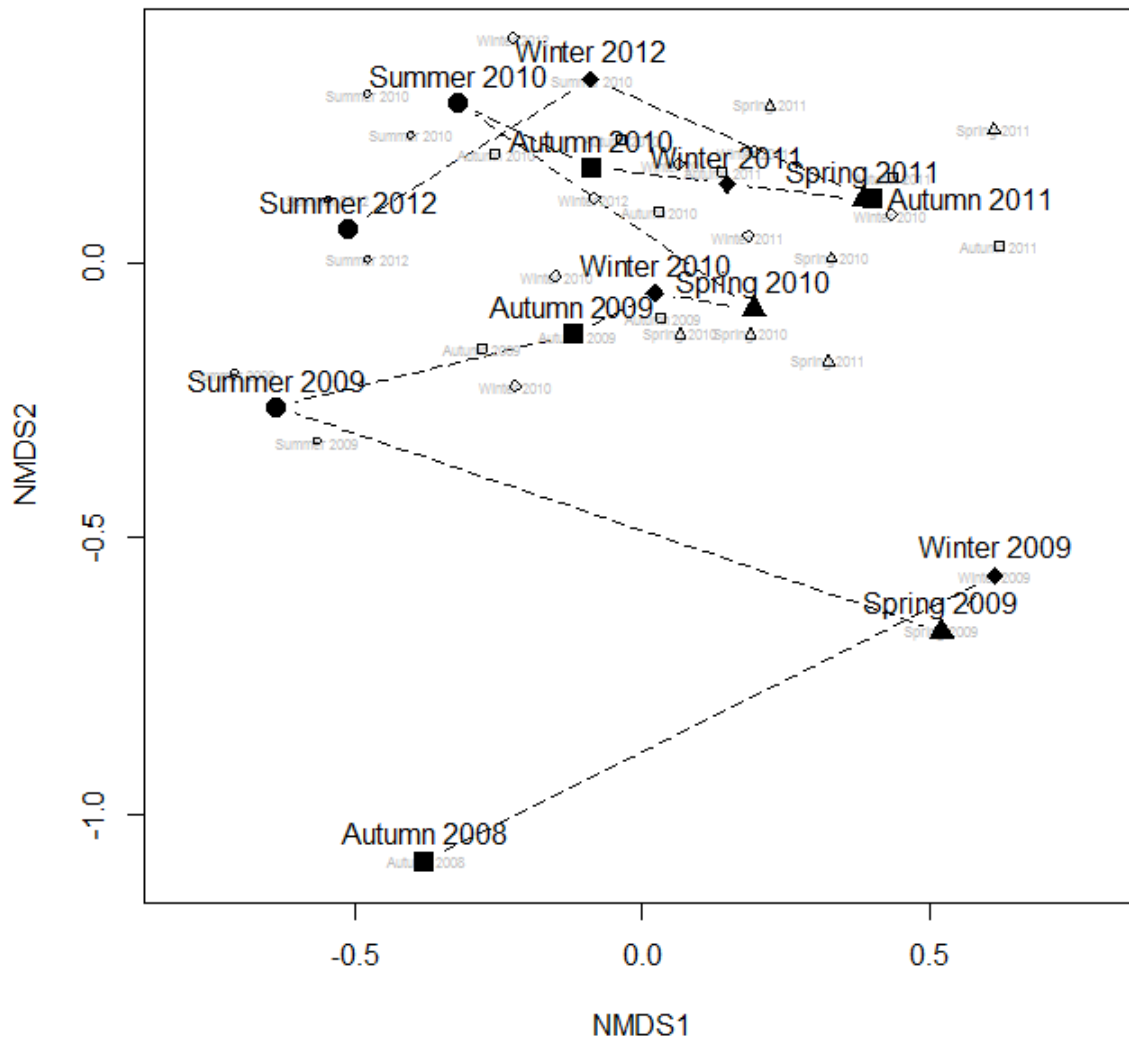
Figuur 4.12. Propagatiemodel voor heigeluid onderwater opgesteld op basis van metingen van de geluidsniveaus bij het heien van pinpile (blauwe, onderbroken lijn) en monopile (zwarte lijn) funderingen. In beide gevallen valt het heigeluid pas op tientallen kilometers van de bron onder het niveau van het achtergrondgeluid.

4.3.3 Begroeiing van harde substraten en aantrekking van vis

De mariene aangroei op het kunstmatige harde substraat zorgt voor een verhoging van de lokale soortenrijkdom. Verschillende gemeenschappen kunnen hierin waargenomen worden langsheen de dieptegradiënt: de japanse reuzedansmug *Telmatogeton japonicus* domineert de spatwaterzone; het intergetijdengebied wordt gekenmerkt door zeepokken en de mossel *Mytilus edulis*; in de sublitorale zone werd een *Jassa-Tubularia-Actiniaria* gemeenschap teruggevonden gedomineerd door het vlokreeftje *Jassa herdmani* (tot 3 105 ind. / m²) en de hydroiden *Tubularia indivisa* en *T. larynx* (tot 90% dekking). De patronen in soortenrijkdom, dichtheid en dekking werden best geïllustreerd op de Thorntonbank, waar deze een stijging vertonen gedurende de eerste twee tot drie jaar, waarna ze stabiliseren. Deze lange-termijn dynamiek dient gezien te worden in de context van een seizoensgebonden dynamiek met de hoogste dichtheden (meestal variërend tussen 1-1.5 105 ind. /m²) en dekking (gemiddeld 60-70%) in de lente en de zomer. Sommige vissoorten werden direct aangetrokken door de kunstmatige harde substraten, op zoek naar voedsel of schuilplaatsen. Het visbestand in de buurt van de funderingen werd gedomineerd door (juvenile) steenbolk *Trisopterus luscus* en (juvenile) kabeljauw *Gadus morhua*, terwijl ook andere soorten zoals dwergbolk *Trisopterus minutus*, koolvis *Pollachius virens* en zwarte zeebrasem *Spondyliosoma cantharus* uitsluitend in de buurt van de funderingen worden aangetroffen. De vangsten van kabeljauw en steenbolk waren respectievelijk tot 12 en 30 keer hoger, in vergelijking met de vangsten ter hoogte van scheepswrakken, en tot > 100 keer hoger in vergelijking met vangsten op de nabijgelegen zandgebieden.



Figuur 4.13. Schematische weergave van de verticale zonering van de aangroei op de fundering van de windturbines met aanduiding van de dominante soorten.



Figuur 4.14. 2D-plot gebaseerd op de MDS gemeenschapsanalyse van de aangroei op de funderingen. De replicaten (grijs) en hun zwaartepunten (zwart) van elke staalname worden getoond. Voor de bemonstering van staalnames waarvoor slechts een replicaat beschikbaar was, is de positie van dit replicaat in zwart aangegeven. De stippellijnen verbinden opeenvolgende staalnames. De stalen die dicht bij elkaar gelegen zijn in deze plot weerspiegelen gelijkaardige soortensamenstellingen. De analyse is gebaseerd op het telbare deel van de aangroei-gemeenschap. (ruit: winter, driehoek: lente, cirkel: zomer, vierkant: herfst)

4.3.4 Vissen, Epi- en macrobenthos van de zachte substraten

Onderzoek toont aan dat het macrobenthos op de Thorntonbank zich hersteld heeft na afloop van de bouwwerkzaamheden. Ten gevolge van de sluiting van de windmolenzone voor visserij en in combinatie met het 'kunstmatig rif effect' van de funderingen (zie hierboven) worden voornamelijk positieve effecten verwacht op de vissen en het benthos van de zachte substraten. Zo werd bijvoorbeeld een toename vastgesteld van de gemiddelde biomassa en lengte van wijting *Merlangius merlangus* aan de rand van het windmolenpark op de Thorntonbank. Andere mogelijke effecten zoals een toename in o.a. de gemiddelde lengte van schar *Limanda limanda*, epibenthos biomassa en aantal demersal vissoorten werden slechts in bepaalde jaren waargenomen. Echter, omwille van de grote natuurlijke spatio-temporele variabiliteit vereist dit onderzoek een langere termijn dataserie alvorens effecten met voldoende zekerheid aangetoond kunnen worden.

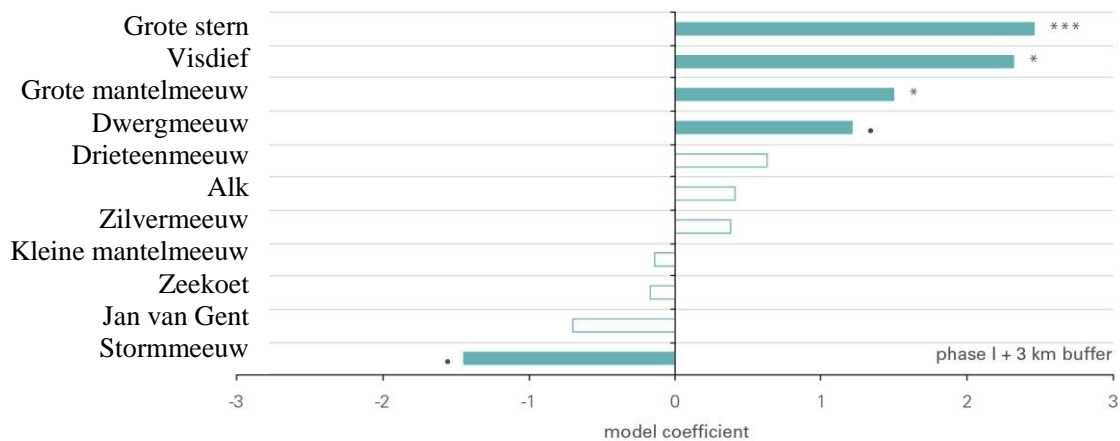
4.3.5 Zeevogels

Windmolenparken op zee kunnen verschillende negatieve effecten op vogels hebben: ze kunnen verstoord worden bij het foerageren en het rusten doordat hun habitat gewijzigd wordt; de windmolenparken kunnen een fysieke barrière vormen waar ze tijdens de migratie om heen moeten vliegen; en ze kunnen in aanvaring komen met de turbines, met een verhoogde mortaliteit binnen de populatie tot gevolg. Maandelijks worden er zeevogeltellingen gedaan langsheen een vast traject in en rond de windmolenparken (Figuur 4.15.). Deze werden een aantal jaar voor de bouw van de parken opgestart om een goed idee te krijgen van de referentiesituatie. Door die te vergelijken met de huidige toestand ziet men in welke mate de verspreiding en dichtheden van de zeevogels gewijzigd is.



Figuur 4.15. Zeevogeltelling aan boord van de Belgica ter hoogte van het C-Power windmolenpark op de Thorntonbank.

De zeevogelgemeenschap op de Bligh Bank (40 km uit de kust) en de Thorntonbank (25 km uit de kust) is door hun verschillende afstand tot de kust anders, wat tot gevolg heeft dat er in de verschillende parken andere soorten worden geïmpacteerd. Van bepaalde soorten werd vastgesteld dat ze de windparken vermijden (in casu Jan-van-gent *Morus bassanus*, zeekoet *Uria aalge* en alk *Alca torda* op de Bligh Bank en Stormmeeuw *Larus canus* op de Thorntonbank – Figuur 4.16). Andere soorten worden daarentegen schijnbaar aangetrokken tot de windparken (in casu kleine mantelmeeuw *Larus fuscus* en zilvermeeuw *Larus argentatus* op de Bligh Bank, en dwergmeeuw *Hydrocoloeus minutus*, grote mantelmeeuw *Larus marinus*, grote stern *Sterna sandvicensis* en visdief *Sterna hirundo* op de Thorntonbank. Voor veel andere soorten is het momenteel nog onduidelijk wat het effect is (Vanermen et al. 2013a).

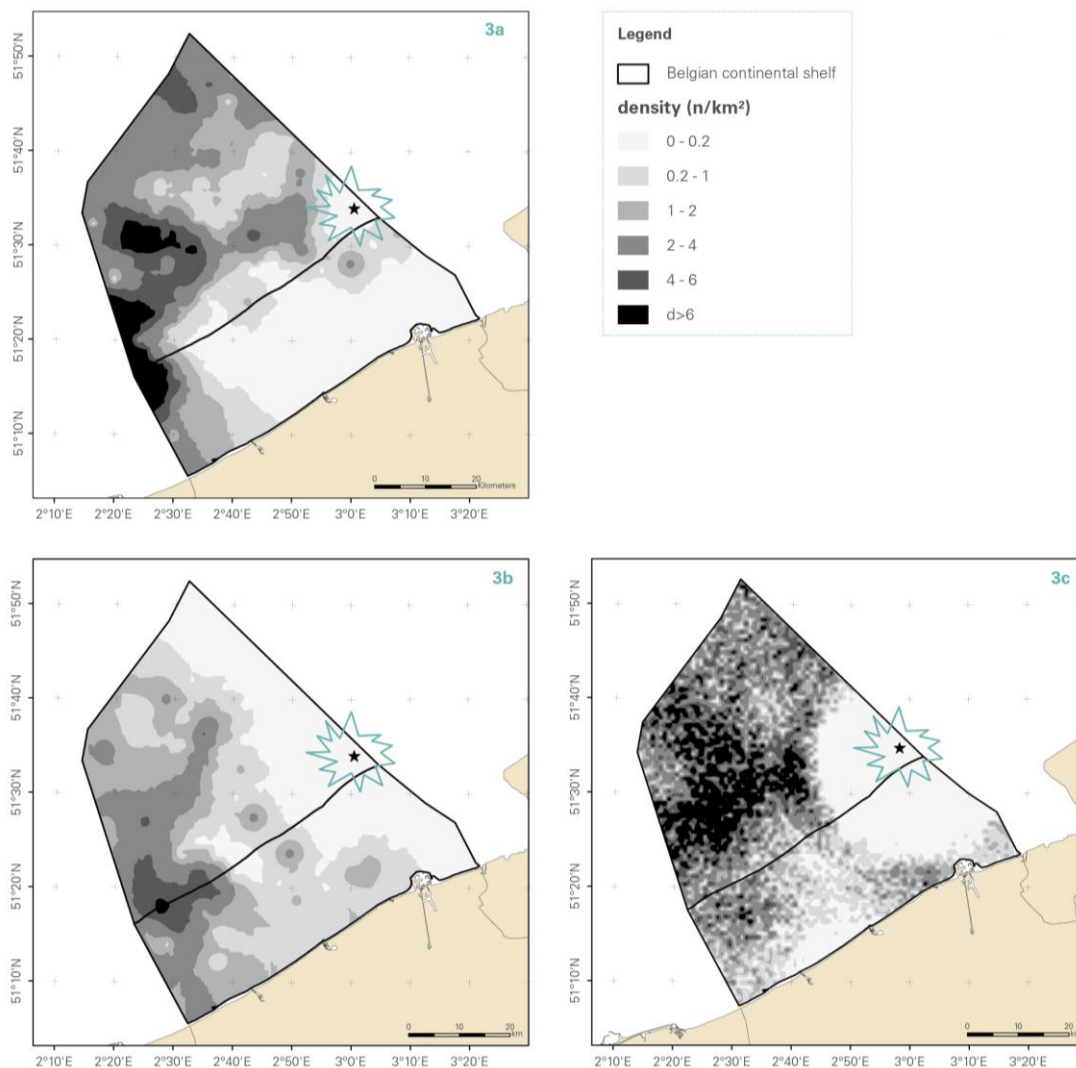


Figuur 4.16. Aantrekking en vermijdingsgedrag van zeevogels ter hoogte van het C-Power windmolenpark op de Thorntonbank (blauwe staafdiagrammen wijzen op significante effecten, . ~ $p < 0.1$, * ~ $p < 0.05$, ** ~ $p < 0.01$, *** ~ $p < 0.001$).

Op basis van de waargenomen vogeldichtheden in de parken en wiskundige modellen wordt er geschat dat er jaarlijks ongeveer 1300 zeevogels in aanvaring zullen komen met een turbine, wanneer alle acht geplande windmolenparken operationeel zullen zijn. Dit zullen voornamelijk grote meeuwen zijn, aangezien zij zich het vaakst binnen de grenzen van het park wagen en bovendien regelmatig op rotorhoogte vliegen (15-22%) (Vanermen et al. 2013a). Onderzoek met een vogelradar in de windmolenparken zal in de toekomst een nog beter beeld geven van de eigenlijke flux van vogels door de parken tijdens verschillende tijdstippen en weersomstandigheden. Dit zal toelaten de resultaten van de aanvaringsmodellen verder te verfijnen.

4.3.6 Zeezoogdieren

De bruinvis *Phocoena phocoena* is het enige zeezoogdier dat in grote aantallen in de Belgische wateren voorkomt. Op basis van tellingen vanuit de lucht werd een verstoringafstand voor bruinvissen tot ten minste 20 km van de heilocatie vastgesteld (Haelters et al., 2013a en b). Deze geobserveerde verstoring is grotendeels in overeenstemming met de verstoring zoals ze gemodelleerd werd op basis van de metingen van het onderwatergeluid (Norro et al, 2013)(figuur 4.17). Verschillen kunnen worden veroorzaakt door de ruimtelijke variabiliteit in de voedselbeschikbaarheid of seizoensgebonden migratie.



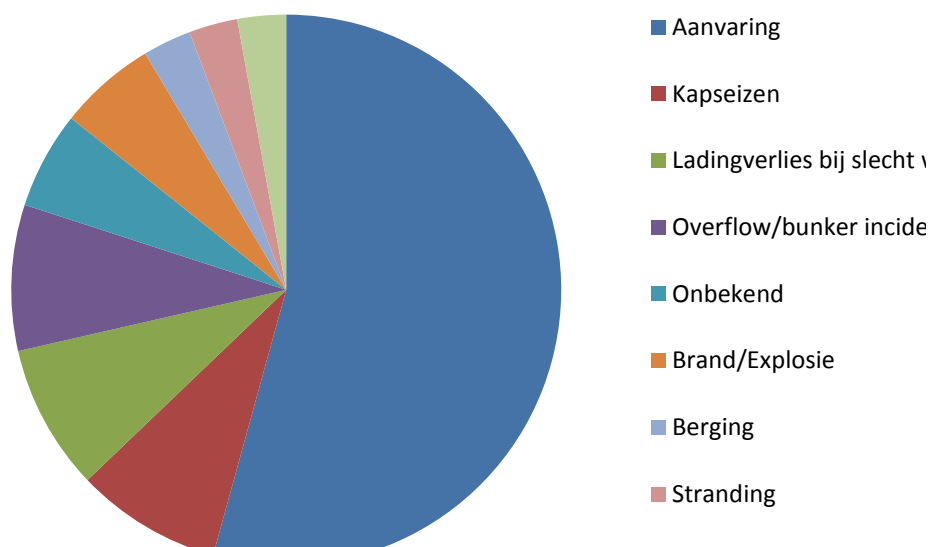
Figuur 4.17. Kaarten met de densiteiten van buinvisen in het Belgisch deel van de Noordzee. Linksboven: de geobserveerde densiteit voor de heiwerkzaamheden. Linksonder: de geobserveerde densiteit tijdens de heiwerkzaamheden. Rechtsboven: gemodelleerde verspreiding tijdens de heiwerkzaamheden

4.4 Scheepvaart

De Belgische zeegebieden behoren tot de meest intensief bevaren wateren ter wereld. Ze bevatten twee cruciale scheepvaartroutes: de centrale route Noordhinder TSS (Traffic separation scheme of verkeersscheidingstelsel) die de hoofdverbinding vormt tussen het Kanaal en de Dover Strait met de grote Noordzeehavens, en de Westhinder TSS, die in Franse wateren een aftakking vormt van de Noordhinder TSS in de richting van de Schelde. Daarnaast zijn er nog dwarse routes van/naar het Verenigd Koninkrijk en kustroutes.

In totaal varen jaarlijks ongeveer 150.000 schepen door de Belgische zeegebieden, met inbegrip van de Noordhinder TSS, waarvan ongeveer 15% tankers (olie-, chemicaliën- en gastankers), en bijna de helft (ongeveer 50%) containerschepen en RoRo's (Roll-on Roll-off schepen). Ladingen van olie en andere schadelijke of (milieu)gevaarlijke stoffen worden grotendeels vervoerd aan boord van tankers, containerschepen en RoRo's (Schallier et al., 2008).

Deze zeer intense scheepsbewegingen zorgen voor een verhoogd risico op zeeverontreiniging (Le Roy et al., 2006; Schallier et al., 2008; Bonn Agreement, 2014). Het vrijkomen in zee van schadelijke stoffen afkomstig van schepen (olie of andere schadelijke stoffen, vb. chemicaliën) kan optreden na een ongeluk. Het taartdiagram in Figuur 4.18 geeft een overzicht van de verschillende oorzaken van scheepvaartongevallen in en nabij de Belgische zeegebieden in de laatste 25 jaar, die effectief hebben geleid tot accidentele zeeverontreiniging, of een hoog risico ervoor. Daaruit valt duidelijk af te leiden dat aanvaringen tussen schepen het grootste risico vormen voor accidentele zeeverontreiniging in onze wateren.



Figuur 4.18: Herkomst van 35 gevallen van scheepvaartincidenten in en nabij de Belgische zeegebieden met (groot risico) op zeeverontreiniging door olie of andere schadelijke stoffen – periode 1987-2013. Bron: BMM.

Olieresten of resten van andere schadelijke stoffen vervoerd door schepen worden echter eveneens in geringe hoeveelheden, maar bij talrijke gelegenheden, moedwillig overboord gepompt; dit betreft de zogenaamde operationele scheepslozingen. Het Belgische programma voor toezicht vanuit de lucht geeft een duidelijke indicatie van de grootte-orde van deze chronische verontreinigingsproblematiek voor onze kust.

Ondanks de relatieve toename van het maritieme transport tonen de resultaten van het luchttoezicht, van mid-1991 tot op heden, een duidelijk dalende tendens in het jaarlijks aantal opgespoorde olieverontreinigingen afkomstig van schepen in de Belgische verantwoordelijkheidszone (figuur 4.19). In de jaren '90 werden jaarlijks ongeveer 50 olielozingen opgemerkt wat overeenstemt met één opsporing om de 4,5 vliegtuur. Sinds 2000 werden jaarlijks nog slechts een dertigtal, tot recent zelfs nog amper een twintigtal lozingen opgemerkt, wat momenteel overeenstemt met amper één opsporing om de 10 vliegturen.

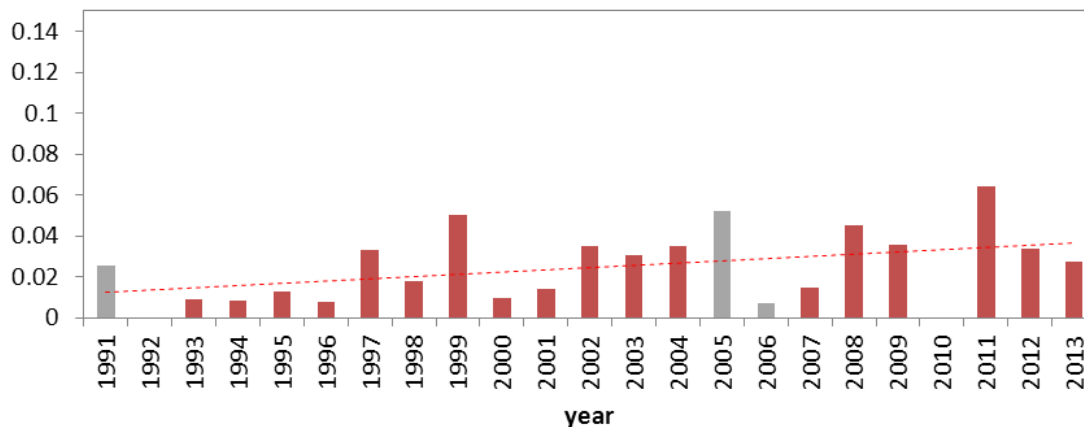


Figuur 4.19: Aantal vastgestelde gevallen van vervuiling door koolwaterstoffen per vluchtuur. In het roze: jaar met minder aantal toezichtsvluchten. Bron: BMM.

Ook het totale volume van de waargenomen operationele olielozingen loopt opmerkelijk terug (Lagring et al., 2012). De reden van deze algemeen dalende tendens in olielozingen kan worden gevonden in het strengere beleid en wetgevingskader aangaande veiligheid van en pollutie gegeneerd door schepen enerzijds en anderzijds door het ontradende karakter van de huidige toezichtsmiddelen.

Naast olieverontreinigingen worden ook regelmatig lozingen van andere schadelijke stoffen in zee door schepen waargenomen, de zgn. chemische lozingen (zie figuur 4.20). Uit de figuren 4.19 en 4.20 blijkt enerzijds dat operationele chemische verontreinigingen over de jaren heen nagenoeg steeds in merkbaar lagere aantallen werden waargenomen dan olieverontreinigingen, en ook dat de algemene problematiek van scheepslozingen voor onze kust op dit moment niet langer van eenzelfde grootte-orde is als vóór de eeuwwisseling. Anderzijds tonen de figuren ook aan dat over de hele toezichtsperiode gezien, de duidelijk dalende tendens in het jaarlijks aantal waargenomen olieverontreinigingen niet door te trekken is naar verontreinigingen van andere schadelijke stoffen, die zelfs een lichte toename lijken te kennen - hoewel dit momenteel nog niet statistisch kan worden aangetoond (Van Roy et al., 2013).

Aantal geobserveerde operationele verontreinigingen van andere schadelijke stoffen per vliegtuig



Figuur 4.20: Aantal vastgestelde gevallen van vervuiling door andere schadelijke stoffen per vluchtuur. In het grijs: jaar met minder aantal toezichtsvluchten. Bron: BMM.

De monitoring van de atmosferische scheepsemissies bevindt zich momenteel in een testfase. Maar net als in andere Noordzeekuststaten wordt ook in België de uitvoering van de Europese Zwavelrichtlijn voorbereid waarbij, voor wat de handhaving ervan betreft, de oprichting van een internationaal monitoringsnetwerk wordt beoogd met als doel controles te organiseren op de naleving van de strenge zwavelgehaltnormen (t.t.z. max. 0.1% zwavel in scheepsbrandstof vanaf 1 jan. 2015 in de Europese 'Sulphur Emission Control Areas' of SECAs, waaronder de Noordzee). Door middel van dit internationale monitoringsnetwerk hoopt men in de nabije toekomst de uitstoot van de scheepsemissies in het milieu, en de impact ervan op de mens, te kunnen reduceren.

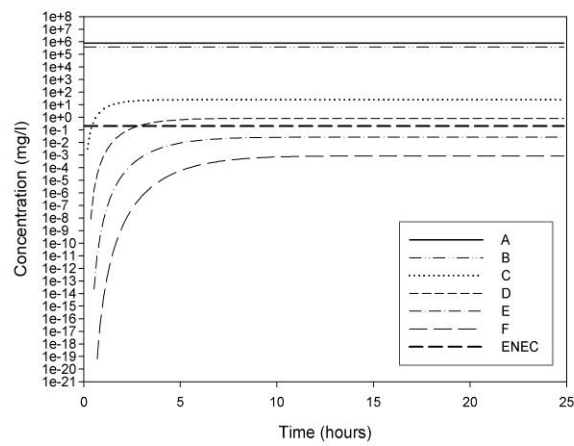
4.5 Gedumpte munitie

Na de eerste Wereldoorlog bleven in heel België grote hoeveelheden oorlogsmateriaal achter. Omdat de ontmanteling van de munitie nog te veel risico inhield, besliste de regering eind 1919 de munitie in zee op de Paardenmarktsite te storten. Hoewel er geen officiële cijfers werden gerapporteerd, wordt het totaal, gebaseerd op ooggetuigenissen, op 35.000 ton gedumpte munitie geschat. Daar het aandeel van chemische wapens op het einde van de oorlog ongeveer 30% bedroeg, kan het totaal aan chemisch materiaal op 500 ton geschat worden of een totaal van 12.000 ton chemische munitie.

De studie van Francken en Hafez (2009) modelleert de dispersie van Yperiet (mosterdgas) en de arseen bevattende strijdstoffen CLARK I en II in sedimenten, afkomstig van de gedumpte chemische oorlogswapens. Simulaties, gebaseerd op conceptuele modellen, werden uitgevoerd voor de dispersie van Yperiet en CLARK I en II in de omgevende mariene sedimenten waarbij concentraties op temporele en ruimtelijke schaal werden verkregen in het geval geïdealiseerde munitie begint te lekken. Uitgaand van de simulaties kan gesteld worden dat Yperiet toxische effecten zal vertonen tot op slechts enkele centimeters van het lekkende omhulsel (figuur 4.21 en figuur 4.22). Gebruik makend van een obus met een geschatte inhoud van 44 g arseen voor de CLARK I en II simulaties, zullen de arseenhoudende afbraakproducten in de sedimenten een sfeer met een radius van 0,5 m na een periode van 10 jaar aan de Estimated No Effects Concentration (ENEC) pollueren, die in drievoud toeneemt na 100 jaar.



Figuur 4.21: Concentratie van opgelost Yperiet in en rondom de obus (horizontaal vlak) na 0, 1, 2, 4, 8 en 16 uur. Francken en Hafez (2009)



Figuur 4.22: Tijdreeks van de concentratie aan Yperiet op de vaste punten A, B, C, D, E en F op verschillende afstanden van het oppervlak van de obus vergeleken met de ENEC limiet. Francken en Hafez (2009)

4.6 *Marien zwerfvuil*

Zwerfvuil op de stranden heeft economische en ecologische effecten. Door het zwerfvuil worden de stranden minder aantrekkelijk en dat kan gevolgen hebben voor het kusttoerisme. Daarnaast ondervinden heel wat organismen nadelige gevolgen van vooral plastic afval. Zo bleek uit een Nederlands onderzoek in 2003 dat ongeveer 95 % van de aangespoelde Noordse Stormvogels (*Fulmarus glacialis*) plastic afval in hun maag hebben (van Franeker *et al.* 2005). Ook grote zeezoogdieren ondervinden hinder van zwerfvuil. In de maag van de op 8 februari 2012 te Knokke-Heist aangespoelde potvis zat een halve plastic bidon en de jonge dwergvinvis die aanspoelde op het strand van Nieuwpoort op 10 maart 2013 bleek gestorven te zijn doordat plastic, afkomstig van verschillende verpakkingen, zijn maag blokkeerde (Jauniaux *et al.* in prep.) waardoor het dier door uithongering omkwam. Tussen 2002 en 2006 werd in het kader van het OSPAR pilootproject *Monitoring Marine Beach Litter* het zwerfvuil op 2 Belgische stranden, Oostende en Koksijde, seizoenaal onderzocht. Tijdens de OSPAR-meetcampagnes werden in deze periode gemiddeld ongeveer 1000 voorwerpen per kilometer verzameld met een piek van 4340 tijdens de winter 2003/2004. De data uit de periode 2002 – 2006 vertonen een zeer grote variantie en er kon geen trend vastgesteld worden. Sedert de winter van 2012 is de monitoring hervat, maar de resultaten werden nog niet verwerkt.

De grote schommelingen die werden geobserveerd in het aanspoelen van zwerfvuil zijn te wijten aan de invloed van de weersomstandigheden (vnl. windrichting en stromingen) en de momentopname van de OSPAR-monitoring. Vooral bij noordwestelijk wind wordt veel afval uit zee aangevoerd terwijl tijdens periodes van zandafslag aangespoeld afval, dat eerder onder het zand verdwenen was, geremanieerd wordt. Met een aandeel dat schommelt rond de 80 % blijkt plastic veruit het meest voorkomende materiaal onder het zwerfvuil te zijn. Daarnaast werd er ook regelmatig papier en karton, rubber, hout, metaal en glas gevonden op onze stranden.

Hoewel er ook in de herkomst van het afval een grote variatie optreedt, blijkt toch dat de scheepvaart (visserij en commercieel) een groot aandeel heeft. Nylon netten waren het meest aangetroffen voorwerpen op de Belgische stranden. Maar ook toerisme is niet onbelangrijk. Geregeld blijken ook nieuwe voorwerpen op te duiken zoals kartonnen hulzen van vuurwerk of nieuwe verpakkingen. Tijdens de onderzoeksperiode was het opvallend dat resten van ballonnen steeds aangetroffen werden, net zoals sigarettenpeuken. Dat is nog altijd het geval (pers. communicatie F. Kerckhof).

Met uitzondering van onopzettelijk vrijgekomen afval bijvoorbeeld als gevolg van ladingverlies, is het grootste deel van het mariene en kustzwerfvuil te vermijden door eenvoudige procedures en een verantwoordelijke houding van de betrokkenen. Er worden maatregelen genomen om het zwerfvuil te verminderen op allerlei niveaus, van het bannen van plastic zakken in de supermarkt tot het internationaal reguleren van scheepsafval, en de kustgemeentes lanceren allerlei sensibiliseringprojecten en campagnes om de hoeveelheid zwerfvuil te reduceren zoals bv de campagne van “indevuilbak” (www.indevuilbak.be). Wanneer de effecten van deze maatregelen zichtbaar en meetbaar zullen zijn is moeilijk te bepalen, precies omdat het voorkomen van zwerfvuil zo een grillig patroon kent.

5. Biodiversiteit

Mariene biodiversiteit is de verscheidenheid aan levende zeeorganismen en de ecologische complexen waarvan zij deel uitmaken. Het Verdrag inzake de Biologische diversiteit (Rio, 1992) heeft overheden en burgers ertoe aangezet eindelijk ook aandacht te schenken aan deze milieudimensie, met name de verscheidenheid aan levende wezens.

Hoe hoog de soortenrijkdom van onze mariene organismen is, is moeilijk in te schatten. In het Noordzeebekken kennen wij een honderdduizendtal soorten, maar naar schatting zouden er niet minder dan 3 miljoen soorten leven. De mariene biodiversiteit staat onder druk en is waarschijnlijk aan het afnemen, maar ons gebrek aan kennis over de grote rijkdom van alles wat in de zee leeft, noopt tot minder nauwkeurige uitspraken dan men zou hopen.

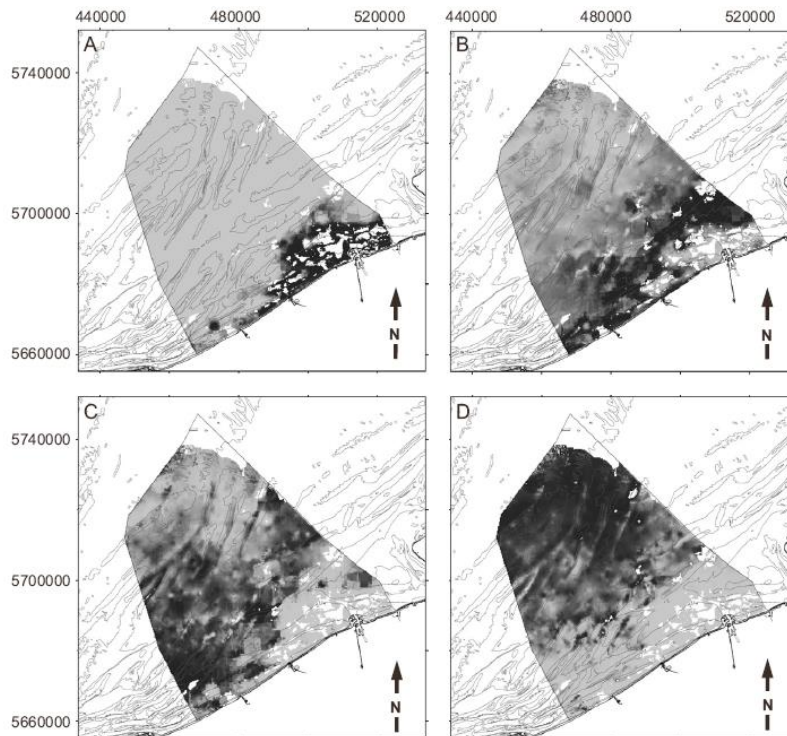
Met zijn activiteiten drukt de mens zijn stempel op de mariene biodiversiteit van het begin tot het einde van de voedselketen. Bij het begin leidt eutrofiëring van de kustwateren tot overheersing van één fytoplanktonsoort (zie hoofdstuk 3), en aan het einde tast overbevissing de structuur van de visbestanden aan. Zodanig zelfs dat zij voor diverse soorten, bijvoorbeeld de kabeljauw, zelfs leidt tot een meetbare genetische modificatie, waardoor de vissen jonger seksueel rijp worden. Voorts kunnen bepaalde ingrepen door de mens tegenstrijdige gevolgen hebben: zo blijkt het verbod op het zeer giftige TBT in antifoulingverven voor schepen de weg te effenen voor de woekering van niet-inheemse soorten, die hier door de drukke internationale scheepvaart terechtkomen. Anderzijds zorgt de teruggooi van bijvangsten en visafval voor een groei van bepaalde zeevogelpopulaties.

Het is tegenwoordig moeilijk om een holistische kijk op de mariene biodiversiteit aan te houden. Vandaar dat we ons beperken tot een opeenvolging van case studies, waarvan wij verder in dit document enkele voorbeelden geven. Kerckhof en Houziaux (2003) hebben een poging tot synthese gedaan.

5.1 *Macrobenthosgemeenschappen in zachte substraten*

De macrobenthosgemeenschappen in de zachte substraten vormen een belangrijke indicator voor de gezondheid van het mariene ecosysteem en zij werden dan ook in de Belgische kustwateren heel intensief bestudeerd. Na samenvoeging van de gebundelde resultaten van vele jaren is gebleken dat er vier subtidale gemeenschappen onderscheiden worden, elk verbonden met een specifieke habitat: de *Macoma balthica* gemeenschap, de *Abra alba* gemeenschap, de *Nephtys cirrosa* gemeenschap en de *Ophelia limacina Glycera lapidum* gemeenschap (Degraer *et al.* 2003, Van Hoey *et al.* 2004). Bovendien werden meerdere overgangsgemeenschappen gedefinieerd, die voor een ononderbroken overgang zorgen tussen deze vier basisgemeenschappen.

Dankzij het grote aantal waarnemingen en de voortreffelijke correlatie met de karakteristieken van de sedimenten die bij de stalen horen, was het mogelijk punctuele resultaten te extrapoleren en voor deze gemeenschappen distributiekaarten op te stellen (figuur 6.1), die gevalideerd werden en in 80% van de gevallen een correcte classificatie opleverden (Degraer *et al.* 2008).



Figuur 5.1: Voorspelde distributiekaarten (geschiktheidskaarten) voor de gemeenschappen van *Macoma balthica*, *Abra alba*, *Nephtys cirrosa* en *Ophelia limacina* *Glycera lapidum*. Wit: geen gegevens beschikbaar. Licht grijs: 0% habitat-geschiktheid. Zwart: Maximale geschiktheid. (Degraer et al. 2008).

Tabel 5.1: Kwaliteitscriteria (BEQI) voor verschillende ecosystemen.

Habitat	Parameter		poor	moderate	good	high
Abra alba habitat	Density (ind/m ²)	Min	1147	2295	3443	4908
		Max	17829	14263	10698	7384
	Number of species		25	51	76	85
	Similarity		0.26	0.52	0.78	0.82
Macoma balthica habitat	Density (ind/m ²)	Min	93	187	280	496
		Max	2761	2209	1657	998
	Number of species		13	25	38	46
	Similarity		0.21	0.42	0.63	0.72
Nephtys cirrosa habitat	Density (ind/m ²)	Min	68	136	204	272
		Max	907	726	544	396
	Number of species		13	25	38	47
	Similarity		0.22	0.43	0.65	0.73

Deze ruimtelijke kartering van het macrobenthos zegt evenwel niets over de kwalitatieve toestand van dit ecosysteem. De Kaderrichtlijn Water (KRW) zet de overheden ertoe aan kwaliteitscriteria uit te werken. In dit verband is België de initiatiefnemer achter en gebruiker van de BEQI-methode (Benthic Ecosystem Quality Index). Voor de drie gemeenschappen die terug te vinden zijn in de zone van één mijl vanaf de kust, waarop de KRW van toepassing is, geeft tabel 5.1 de toepasselijke criteria. De drempelwaarden werden vastgelegd via statistische verwerking van alle beschikbare benthosgegevens die, voor wat de Belgische kustwateren betreft, gelukkig zeer uitgebreid zijn. Deze methode heeft beperkingen. Enerzijds omdat zij werkt met beschikbare gegevens: of een ecosysteem nu, absoluut gezien, van uitstekende of ongunstige kwaliteit is, de statistische verwerking van de gegevens door dat systeem genereert hoe dan ook altijd klassen die van slecht tot uitstekend variëren. Anderzijds omdat het hoog tijd is om de methodes en

praktijken te harmoniseren met die in de buurlanden, in de wetenschap dat mariene ecosystemen – en dus ook de kwaliteit ervan – uiteraard geen administratieve grenzen kennen. Dit wordt op internationaal vlak geëvalueerd (Teixeira *et al.* 2010).

5.2 *Macrobenthosgemeenschappen van harde substraten*

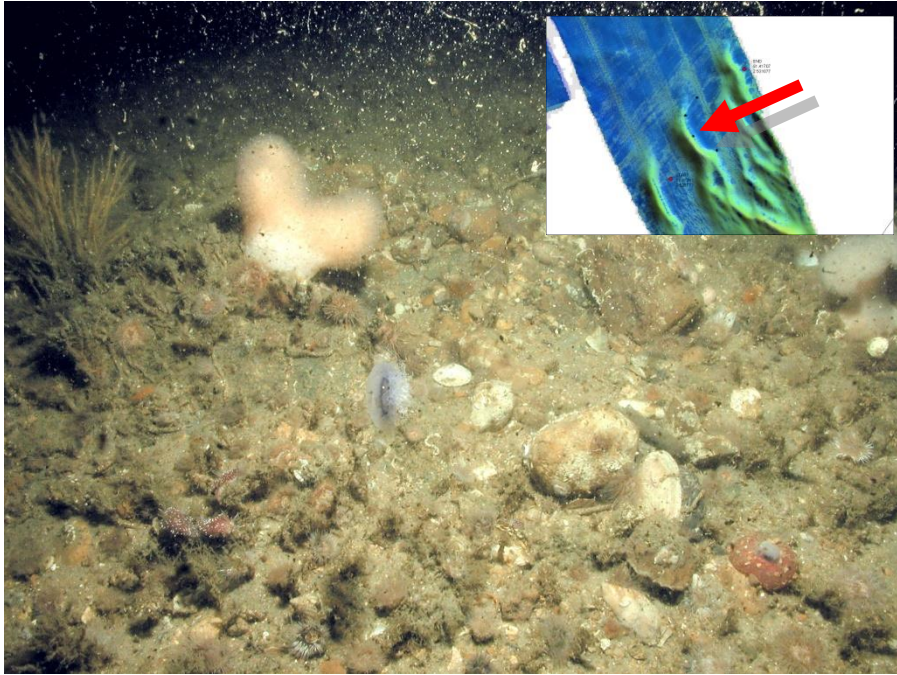
De Belgische mariene zone wordt vooral gedomineerd door zandige en slibrijke sedimenten. Daarom handelt de overgrote meerderheid van de studies van het mariene benthos van de laatste tientallen jaren over dit soort type van bodem. Nochtans hebben verschillende geomorfologische studies aangetoond dat er grindbedden voorkomen in de geulen gelegen tussen de zandbanken buiten de kust (Vlaamse banken, Hinderbanken en Zeelandbanken) (Van Lancker *et al.* 2007). De precieze natuur van deze afzettingen is echter nog slecht gekend, en hun biodiversiteit is in de laatste honderd jaar niet grondig bestudeerd. De grootste grindbedden zijn waargenomen nabij de Westhinder (Van Lancker *et al.*, 2007).

Er zijn teksten uit de tweede helft van de 19^{de} eeuw, die het voorkomen van deze natuurlijke harde substraten beschrijven. Vóór 1870 herbergden de stenen van de Westhinder natuurlijke banken van de inheemse platte oester (*Ostrea edulis*), maar deze werden vermoedelijk massaal weggevisst. Zulke biologische riffen zijn van groot ecologisch belang. Het herstel van dergelijke oesterbanken staat op het programma in verschillende buurlanden (Nederland, Frankrijk, UK) en o.a. OSPAR. Op basis van de gegevens uit de “Gilson collectie”, met stalen genomen tussen 1899 en 1914, heeft het Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen kunnen aantonen dat deze grindbedden ook in die periode een rijke benthische fauna herbergden (Houziaux *et al.* 2008). De unieke biologische rijkdom zorgt voor een grote trofische complexiteit en dat heeft een impact op de samenstelling van de hogere niveau's zoals commercieel belangrijke vissen. Deze stenenrijke habitats hadden verder een belangrijke kraamfunctie voor bijvoorbeeld haring, vooraleer de stock instortte door overbevissing. Haring is een goede prooi voor de hogere trofische niveau's (grote vissen, vogels, zeezoogdieren) en daardoor zeer belangrijk voor het functioneren van het ecosysteem van de Noordzee.

In 2005 werden opnieuw staalnames uitgevoerd in deze zone nabij de Westhinder. Er werd een grote impact van de boomkorvisserij vastgesteld (Houziaux *et al.* 2008). Uit de beschadigingen van de stenen en de epifauna blijkt een frequente omwoeling van de talrijke stenen in de geulen. Het is niet zeker dat de bodem nog lijkt op die van 1900, maar de onderwaterbeelden bevestigen dat het habitat van deels uit het zand uitstekende stenen, nog steeds aanwezig is. Soorten die gevoelig zijn aan de boomkor werden voornamelijk opgemerkt in de zones die door de topografie van de bodem vermoedelijk weinig door boomkorvisserij werden aangetast. Deze niet-geïmpacteerde zones geven waarschijnlijk een goed idee van het type gemeenschap waaraan we ons kunnen verwachten indien de directe impact van boomkorvisserij in de geulen vermindert (figuur 5.2).

Het geheel aan samengebrachte elementen van het onderzoek van Houziaux *et al.* (2008) bevestigt de grote ecologische waarden van deze stenenrijke bodems, ook al is hun oppervlakte relatief gelimiteerd. Bijkomende studies en beschermingsmaatregelen in het kader van OSPAR of Natura2000 illustreren dit verder (Haelters *et al.* 2007, Degraer *et al.* 2009).

De gemeenschappen op deze natuurlijke harde substraten vormen vermoedelijk een belangrijke bron van organismen voor de kolonisatie van de windmolenparken.



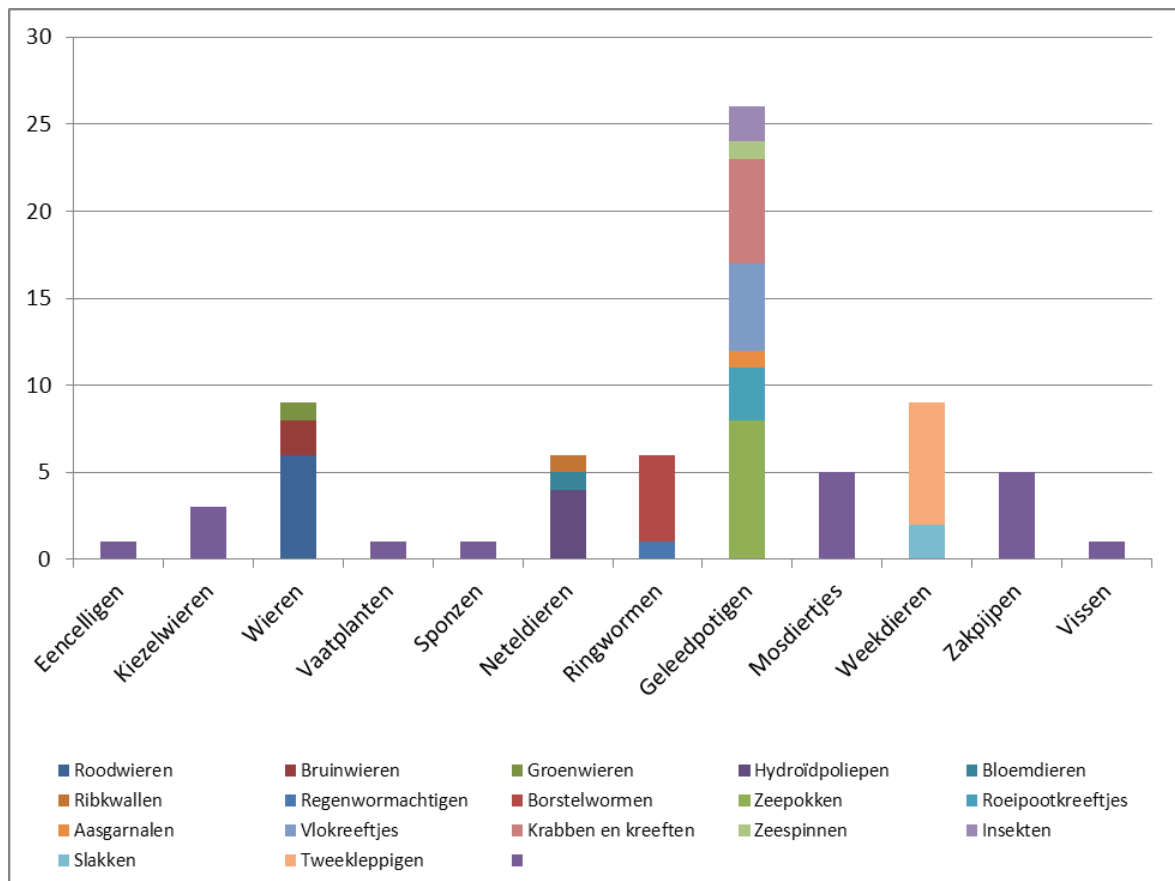
Figuur 5.2: Beeld (A.Norro, 2007) van de stenenrijke bodem op de westelijke flank van de Oosthinderbank, in een zone die natuurlijk beschermd is tegen boomkorvisserij door een grote duin. Rode pijl: plaats waar foto genomen is; blauwe zones: grind; gele zones: zandbank. Akoestische kaart: M. Roche, Ministerie van Economische zaken, Fonds voor zandwinning.

5.3 Niet-inheemse soorten

In kustgebieden is de kans op nieuwe introducties als gevolg van menselijke activiteiten (transport) en klimaatsveranderingen (uitbreiding van het biogeografische areaal van soorten) zeer hoog. Zo werden in de Belgische kustwateren, met inbegrip van de zeehavens en het Schelde-estuarium, reeds een honderdtal niet-inheemse soorten gesignaleerd, inclusief dwaalgasten.

Kerckhof *et al.* 2007 geven een overzicht van de niet-inheemse soorten in het mariene en brakwater milieu in België., en Vandepitte *et al.* 2012 geven aanvullingen. De eerste waarnemingen van niet-inheemse soorten dateren uit de 19e eeuw maar uit archeologische bronnen blijkt dat een aantal soorten hier al eerder voorkwamen. Het aantal waarnemingen vertoont een stijgende trend met vooral na 1975 een opvallende toename, die deels te wijten is aan meer gerichte en intensievere waarnemingen.

Geleedpotigen (Arthropoda, waarin inbegrepen kreeften en krabben, zeepokken en andere kreeftachtigen, maar ook insecten), tellen het grootste aantal niet-inheemse soorten (figuur 5.3). Het grote aandeel van de zeepokken is merkwaardig. Zeepokken leven vastgehecht op allerlei ondergedompelde harde substraten. Ze profiteren blijkbaar van de toenemende beschikbaarheid van door de mens gemaakte constructies zoals haveninstallaties, scheepswanden, boeien (Kerckhof en Cattrijsse, 2001) en meer recent ook de bouw van windmolens. Dat is ook het geval voor wieren. Ook weekdieren vormen een grote groep. De waarnemingen betreffen vooral grotere organismen. Kleinere soorten en ééncelligen zijn ondervertegenwoordigd omdat ze moeilijker waar te nemen zijn en de taxonomische expertise ontbreekt om ze te herkennen.



Figuur 5.3: Aantal niet-inheemse gevestigde soorten per taxonomische groep, in de Belgisch deel van de Noordzee en aanpalende estuaria. Bron: F. Kerckhof et al. (2007) met aanvullingen tot juli 2014

Een aantal soorten zoals de Amerikaanse zwaardschede *Ensis directus*, de Japanse oester *Crassostrea gigas*, de Nieuwzeelandse zeepok *Elminius modestus*, het muiltje *Crepidula fornicata*, en 2 Aziatische krabbensoorten *Hemigrapsus sanguineus* en *H. takanoi* zijn tegenwoordig zelfs dominant aanwezig in de mariene kusthabitats. Het zijn opportunistische soorten die, gezien hun groot aanpassingsvermogen en snelle voortplantingscycli, een belangrijke bedreiging vormen voor de inheemse flora en fauna. Het zijn echte invasieve soorten.

Er vinden op dit moment nog steeds nieuwe introducties plaats. Introducties van de laatste jaren zijn de roodwieren *Caulacanthus ustulatus* (Mertens ex Turner) Kützing, 1843 en *Gracilaria vermiculophylla* (Ohmi) (2012) en de Aziatische tapijtschelp *Ruditapes philippinarum* (2014) en de herintroductie van de Japanse kruiskwal *Gonionemus vertens* A. Agassiz, 1862. Op het moment van hun ontdekking bleken deze soorten al vrij talrijk voor te komen en goed gevestigd te zijn. Zoals nogal wat recente introducties zijn de meeste soorten afkomstig uit de gematigde west Pacificke zone. Ze bereikten de Belgische wateren nadat ze werden geïntroduceerd in naburige landen.

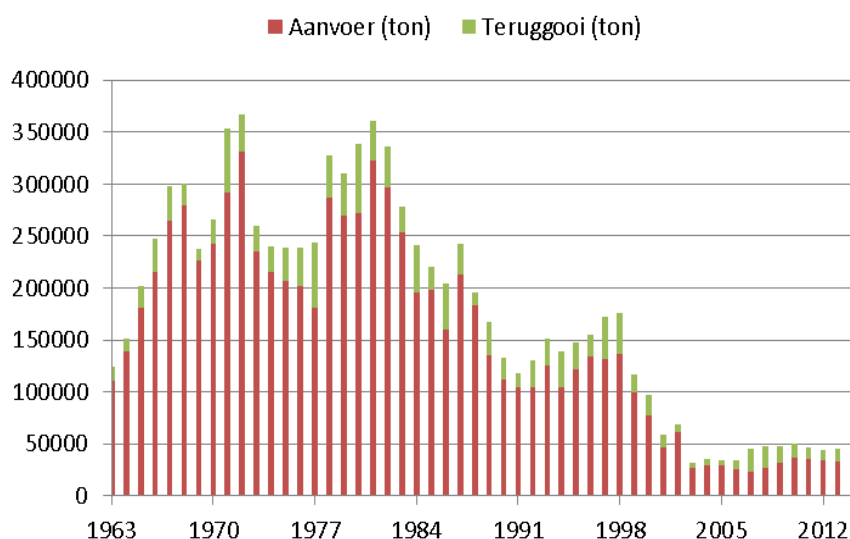
Geïntroduceerde soorten hebben een duidelijke impact op de biotopen in de kustgebieden. Ze veranderen de oorspronkelijke habitats, verdringen inheemse soorten en wijzigen bijgevolg de biodiversiteit en biomassa.

5.4 Vispopulaties:

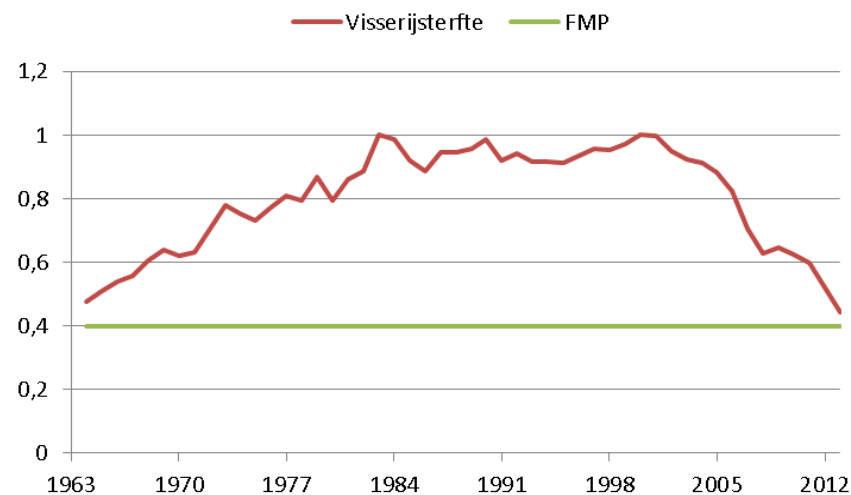
Het Belgisch Continentaal Plat (BCP) kan niet als een afzonderlijk zeegebied beschouwd worden waar visbestanden of stromingen kunnen afgebakend worden. Voor het bestuderen van de evolutie van de visbestanden, is het BCP een onderdeel van het groter geheel, namelijk de Noordzee. De toestand van commercieel geëxploiteerde bestanden wordt dan ook op Europees niveau en niet op nationaal niveau (lidstaten) geëvalueerd.

Vele van de visbestanden in de Noordzee waarvoor er jaarlijks wetenschappelijke populatieschattingen worden opgesteld en vangstbeperkingen (quota) worden opgelegd, zoals tarbot, griet, schol, tongschar en tong, zijn o.a. als gevolg van het Europese visserijbeheer positief aan het evolueren. Voor steeds meer van deze soorten geldt dat de biomassa tijdens de laatste jaren uitsteeg boven de minimumniveaus die nodig zijn opdat de populaties zichzelf in stand kunnen houden, en dat het 'surplus' dus op duurzame wijze geoogst kan worden. Veranderingen in dit visserijbeheer gebeuren weliswaar langzaam, maar hebben dus toch een duidelijk positief effect. Voor de bestanden van een aantal sleutelsoorten in de Noordzee, zoals kabeljauw, schol en tong, worden langetermijnbeheerplannen opgemaakt. Verder wordt extra aandacht besteed aan het beperken van bodemverstorende visserijtechnieken (e.g. boomkor) en aan de problematische teruggooi van o.a. ondermaatse vis, niet-commerciële soorten, ongewervelden en afval. Niettegenstaande deze positieve evoluties, zijn er nog steeds visbestanden die zwaar onder druk staan, zoals kabeljauw. Vooral de gerichte visserij op dit bestand is schadelijk gebleken. België heeft enkel een beperkte bijvangst van kabeljauw, hoewel kan verwacht worden dat een gezonder kabeljauwbestand wel zal leiden tot hogere bijvangsten. Kabeljauw is immers geen doelsoort van de Belgische visserij.

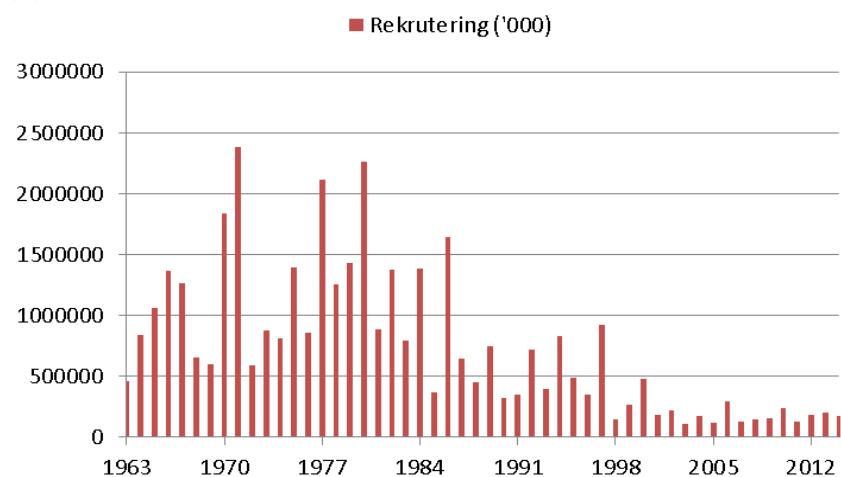
Sinds 2000 werd kabeljauw in de Noordzee steeds minder intensief bevestigd, wat zich vanaf 2007 vertaalde in een merkbare toename van geslachtsrijpe individuen. Toch blijft de populatiegrootte op het einde van 2013 nog steeds 61 % onder het gewenste niveau. De opeenvolging van zwakke rekruteringsjaren verhindert voorlopig een sterker herstel van dit bestand.



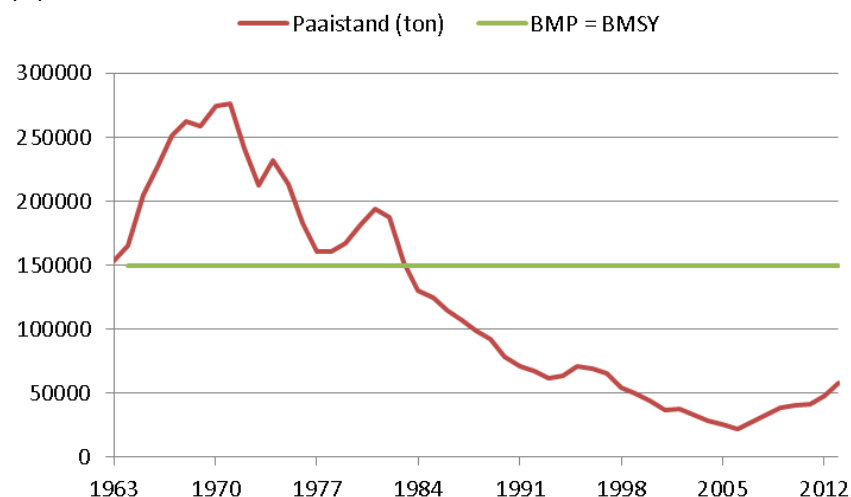
(a)



(b)



(c)



(d)

Figuur 5.4.: a) Aanvoer en teruggooi (ton), b) visserijsterfte F , c) rekrutering (aantallen) en d) paaistand (ton) van het bestand van kabeljauw *Gadus morhua* in de Noordzee. F_{MP} = maximaal toegestane visserijsterfte volgens het management plan voor dit visbestand, B_{MP} = gewenst biomassaniveau volgens dit management plan, B_{MSY} = biomassaniveau bij maximale duurzame exploitatie.

De schol- en tongbestanden in de Noordzee werden in 2014 positief geëvalueerd. Beide soorten bevinden zich binnen veilige biologische grenzen, met een sterk afnemende visserijsterfte en toenemende paaibestanden (eind 2013 respectievelijk 129 % en 34 % boven de gewenste

populatiegroottes). Tong en schol hebben ook een broedkamer in de kustzone van het BCP. Het BCP is dan ook een gebied waar vooral larven en juveniele individuen (0-1 jarigen) van de beide soorten voorkomen.

Bij staalnames werden 78 vissoorten over het BCP geïdentificeerd. Het gaat hier voornamelijk om jonge, commerciële vis (tong, kabeljauw, pladijs, ...) en niet commerciële vis (grondels, zeedonderpad, harnasmannetje,...). De meest voorkomende jonge commerciële soorten (in > 65 % van de stalen) zijn schar (90 %), schol (94 %), wijting (82 %) en tong (69 %). Dit zijn tegelijkertijd ook de soorten met de hoogste gemiddelde densiteiten op het BCP van resp. 0,5 ind/1000 m², 0,15 ind/1000 m², 0,23 ind/1000 m² en 0,23 ind/1000 m². Daarnaast werden ook sprot (0,21 ind/1000 m²) en haring (0,17 ind/1000 m²) in relatief hogere densiteiten waargenomen maar de boomkor is niet het meest geschikte vistuig om deze pelagische soorten kwantitatief te bemonsteren.

De meest voorkomende niet-commerciële soorten (> 65 % van de stalen) zijn gewone pitvis (72 %), schurftvis (71 %), grondels (71 %) en het harnasmannetje (67 %). Als we naar hoogste gemiddelde densiteiten kijken, zien we een iets ander patroon met kleine pieterman als meest abundante soort (0,58 ind/1000 m²), gevolgd door grondels (0,33 ind/1000 m²) gewone pitvis (0,3 ind/1000 m²) en harnasmannetje (0,18 ind/1000 m²).

Van de meest voorkomende jonge commerciële vis (tong, schol en wijting) komen in de kustzone hogere dichtheden voor en deze nemen snel af naarmate de afstand tot de kust groter wordt. Enkel schar wordt in relatief hogere dichtheden aangetroffen off-shore het hele jaar door. De verhouding jonge commerciële/niet-commerciële vis is ongeveer fifty-fifty in de kustzone, terwijl er off-shore een grote dominantie (tot 3x-10x hogere dichtheden) van de niet-commerciële vis is. De meest dominante off-shore vissoort is de kleine pieterman, een soort die niet in de kustzone aangetroffen wordt maar lokaal op de zandbanken off-shore zeer hoge dichtheden kan bereiken tot 5 ind/1000 m².

De seizoenale verschillen zijn duidelijk: in het najaar komen voor alle vissoorten, algemeen hogere dichtheden voor dan in het voorjaar. Daarnaast zien we dat in het voorjaar vooral hogere dichtheden van commerciële rondvis (kabeljauw, zeebaars, wijting, ...) in de kustzone voorkomen, terwijl we in het najaar hogere dichtheden van jonge commerciële platvis (tong, griet, tarbot, schar,...) vinden. De verspreiding van wijting is in het voorjaar ruimer aangezien wijting in het voorjaar ook teruggevonden wordt op de off-shore locaties en dit in het najaar veel minder het geval is.

Wereldwijd hebben kraakbeenvissen het extra moeilijk om zich te handhaven in steeds intensiever beviste zeeën. Een aantal soorten roggen en haaien kwamen in het verleden algemeen voor in Belgische wateren: stekelrog *Raja clavata*, gevlekte rog *Raja montagui*, vleet *Dipturus intermedius*, pijlstaartrog *Dasyatis pastinaca*, hondshaai *Scyliorhinus canicula*, gladde haai *Mustelus mustelus*, doornhaai *Squalus acanthias* en zee-engel *Squatina squatina* (Gilson 1921, Poll 1947).

Bepaalde van deze soorten worden nu nog gevangen en kennen terug stijgende populatiegroottes (vb. hondshaai, stekelrog, gevlekte rog), maar zijn nog steeds veel zeldzamer in vergelijking met een eeuw terug. Andere soorten gaan verder achteruit (vb. doornhaai) of zijn inmiddels uitgestorven in onze wateren, en vermoedelijk zelfs in de hele Noordzee (vb. zee-engel, pijlstaartrog, vleet). Voor deze zeer zeldzame soorten moest tot de meest drastische vangstbeperking worden overgegaan, namelijk een volledig aanlandingsverbod. Het probleem voor deze soorten is dat ze zich traag voortplanten door een beperkt aantal nakomelingen, en door de relatief hoge leeftijd waarop ze geslachtsrijp worden. Bovendien zijn zowel juvenielen als

adulten kwetsbaar voor bijvangst door hun grootte. Een aantal soorten zet eikapsels af op harde substraten, waar ze kwetsbaar zijn voor bodemberoerende visserijtechnieken, en juvenielen groeien op in druk beviste ondiepe kustgebieden. We kunnen de stekelrog als voorbeeld nemen voor de kwetsbaarheid van roggen in het algemeen. Het dier wordt geslachtsrijp bij een leeftijd van 7 tot 10 jaar, en bereikt een lengte van meer dan 1 m. Jaarlijks leggen de vrouwtjes minder dan 100 eikapsels af.

5.5 Angiospermen, macroalgen

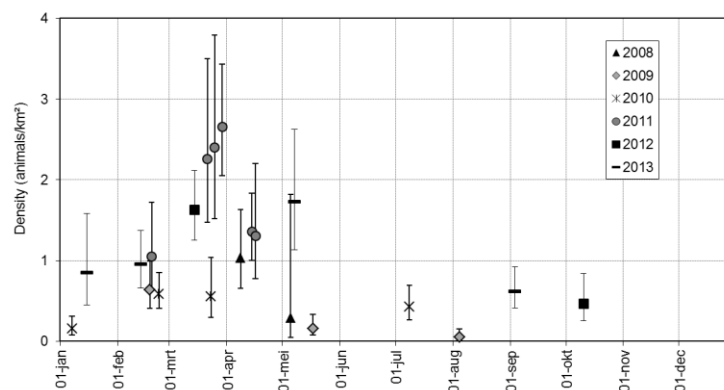
Voor dit hoofdstuk zijn geen nieuwe data beschikbaar sinds het federaalmilieuraapport 2004-2008, waarnaar de lezer verwezen wordt (BMM en FOD, 2009)

5.6 Zeezoogdieren: de bruinvis

De bruinvis *Phocoena phocoena* is de kleinste, en tevens meest algemeen voorkomende walvisachtige van de Noordzee. Het is, net zoals alle andere zeezoogdieren, een beschermd diersoort. De bruinvis was in het begin van de jaren 1950 nagenoeg volledig verdwenen uit het zuidelijk deel van de Noordzee, maar maakte er op het einde van de jaren 1990 een spectaculaire come-back (Haelters en Camphuysen, 2009). Tegenwoordig is de soort seizoenaal opnieuw een algemene verschijning in Belgische wateren.

Sinds 2008 worden gestandaardiseerde luchtsurveys uitgevoerd voor het bepalen van aantallen en verspreiding van zeezoogdieren. De resultaten tonen aan dat bruinvissen vooral in het voorjaar (maart – mei) algemeen voorkomen in onze wateren, met de hoogste dichtheden in het noordelijke en westelijke deel. Er zijn echter belangrijke jaarlijkse fluctuaties in verspreiding en aantallen.

De eerste resultaten (figuur 5.5) tonen een seizoenale fluctuatie, waarbij er meer bruinvissen zijn in de winter en in het begin van de lente. De geschatte gemiddelde densiteit aan bruinvissen in Belgische wateren varieerde van 0,2 tot meer dan 3 dieren per km².



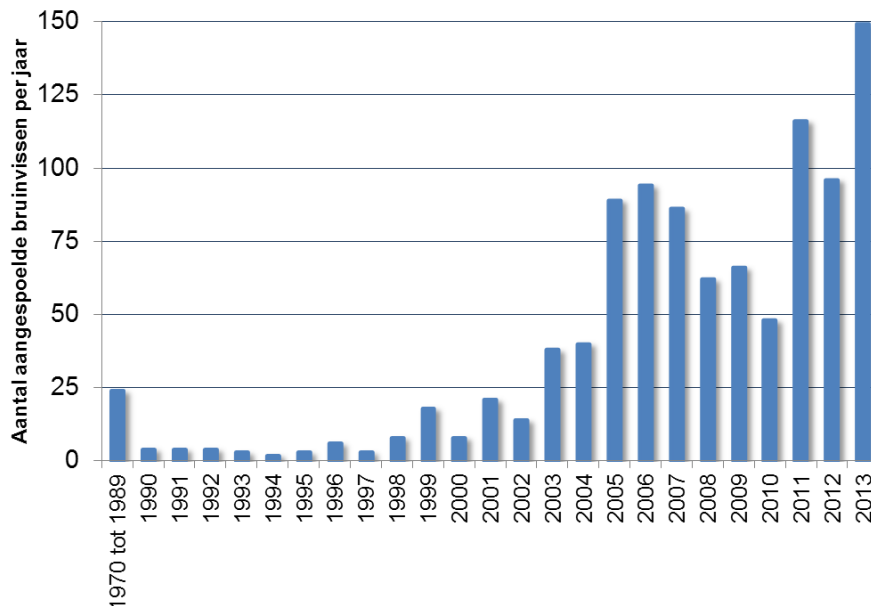
Figuur 5.5: Gemiddelde densiteit van bruinvissen over een gebied dat bijna de volledige Belgische wateren dekt, zoals geschat aan de hand van de tellingen vanuit de lucht tussen 2008 en 2013 (de 95% betrouwbaarheidsintervallen worden aangegeven). Bron: BMM: niet gepubliceerd

De terugkeer van de bruinvis wordt het best geïllustreerd aan de hand van strandinggegevens. Terwijl in de jaren 1970 en 1980 slechts een handvol strandingen geregistreerd werden, strandden tussen 2004 en 2013 in totaal niet minder dan 846 bruinvissen (figuur 5.6).

De strandinggegevens duiden ook op het seizoenaal voorkomen van de soort: ze zijn algemeen in de winter en vroege lente, en zeldzamer gedurende de rest van het jaar (Haelters et al., 2011).

Terwijl de oorzaak voor het verdwijnen van de soort in de jaren 1950 een mysterie blijft, werd de oorspronkelijke terugkeer veroorzaakt door een verschuiving van de Noordzeepopulatie naar het zuiden, vermoedelijk als gevolg van verslechterde voedselomstandigheden in het noorden van de Noordzee. Mogelijk liggen klimaatsveranderingen hiervoor aan de basis. Daarnaast is het mogelijk dat de populatie langzaam groeit, maar hiervoor is meer onderzoek nodig.

Figuur 5.6: Aantal in België gestrande bruinvissen tussen 1970 en 2013.



Figuur 5.6: Aantal in België gestrande bruinvissen tussen 1970 en 2013. Aangepast naar Haelters & Camphuyzen (2009)

Het grondig onderzoek van de vele gestrande bruinvissen bracht één van de belangrijkste doodsoorzaken aan het licht: bijvangst in visnetten. Deze bijvangst, die vrijwel exclusief voorkomt in kieuw- en warrelnetten, wordt in de Noordzee en de aanpalende Atlantische Oceaan beschouwd als de belangrijkste menselijke bedreiging voor de soort. Het visserijsysteem dat de bruinvissen in problemen brengt, wordt anders als relatief milieuvriendelijk beschouwd: er is een geringe bijvangst aan niet doelsoorten, de bodem wordt niet aangetast, en er is een relatief laag energieverbruik. Vandaar dat actief gezocht wordt naar aanpassingen om bijvangst van zeezoogdieren te voorkomen. Eén van de veelbelovende mogelijke oplossingen is het gebruik van pingers: apparaatjes die aan het net bevestigd worden, en een voor bruinvissen alarmerend of afschrikkend signaal produceren.

Ook vervuiling, klimaatsverandering en overbevissing hebben een invloed op de populatie bruinvissen in de Noordzee, maar het is zeer moeilijk hiervoor oorzaak-gevolg relaties te bepalen. De constructie van offshore windparken, waarbij geluid met een zeer hoge intensiteit kan ontstaan, vormt een nieuwe bedreiging voor deze dieren; ze zijn immers voor oriëntatie, communicatie en voedselzoeken volledig afhankelijk van hun sonarsysteem. In diverse projecten worden de doodsoorzaken, de impact van visserij, en de mogelijke effecten van de constructie van offshore windparken onderzocht. Daarvoor is ook een goede kennis van de bruinvispopulatie noodzakelijk. Een goede kennis van deze toppredator in het Noordzee-ecosysteem kan ons immers veel leren over de toestand van ons marien milieu in het algemeen.

Een nieuwe doodsoorzaak voor bruinvissen, voor het eerst beschreven voor twee dieren aangespoeld in België (Haelters et al., 2012), maar belangrijk in de ons omringende landen, is predatie van de grijze zeehond op bruinvissen. Dit lijkt een recent fenomeen, retrospectief mogelijk voor het eerst voorgekomen in het begin van de 21^e eeuw. Het is waarschijnlijk ontstaan door een stijging in het voorkomen van de grijze zeehond in de zuidelijke Noordzee samenvallend met het hoger aantal bruinvissen in deze wateren waardoor deze soorten steeds vaker met elkaar geconfronteerd werden.

Naast bruinvissen worden in onze wateren frequent gewone zeehonden, grijze zeehonden en witsnuitdolfijnen waargenomen. Zeer zelden worden tuimelaar, dwergvinvis of bultrug gezien. De meest recente strandingen van potvis en dwergvinvis dateren van respectievelijk 2012 en 2013. De dwergvinvis was gestorven door ingestie van plastic zakken. Ook de potvis had plastic in de maag, en onderzoek van dat dier bracht een zeer hoog bloedgehalte van de bacterie *Edwardsiella tarda* aan het licht (Cools et al., 2013).

5.1 Zeevogels

Dankzij de gestandaardiseerde scheepstellingen die sinds 1992 door het Instituut van Natuur- en bosonderzoek (INBO) worden uitgevoerd, bestaat er een goede kennis van de verspreiding en de densiteit van zeevogels op het Belgisch deel van de Noordzee. Tabel 5.2. geeft een overzicht van het gemiddelde aantal van de algemeenst voorkomende soorten tijdens het seizoen waarin ze maximaal voorkomen. In de laatste kolom worden deze aantallen weergegeven als een percentage van de geschatte biogeografische populatiegrootte van de soort. Volgens internationale standaarden geldt dat een soort plaatselijk belangrijk is wanneer zij meer dan 1% van de totale populatie uitmaakt. Ondanks de beperkte grootte van het Belgisch deel van de Noordzee is dit het geval voor dwergmeeuw, grote mantelmeeuw, jan van gent, kleine mantelmeeuw en visdief.

De aantallen aanwezig op het Belgisch deel van de Noordzee zijn onderhevig aan een grote variabiliteit, zowel ruimtelijk (gradiënt kust/volle zee) als in de tijd (als gevolg van wisselend broedsucces, voedselaanbod en afhankelijk van weersomstandigheden). Dit betekent dat de in tabel 5.2. opgegeven percentages sterk kunnen schommelen van jaar tot jaar en dat zij moeilijk bruikbaar zijn als indicatoren voor milieukwaliteit. De maximale densiteiten kunnen tijdelijk dus veel hoger zijn dan de weergegeven waarden. Zo werd de 1%-drempel voor grote stern in bepaalde jaren rond Zeebrugge ruimschoots overschreden.

Het zuidelijke deel van de Noordzee is ook een belangrijke migratieroute, waarbij de vorm van de kusten een bottleneck vormt. Er wordt geschat dat niet minder dan 1 tot 1,3 miljoen zeevogels jaarlijks doorheen deze bottleneck migreren (Stienen *et al.* 2007). Zo wordt aangenomen dat meer dan de helft van de populaties van grote jager, dwergmeeuw, grote stern en visdief via die weg passeren. Voor dwergmeeuw zou dit zelfs de volledige biogeografische populatie kunnen zijn! De verschillende windmolenparken zullen mogelijk een aaneengesloten barriere vormen, van ca. 35 km breed, en dat in een stuk waar het kanaal tussen het vasteland en Groot-Brittannië ca. 140 km breed is.

Tabel 5.2. Seizonale aantallen van zeevogels in het Belgisch deel van de Noordzee op basis van de resultaten van zeevogelsurveys die werden uitgevoerd tussen 2001 en 2007 (zomer populatie aangeduid door x^S , migrerende en/of overwinterende populatie door x^M , aantallen in het geel overschrijden de 1%-grens (drempel waarden zijn gebaseerd op Mitchell et al. 2004 & Wetlands International 2013 en Birdlife International 2014).

Species	Subspecies / Population	1%-threshold	Mean numbers BPNS 2001-2007			
			Winter	Spring	Summer	Autumn
Red-throated diver	NW Europe (winter)	2,600	966	86	0	209
Diver sp.	-	-	34	1	0	6
Black-throated diver	N Europe + W Siberia	3,500	6	0	0	56
Great crested grebe	NW + W Europe	3,500	1,458	66	1	186
Northern fulmar	NE Atlantic	108,000	2,575	1,405	808	8,098
Northern gannet	NE Atlantic	9,150	1,799	737	556	4,990
Great cormorant	N + C Europe	3,900	246	86	209	98
Common scoter	ssp. <i>nigra</i>	5,500	1,089	3,656	119	85
Great skua	NE Atlantic	480	52	37	109	152
Little gull	C & E Europe	1,100	503	2,128	174	969
Black-headed gull	W Europe	42,100	388	1,289	321	1,442
Common gull	NW & C Europe	16,400	3,599	1,806	19	764
Lesser black-backed gull	ssp. <i>graellsii</i> + <i>intermedius</i>	$(5,500^S + 3,800)^M$	418	8,595	6,271	3,076
Herring gull	ssp. <i>argenteus</i> + <i>argentatus</i>	$(10,200^S + 20,100)^M$	1,844	3,124	2,621	874
Great black-backed gull	N & W Europe	4,200	5,092	590	90	3,850
Black-legged kittiwake	NE Atlantic	66,000	6,310	542	58	5,015
Sandwich tern	W Europe	1,700	0	627	987	113
Common tern	S/W Europe + N/E Europe	$(1,800^S + 9,800)^M$	0	2,431	2,638	286
Common guillemot	NE Atlantic	70,500	16,121	2,174	3	5,044
Unidentified auk	-	-	1,077	216	0	324
Razorbill	NE Atlantic	18,000	2,907	481	0	1,205
Total			46,451	30,077	14,985	36,839

6. Afkortingen

AA	Annual average
As	Arsenicum
BAC	Background assessment concentrations
BC	Background concentrations
BCP	Belgisch Continentaal Plateau
BEQI	Benthos Ecosystem Quality Index – Kwaliteitsindex voor het benthische ecosysteem
BMDC	Belgian Marine Data Center
BMM	Beheerseenheid van het Mathematisch Model van de Noordzee
Cd	Cadmium
CEMP	Coordinated Environmental Monitoring Programme
CHL-P90	chlorofyl-a
CO ₂	Koolstofdioxide
Cr	Chrome
Cu	Koper
dB	Decibel
DDT	dichlorodiphenyltrichloroethaan
DIC	Opgelost anorganisch koolstof
DIN	dissolved inorganic nitrogen - opgelost anorganisch stikstof
DIP	dissolved inorganic phosphorus - opgelost anorganisch fosfor
DMS	Dimethylsulfide
EAC	environmental assessment criteria – milieu-evaluatiecriteria
EEA	European environmental agency
ENEC	Estimated No Effects Concentration
EQS	environmental quality standards - milieuhygiënische kwaliteitsnormen
	European Nature Information System - Europees classificatiesysteem voor de indeling van de
EUNIS	habitattypes
GMT	Goede Milieutoestand
GPP	Totale primaire productie
GVB	Gemeenschappelijk Visserijbeleid
HCB	hexachlorobenzeen
HCH	Hexachlorocyclohexaan
HCH	Hexachlorocyclohexaan
HD	Habitatrichtlijn 92/43/EEG
	Baltic Marine Environment Protection Commission (Verdrag ter bescherming van het
HELCOM	mariene milieu in het Oostzeegebied - Verdrag van Helsinki)
ICES	International Council for the Exploration of the Sea
ILVO	Instituut voor Landbouw en Visserij Onderzoek
Jg	kwik
	KRMS: Kaderrichtlijn Mariene Strategie 2008/56/EG MARPOL: International Convention for
KRMS	the Prevention of Pollution From Ships
KRW	Kaderrichtlijn Water 2000/60/EG
MAC	Maximum allowable concentrations
MPA	Marien bescherm gebied
MRP	Marien ruimtelijk plan
MSY	\$maximum sustainable yield - maximale duurzame vangsten
N	Stikstof

NAO	North Atlantic Oscillation
ng	Nanogram
Ni	Nikkel
OCP	Organochloorpesticide
ODB	Overkoepelend stroomgebiedsbeheersplan Verdrag inzake de bescherming van het mariene milieu in het noordoostelijke deel van de Atlantische Oceaan
OSPAR	
OSPAR	
COMP	Gemeenschappelijke Procedure van het OSPAR verdrag
OSPAR	ecological quality objectives - ecologische kwaliteitsdoelen:
EcoQO	http://www.ospar.org/content/content.asp?menu=00690302200000_000000_000000
OSPAR	OSPAR Joint Assessment and Monitoring Programme – Gemeenschappelijk programma voor het permanent monitoren en evalueren
JAMP	
P	Fosfor
PAK	Polycyclische aromatische koolwater-stof
Pb	Lood
PBDE	Gepolybromeerde difenylethers
PCB	Polychloorbifenyyl
pCO ₂	partiële CO ₂ -druk
pH	Zuurgraad
PSU	Practical salinity unit
QSR	Quality status report
SECA	Sulphur Emission Control Area
SPL	sound pressure level - geluidsdrukniveau
SPM	Suspended particulate matter
TBT	tributyltin
Zn	Zink

Referenties

- Baretta-Bekker JG, Baretta JW, Latuhihin MJ, Desmit X and Prins TC (2009) Description of the long-term (1991-2005) temporal and spatial distribution of phytoplankton carbon biomass in the Dutch North Sea. *Journal of Sea Research* 61 (1-2), 50-59.
- Baeye M, Fettweis M, Legrand S, Dupont Y, Van Lancker V (2012). Mine burial in the seabed of high-turbidity area - Findings of a first experiment. *Continental Shelf Research* 43, 107–119.
- Belgische Staat, (2012a). Initiële Beoordeling voor de Belgische mariene wateren. Kaderrichtlijn Mariene Strategie—Art 8 lid 1a & 1b. BMM, Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu, Brussel, België, 81pp.
- Belgische Staat (2012b). Omschrijving van Goede Milieutoestand en vaststelling van Milieudoelen voor de Belgische mariene wateren. Kaderrichtlijn Mariene Strategie - Art 9 & 10. BMM/Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu: Brussel. 34 pp.
- Bellec, V, Van Lancker, V, Degrendele, K, Roche, M, Schotte, P & Le Bot, S (2010). Geo-environmental characterization of the Kwinte Bank. *Journal of Coastal Research* 51.
- BirdLife International (2004) *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. Cambridge, UK. BirdLife International.
- BMM et al (2009). Toestand van het mariene milieu in de zeegebieden onder de rechtsbevoegdheid van België. Federaal milieurapport 2004-2008, 77pp.
- Bonn Agreement, 2014. Summary Report of BE-AWARE “Area-Wide Assessment of Risk Evaluations” project, published on 31 March 2014, 47 pp. + Annexes. Zie: <http://beaware.bonnagreement.org/final-report>
- Bonne, W (2010). Macrobenthos characteristics and distribution during recovery within a depression created by sand extraction on a subtidal sandbank. *Journal of Coastal Research* 51.
- Borges A.V. & Frankignoulle, M. (1999). Daily and seasonal variations of the partial pressure of CO₂ in surface seawater along the Belgian and southern Dutch coastal areas. *Journal of Marine Systems*, 19, 251–266.
- Borges A.V. & Frankignoulle, M. (2002). Distribution and air-water exchange of carbon dioxide in the Scheldt plume off the Belgian coast. *Biogeochemistry*, 59, 41–67.
- Borges A.V. & Frankignoulle, M. (2003). Distribution of surface carbon dioxide and air-sea exchange in the English Channel and adjacent areas. *Journal of Geophysical Research*, 108, 3140.
- Borges L., van Keeken, O.A., van Helmond A.T.M., Couperus B., & Dickey-Collas M. (2008). What do pelagic freezer-trawlers discard? – *ICES Journal of Marine Science*, 65, 605–611.

- Borges A.V., Ruddick, K., Schiettecatte, L.S. & B. Delille (2008). Net ecosystem production and carbon dioxide fluxes in the Scheldt estuarine plume. *BMC Ecology*, 8, 15.
- Borges A.V. & N. Gypens (2010). Carbonate chemistry responds more strongly to eutrophication than ocean acidification in the coastal zone. *Limnology and Oceanography*, 55, 346–353.
- Breton E, Rousseau V, Parent J-Y, Ozer J and Lancelot C (2006) Hydroclimatic modulations of diatom/Phaeocystis blooms in nutrient-enriched Belgian coastal waters (North Sea). *Limnol. Oceanogr.* 51(3), 1401-1409.
- Brion N, Jans S, Chou L and Rousseau V (2008) Nutrient loads to the Belgian coastal zone. In *Current Status of Eutrophication in the Belgian Coastal Zone*. Rousseau V, Lancelot C, Cox D (eds), Presses Universitaires de Bruxelles, Brussels, N° dépôt legal: D/2006/1191/45.
- Cools, P., Haelters, J., Lopes Dos Santos Santiago, G., Claeys, G., Boelens, J., Leroux-Roels, I., Vanechoutte, M. & Deschaght, P., 2013. *Edwardsiella tarda* sepsis in a live-stranded sperm whale (*Physeter macrocephalus*). *Veterinary Microbiology* 166(1-2): 311-315.
- Daro M-H, Breton E, Antajan E, Gasparini S and Rousseau V (2008). Do Phaeocystis colony blooms affect zooplankton in the Belgian Coastal Zone? In: *Current Status of Eutrophication in the Belgian Coastal Zone*, Rousseau V, Lancelot C and Cox D (eds), Presses Universitaires de Bruxelles, Brussels, N° dépôt legal: D/2006/1191/45.
- 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, Willems W, Adriaens E, Vincx M & Van Lancker V, (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.
- Degraer S, Braeckman U, Haelters J, Hostens K, Jacques T, Kerckhof F, Merckx B, Rabaut M, Stienen E, Van Hoey G, Van Lancker V & Vincx M (2009). Studie betreffende het opstellen van een lijst met potentiële Habitatrichtlijn 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.
- Degraer S & Brabant, R (Eds.) (2009) *Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea : State of the art after two years of environmental monitoring*. Royal Belgian Institute for Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models. Marine ecosystem management unit. 287 pp. + annexes.
- Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B., (Eds.) (2013). *Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Learning from the past to optimise future monitoring programmes*. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Operational Directorate Natural Environment, Marine Ecology and Management Section. 239 pp.

- Degrendele K, Roche M, Schotte P, Bellec V & Van Lancker V (2010). Morphological Evolution of the Kwinte Bank Central Depression Before and After Cessation of Aggregate Extraction. *Journal of Coastal Research* 51.
- Deleersnijder E, JM Campin, and EJM. Delhez. (2001). The concept of age in marine modelling I. Theory and preliminary results. *Journal of Marine Systems* 28: 229-267. Fettweis, M., Van den Eynde, D. 2003. The mud deposits and the high turbidity in the Belgian-Dutch coastal zone, Southern bight of the North Sea. *Continental Shelf Research*, 23:669-691. doi: 10.1016/S0278-4343(03)00027-X
- Delhez EJM, AW Heemink, and E Deleersnijder. (2004). Residence time in a semi-enclosed domain from the solution of an adjoint problem. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 61: 691-702.
- Dittmann, T.; Becker, P.H.; Bakker, J.; Bignert, A.; Nyberg, E.; Pereira, M.G.; Pijanowska, U.; Shore, R.F.; Stienen, E.W.M.; Toft, G.O.; Marencic, H. (2012). Large-scale spatial pollution patterns around the North Sea indicated by coastal bird eggs within an EcoQO programme. *Environm. Sc. & Poll. Res.* 19: 4060-4072.
- Du Four I & Van Lancker V (2008). Changes of sedimentological patterns and morphological features due to the disposal of dredge spoil and the regeneration after cessation of the disposal activities. *Marine Geology* 255(1-2), 15-29.
- European Environment Agency (2012), *Climate change, impacts and vulnerability in Europe 2012*, 2012, 300 pp., ISBN 978-92-9213-346-7, doi:10.2800/66071
- Fettweis M and Van den Eynde D, (2003). The mud deposits and the high turbidity in the Belgian-Dutch coastal zone, Southern bight of the North Sea. *Continental Shelf Research*, 23, 669-691.
- Fettweis M, Nechad B, Van den Eynde, D (2007). An estimate of the suspended particulate matter (SPM) transport in the southern North Sea using SeaWiFS images, in-situ measurements and numerical model results. *Continental Shelf Research*, 27, 1568-1583.
- Fettweis M, Houziaux, JS, Du Four I, Van Lancker V, Baeteman C, Mathys M, Van den Eynde D, Francken F, Wartel S (2009a). Long-term influence of maritime access works on the distribution of cohesive sediment: Analysis of historical and recent data from the Belgian nearshore area (southern North Sea). *Geo-Marine Letters*, 29, 321-330.
- Fettweis M, Francken F, Van den Eynde D, Verwaest T, Janssens J, Van Lancker V (2010). Storm influence on SPM concentrations in a coastal turbidity maximum area with high anthropogenic impact (southern North Sea). *Continental Shelf Research*, 30, 1417-1427.
- Fettweis M, Baeye M, Francken F, Lauwaert B, Van den Eynde D, Van Lancker V, Martens C, Michielsen T (2011a). Monitoring the effects of disposal of fine sediments from maintenance dredging on suspended particulate matter concentration in the Belgian nearshore area (southern North Sea). *Marine Pollution Bulletin* 62, 258-269.
- Fettweis M, Van den Eynde D, Martens C (2011b). *Optimalisatie stortbeleid: Voorstel voor een terreinproef*. BMM rapport, 22pp.

- Fettweis M, Monbaliu J, Nechad B, Baeye M, Van den Eynde D. (2012). Weather and climate related spatial variability of high turbidity areas in the North Sea and the English Channel. *Methods in Oceanography* 3-4, 25-29.
- Fettweis M, Baeye M, Van der Zande D, Van den Eynde D, Lee BJ (2014). Seasonality of flocc strength in the southern North Sea. *Journal of Geophysical Research* 119, 1911-1926.
- Francken F, Hafez AM (2009) *Marine Technology Society Journal* (43, 4, Winter 2009), dedicated to the 2nd International Dialogue on Underwater Munitions, 25-27 February 2009, Honolulu, Hawaii. A case study in modelling dispersion of Yperite and Clark I and II from munitions at Paardenmarkt, Belgium.
- Gypens N., Lancelot C. & Borges A.V. (2004). Carbon dynamics and CO₂ air-sea exchanges in the eutrophicated coastal waters of the Southern Bight of the North Sea: a modelling study. *Biogeosciences*, 1, 147–157.
- Gypens N., Borges A.V. & Lancelot C. (2009). A model study of the evolution during the past 50 years of air-sea CO₂ fluxes in the Belgian coastal zone (Southern Bight of the North Sea). *Global Change Biology*, 15, 1040–1056.
- Gypens N., Lancelot C., Lacroix G. & Borges A.V. (2011). Seasonal and inter-annual variability of air-sea CO₂ fluxes and seawater carbonate chemistry in the Southern North Sea. *Progress in Oceanography*, 88, 59–77.
- Gypens N. & A.V. Borges (2014) Increase in dimethylsulfide (DMS) emissions due to eutrophication of coastal waters offsets their reduction due to ocean acidification, *Frontiers in Marine Science - Marine Ecosystem Ecology*, 1:4, doi: 10.3389/fmars.2014.00004
- Haelters J, Kerckhof F en Houziaux JS (2007). “De mogelijke uitvoering door België van OSPAR aanbeveling 2003/3 m.b.t. een netwerk van mariene beschermde gebieden.” (Possible execution of OSPAR recommendation 2003/3 by Belgium: implementation of a network of Marine Protected Areas). Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, Beheerseenheid Mathematisch Model Noordzee (BMM), Brussel, 39 p.
- Haelters J & C.J. Camphuysen (2009). The harbour porpoise (*Phocoena phocoena* L.) in the southern North Sea: Abundance, threats, research- and management proposals. Royal Belgian Institute of Natural Sciences (RBINS), department Management Unit of the North Sea Mathematical Models (MUMM) & Royal Netherlands Institute for Sea Research (NIOZ).
- Haelters, J., Kerckhof, F., Jacques, T.G. & Degraer, S. (2011). The harbour porpoise *Phocoena phocoena* in the Belgian part of the North Sea: trends in abundance and distribution. *Belgian Journal of Zoology*, 141: 75-84.
- Haelters, J., Kerckhof, F., Jauniaux, T. & Degraer, S. (2012). The grey seal (*Halichoerus grypus*) as a predator of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*)? *Aquatic Mammals* 38(4): 343-353. DOI 10.1578/AM.38.4.2012.343
- Haelters, J., Debusschere, E., Botteldooren, D., Dulière, V., Hostens, K., Norro, A., Vandendriessche, S., Vigin, L., Vincx, M. and Degraer, S., 2013a. The effects of pile driving on marine mammals and fish in Belgian waters. In: S. Degraer, R. Brabant and B. Rumes (Eds.). *Environmental impacts of the offshore windfarms in the Belgian part of the North*

Sea: learning from the past to optimize future monitoring programmes. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Brussels; 70-77.

Haelters, J., Vigin, L. and Degraer, S., 2013b. Attraction of harbour porpoises to offshore wind farms: what can be expected? In: S. Degraer, R. Brabant and B. Rumes (Eds.). Environmental impacts of the offshore windfarms in the Belgian part of the North Sea: learning from the past to optimize future monitoring programmes. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Brussels; 166-171.

Houziaux JS, Kerckhof F, Degrendele K, Roche M and Norro A (2008). "The Hinder banks : yet an important region for the Belgian marine biodiversity?" ('HINDERS'). Belgian Science Policy Office, programme SPSP-II, Final report. 249 pp. Available online at the URL: http://www.belspo.be/belspo/home/publ/pub_ostc/EV/rappEV45_en.pdf

ISC, Internationale Schelde commissie (2009). Overkoepelend deel van het beheersplan van het internationale scheldestroomgebiedsdistrict, 91pp.

Kerckhof F and Cattrijsse A (2001). Exotic Cirripedia (Balanomorpha) from buoys off the Belgian coast. *Senckenb. Marit.* 31(2): 245-254.

Kerckhof F and Houziaux JS (2003) : "Biodiversity of the Belgian marine areas". In "Biodiversity in Belgium". Peeters, M., Franklin, A. and Van Goethem, J.L.. Eds, RBINS, Brussels, 350-385.

Kerckhof F, Haelters, J, Gollasch, S, (2007). Alien species in the marine and brackish ecosystem: the situation in Belgian waters. *Aquatic Invasions* 2(3): 243-257.

Lacroix G, Ruddick KG, et al. (2004) Modelling the impact of the Scheldt and Rhine/Meuse plumes on the salinity distribution in Belgian waters (southern North Sea). *Journal of Sea Research* 52(3), 149-163.

Lacroix G., Ruddick K., Gypens N., Lancelot C., (2007a). Modelling the relative impact of rivers (Scheldt/Rhine/Seine) and Channel water on the nutrient and diatoms/Phaeocystis distributions in Belgian waters (Southern North Sea). *Continental Shelf Research*, 27(10-11): 1422-1446.

Lacroix G, Ruddick K, Park Y, Gypens N, and Lancelot C, (2007b). Validation of the 3D biogeochemical model MIRO&CO with field nutrient and phytoplankton data and MERIS-derived surface chlorophyll a images. *Journal of Marine Systems* 64, 66-88.

Lagring R (2009) Plankton Blooms in the Belgian part of the North Sea. Report from Aerial Survey, MUMM, Belgium.

Lagring, R., Degraer, S., de Montpellier, G., Jacques, T., Van Roy, W. and Schallier, R., 2012. Twenty years of Belgian North Sea aerial surveillance: A quantitative analysis of results confirms effectiveness of international oil pollution legislation. *Marine Pollution Bulletin* March 2012, 64(3), pp. 644-652.

Lancelot C, Rousseau V, and Gypens N (2009) Ecologically based indicators for Phaeocystis disturbance in eutrophied Belgian coastal waters (Southern North Sea) based on field observations and ecological modelling. *Journal of Sea Research* 61, 44-49.

- Lauwaert B, De Brauwer D, Bertheloot M, Fettweis M, Hillewaert H, Hostens K, Mergaert K, Moulaert I, Parmentier K, Van den Broeck R, Vanhoey G (2008). Synthesis report on the effects of dredged material disposal on the marine environment (licensing period 2006-2008). BMM, ILVO, AK & aMT report, BL/2008/01, 111pp.
- Lauwaert B, Bekaert K, Berteloot M, De Backer A, Derweduwen J, Dujardin A, Fettweis M, Hillewaert H, Hoffman S, Hostens K, Ides S, Janssens J, Martens C, Michiels T, Parmentier K, Van Hoey G, Verwaest T (2009). Synthesis report on the effects of dredged material disposal on the marine environment (licensing period 2008-2009). Report by BMM, ILVO, CD, aMT and WL BL/2009/01. 73pp.
- Lauwaert B, Delgado R, Derweduwen J, Devreise L, Fettweis M, Hostens K, Janssens J, Martens C, Robbens J, Timmermans S, Van Hoey G, Verwaest T (2011). Synthesis report on the effects of dredged material disposal on the marine environment (licensing period 2010-2011). Report Management Unit of the North Sea Mathematical Models (MUMM)/Institute for Agricultural and Fisheries Research (ILVO). Animal Sciences Unit - Fisheries/Maritime Access Division/Agency for Maritime and Coastal Service. Coastal Division/Flanders Hydraulics Research, Brussels. 85pp.
- Lauwaert B., Fettweis M., De Witte B., Devriese L., Van Hoey G., Timmermans S., Martens M (2014). Vooruitgangsrapport (juni 2014) over de effecten op het mariene milieu van baggerspeciëstortingen (Vergunningsperiode 01/01/2012 – 31/12/2016). Rapport BMM/ILVO visserij/Maritieme Toegang/ Agentschap Maritieme Dienstverlening Kust, Afdeling kust/Waterbouwkundig Laboratorium 25 pp.
- Leroy, D., Volckaert, A., Vermoote, S., De Wachter, B., Maes, F., Coene, J., and Calewaert, JB., 2006. Risk analysis of marine activities in the Belgian Part of the North Sea (RAMA). Research in the framework of the BELSPO Global change, ecosystems and biodiversity – SPSDII, April 2006, 107 pp. + Annexes. Zie: http://www.belspo.be/belspo/organisation/publ/pub_ostc/EV/rappEV36_en.pdf.
- Ménesguen, A., Cugier, P. and Leblond, I., (2006). A new numerical technique for tracking chemical species in a multisource, coastal ecosystem, applied to nitrogen causing *Ulva* blooms in the Bay of Brest (France). *Limnology and Oceanography*, 51(1, part 2): 591-601.
- Nechad B, Ruddick K, Park Y (2010). Calibration and validation of a generic multisensor algorithm for mapping of total suspended matter in turbid waters, *Remote Sensing of Environment* 114, 854–866,
- Norro, A., Botteldooren, D., Dekoninck, L., Haelters, J., Rumes, B., Van Renterghem, T & Degraer, S., 2013. Qualifying and quantifying offshore wind farm-generated noise. In: S. Degraer, R. Brabant and B. Rumes (Eds.). *Environmental impacts of the offshore windfarms in the Belgian part of the North Sea: learning from the past to optimize future monitoring programmes*. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Brussels; 62-69.
- OSPAR Commission (2008) Second OSPAR integrated report on the eutrophication status of the OSPAR maritime area. EUC 09/2/Info.1-E
- OSPAR Commission (2009) Status and trend of marine chemical pollution, London. 162pp.
- OSPAR Commission (2010) Quality Status Report 2010. OSPAR Commisison, London. 176pp.

- Purcell JE, Shin-ichi U and Wen-Tseng L (2007) Anthropogenic causes of jellyfish blooms and their direct consequences for humans: a review. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 350, 153-174.
- Richardson AJ, Bakun A, Hays GC and Gibbons MJ (2009) The jellyfish joyride: causes, consequences and management responses to a more gelatinous future. A Review. *Trends in Ecology and Evolution*, Vol. 24 No. 6, 312-322.
- Roose P and Binkman UATH (2005) *Trends in analytical chemistry*, Vol. 24 No 11, 897-926.
- Ruddick K and Lacroix, G. (2006). Hydrodynamics and Meteorology of the Belgian Coastal Zone (BCZ). In: Rousseau V., Lancelot, C. And Cox, D. (2006). *Current Status of Eutrophication in the Belgian Coastal Zone*, Presses Universitaires de Bruxelles, 122p.
- Schallier, R., Loicq, B., and Jacques, T.G., 2008. POLOPAC – studie BMM in opdracht van DG Leefmilieu ter evaluatie en actualisatie van de nood in België aan een capaciteit van toezicht op en interventie tegen operationele en accidentele lozingen veroorzaakt door schepen in de Belgische zeegebieden. Eindrapport BMM/KBIN, Oktober 2008, 74 pp. + Bijlagen.
- Schiettecatte L.S., Gazeau F., Van der Zee C, Brion N. & Borges A.V. (2006). Time series of the partial pressure of carbon dioxide (2001-2004) and preliminary inorganic carbon budget in the Scheldt plume (Belgian coast waters). *Geochemistry, Geophysics, Geosystems*, 7, Q06009.
- Stienen EWM., Van Waeyenberghe J, Kuijken E & Seys J (2007) Trapped within the corridor of the southern North Sea: the potential impact of offshore wind farms on seabirds. In: de Lucas, M., Guyonne, F.E. & Ferrer, M. (2007) *Birds and wind farms: risk assessment and mitigation*, p. 71 – 80.
- Teixeira H, Borja A, Weisberg S, Ranasinghe J, Cadien D, Dauer D, Dauvin J, Degraer S, Diaz R, Grémare A, Karakassis I, Llanso R, Lovell L, Marques J, Montagne D, Occhipinti-Ambrogi A, Rosenberg R, Sarda R, Schaffner L, Velarde R (2010). Assessing coastal benthic macrofauna community condition using best professional judgement – Developing consensus across North America and Europe. *Marine Pollution Bulletin* 60, 589-600.
- Tsimplis M N, Shaw AGP, Flather RA, and Woolf DK. (2006). The influence of the North Atlantic Oscillation on the sea-level around the northern European coasts reconsidered: the thermohaline effects. *Philosophical Transactions of the Royal Society A* 364: 845-856.
- Vanaverbeke J, Deprez T, Vincx M (2007). Changes in nematode communities at the long-term sand extraction site of the Kwintebank (Southern Bight of the North Sea). *Mar. Pollut. Bull.* 54(9): 1351-1360.
- Vanaverbeke J and Vincx M (2008). Short-term changes in nematode communities from an abandoned intense sand extraction site on the Kwintebank (Belgian Continental Shelf) two years post-cessation. *Mar. Environ. Res.* 66(2): 240-248.
- Van den Branden R, De Schepper G, Pollentier A (2014) Zand- en grindwinning op het Belgisch continentaal Plateau: Statistieken en visualisatie van de gegevens van het jaar 2013 van de automatische registreersystemen geïnstalleerd aan boord van de Zandwinningschepen. BMM-MDO/2009-22/Zagri.

- Vandendriessche S, De Backer A, Wittoeck J, Hostens K (2009). Natural vs. anthropogenically induced variability within communities of demersal fish and epibenthos in the Belgian part of the North Sea: implications for impact monitoring. Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek (ILVO-Visserij).
- Van den Eynde D, De Smet DL, De Sutter R, Francken F, Maes F, Ozer J, Polet H, Ponsar S, Van der Biest K, Vanderperren E, Verwaest T, Volckaert A and Willekens M. (2011). Evaluation of climate change impacts and adaptation responses for marine activities "CLIMAR". Final Report phase 1. Brussels: Belgian Science Policy. 81p.
- Van den Eynde, D., R. De Sutter and P. Haerens, 2012. Evolution of marine storminess in the Belgian part of the North Sea. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 12, 305-312. doi: 10.5194/nhess-12-305-2012.
- Van den Eynde D, Giardino A, Portilla J, Fettweis M, Francken F and Monbaliu J (2010). Modelling the effects of sand extraction on the sediment transport due to tides on the Kwinte Bank. *Journal of Coastal Research* 51.
- Van der Zande D., Lacroix G., Desmit X. & Ruddick K. (2011). Impact of irregular sampling by MERIS on eutrophication monitoring products for WFD and MSFD applications. in: Proceedings of the Sixth International Conference on EuroGOOS, 4-6 October 2011, Sopot, Poland, pp. 356–365.
- Vandepitte L., De Pooter D., Lescrauwaet A.-K., Fockedeij N. and Mees J. (eds) (2012) Niet-inheemse soorten van het Belgisch deel van de Noordzee en aanpalende estuaria. VLIZ Special Publication 59. VLIZ, Oostende, 372 pp
- Vanermen N., Brabant R., Stienen E.W.M., Courtens W., Onkelinx T., Van de walle M., Verstraete H., Vigin L. & Degraer S. (2013a). Bird monitoring at the Belgian offshore wind farms: results after five years of impact assessment. In: Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B., (Eds.) (2013). Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Learning from the past to optimise future monitoring programmes. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD natural environments, Marine ecosystem management unit. pp. 115-121. pp. 49-61.
- Van Franeker JA, Heubeck M, Fairclough K, Turner DM, Grantham M, Stienen EWM, Guse N, Pedersen J, Olsen KO, Andersson PJ, Olsen B (2005). 'Save the North Sea' Fulmar Study 2002-2004: a regional pilot project for the Fulmar-litter-EcoQO in the OSPAR area. Alterra-Rapport, 1162. Alterra: Wageningen, The Netherlands. 70 pp.
- 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., Delahaut, V., Derweduwen J., Devriese L., Dewitte B., Hostens K., Robbens J. 2011. Biological and chemical effects of the disposal of dredged material in the Belgian Part of the North Sea (licensing period 2010-2011). ILVO-mededeling 109
- Van Hoey, Gert; David Cabana Permy; Magda Vincx ; Kris Hostens, 2013. An Ecological Quality Status assessment procedure for soft-sediment benthic habitats: Weighing alternative approaches. *Ecological Indicators* 25, 266-278

- 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 and Degraer S (2007). Management, research and budgetting 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, Degraer S, Fettweis M, Francken F, Van den Eynde D, Devolder M, Luyten P, Monbaliu J, Toorman E, Portilla J, Ullmann A, Verwaest T, Janssens J, Vanlede J, Vincx M, Rabaut M, Houziaux J.-S, Mallaerts T, Vandenberghe N, Zeelmaekers E, & Goffin A (2009). QUantification of Erosion/Sedimentation patterns to Trace the natural versus anthropogenic sediment dynamics (QUEST4D). Final Report Phase 1. Brussels: Belgian Science Policy 2009 – 63p + Annexes. (Research Programme Science for a Sustainable Development)
- Van Lancker V, Bonne W, Collins M.B & Uriarte A (Editors) (2010a). European Marine Sand and Gravel Resources, Evaluation and Environmental Impact of Extraction. Journal of Coastal Research, Special volume 51.
- Van Lancker V.R.M, Bonne W, Bellec V, Degrendele K, Garel E, Brière C, Van den Eynde D, Collins M.B & Velegrakis A.F (2010b). Recommendations for the sustainable exploitation of tidal sandbanks. Journal of Coastal Research 51.
- Van Roy, W., Van Cappellen, M., Vogt, J.P. and Schallier, R., 2012. Jaarverslag 2012 van het Belgische programma ter observatie van de Noordzee vanuit de lucht. Rapport BMM/KBIN, 19 pp. Zie: http://www.mumm.ac.be/Downloads/surv_2012_nl_final.pdf
- Verfaillie E, Degraer S, Schelfaut K, Willems W and Van Lancker V(2009). A protocol for classifying ecologically relevant marine zones, a statistical approach, Estuarine Coastal and Shelf Sciences, 83 (2):175-185, doi:10.1016/j.ecss.2009.03.003.

7. Met dank aan

Dit rapport is een gezamenlijke bijdrage van de operationele directie Natuur van het Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen van het Federaal Wetenschapsbeleid, het Instituut voor Landbouw en visserij (ILVO) en Universit  de Liège (Ulg) gecoördineerd door de Beheerseenheid van het Mathematisch Model van de Noordzee (BMM), www.mumm.ac.be.

Zie ook de lijst met personen zoals vermeld in het tweede deel van het rapport.



federale overheidsdienst

**VOLKSGEZONDHEID,
VEILIGHEID VAN DE VOEDSELKETEN
EN LEEFMILIEU**

Victor Hortaplein 40/10
1060 Brussel - België
Tel: +32 (0)2 524 97 97
Mail: stephanie.baclin@gezondheid.belgie.be
www.gezondheid.belgie.be