

**DEUXIEME RAPPORT FEDERAL EN MATIERE D'ENVIRONNEMENT**  
**PARTIE 1**  
**ÉTAT DE L'ENVIRONNEMENT MARIN**



## Table des matières

1.	Introduction : le contexte.....	3
2.	Cadre physique.....	6
2.1	Bathymétrie et paysage marin.....	6
2.2	Influences météorologiques .....	7
2.3	Hydrodynamique .....	7
2.4	Température .....	8
2.5	Salinité .....	9
2.6	Masses d'eau .....	10
2.7	Temps de résidence et temps d'exposition.....	11
2.8	Matières en suspension et turbidité maximale.....	12
2.9	Conséquences des changements climatiques .....	13
3.	Eutrophisation.....	14
3.1	Conséquences de l'eutrophisation .....	15
3.2	Nutriments.....	15
3.3	pH, pCO <sub>2</sub> et acidification de la mer .....	16
3.4	Le phytoplancton .....	19
3.5	Le zooplancton.....	19
3.6	Le plancton gélatineux.....	19
3.7	Approche scientifique et outils d'aide à la gestion.....	19
3.8	Problématique des substances dangereuses .....	21
3.8.1	Le contrôle de la qualité chimique .....	28
3.8.2	Cadre et évaluation .....	28
3.8.3	Situation actuelle.....	28
3.8.4	OSPAR.....	30
3.8.5	Europe .....	33
3.8.6	Situation actuelle.....	33
4.	Activités humaines exercées en mer : pressions et impact .....	35
4.1	Extraction de sable et de gravier en mer.....	35
4.2	Déversement en mer de déblais de dragage.....	37
4.2.1	Influence à long terme des travaux d'infrastructure sur les sédiments .....	40
4.2.2	Efficacité des sites de déversement.....	40
4.2.3	Contrôle des effets biologiques et chimiques sur les sédiments et la faune des fonds marins .....	41
4.3	Parcs éoliens en mer.....	42
4.3.1	Morphodynamique .....	44
4.3.2	Bruits sous-marin .....	47
4.3.3	Couverture des substrats durs et attrait de poissons .....	48
4.3.4	Poissons, épi- et macrobenthos des substrats meubles .....	49
4.3.5	Oiseaux de mer.....	50
4.3.6	Mammifères marins .....	51
4.4	Navigation.....	52
4.1	Munitions immergées.....	54
4.2	Déchets marins .....	56
5.	Biodiversité.....	57
5.1	Communautés macrobenthiques des substrats meubles côtiers .....	57
5.2	Communautés macrobenthiques des substrats durs.....	59
5.3	Espèces non indigènes.....	60
5.4	Populations de poissons : .....	62

5.5	Angiospermes, macroalgues.....	65
5.6	Mammifères marins : le marsouin commun.....	65
5.1	Oiseaux marins.....	67
6.	Abréviations .....	69
	Références.....	71
7.	Remerciements .....	80

## 1. Introduction : le contexte

Depuis la parution du premier rapport en 2009, la situation de la mer a considérablement changé. Ainsi en 2010 le nouveau Quality status report (QSR) de la commission OSPAR, qui décrit la situation de la totalité de la mer du Nord (OSPAR 2010) a été publié. D'après le QSR 2010, un certain nombre de points positifs sont à relever dans l'ensemble de la zone de la mer du Nord, qui s'étend de la Norvège à la France et dont la Belgique fait partie. Il y a par exemple des indications que les communautés de poissons peuplant les fonds marins sont en train de se rétablir, que les quantités de mercure et de plomb provenant des grandes rivières ont baissé et que 5,4 % de toute la zone de la mer du Nord (données de 2010) constitue maintenant une aire marine protégée (MPA). D'autres problèmes perdurent toutefois, comme l'eutrophisation côtière, la pollution maritime par des produits dangereux, la quantité de déchets, l'évolution trop lente vers une pêche durable, l'échec de la reproduction de certains oiseaux de mer, l'endommagement des fonds marins causé par la pêche aux chaluts de fond et l'impact du changement climatique (comportement modifié du plancton et des espèces de poissons). Un rapport intermédiaire de la commission OSPAR sur la situation de la mer du Nord est prévu pour 2017 et une mise à jour complète pour 2021.

Sur le plan national, la construction de parcs éoliens en mer a démarré et un programme de recherche spécifique a été mis en place pour étudier les effets de cette nouvelle activité sur le milieu marin. Les résultats des cinq premières années d'étude dans le parc éolien ont été présentés au public en novembre 2013 et sont résumés dans le présent rapport (voir chapitre 4.3).

Sur le plan européen, la Directive-Cadre sur l'Eau (DCE, 2000) vise à améliorer la qualité de l'eau d'ici 2015. Son objectif majeur est d'atteindre le bon état chimique et écologique des eaux territoriales. Étant donné que cette directive appelle à une gestion par bassin versant, les eaux côtières belges relèvent du bassin hydrographique de l'Escaut. La directive a également exigé l'établissement d'un plan de gestion 2010-2015, décrivant comment le « bon état » sera atteint. Le plan de gestion global du bassin du district de l'Escaut est constitué de la partie faîtière du plan de gestion du district hydrographique international (PFPG) et des plans de gestion des différentes régions/différents pays. Il comprend les caractéristiques du bassin, une révision de l'impact des activités humaines sur l'état des eaux dans le district hydrographique, une estimation de l'effet des législations et réglementations existantes, les lacunes restantes qui font obstacle à la réalisation de ces objectifs et un ensemble de mesures élaborées pour combler ce « fossé ». La DCE prévoit ensuite un second cycle de gestion qui couvre la période 2016-2021. Après quoi, à la suite du troisième plan de gestion et au plus tard en 2017, les objectifs environnementaux définitifs doivent être atteints.

La Directive-cadre Stratégie pour le Milieu marin a été rédigée en 2008. Cette directive vise explicitement à rétablir d'ici 2020 le bon état écologique (BEE) de toutes les eaux marines qui relèvent de la juridiction des États membres (jusqu'à 200 milles marins de la côte). Elle utilise à cette fin une approche holistique qui tient compte de toutes les dimensions des écosystèmes marins, sur une base régionale. Le « bon état écologique » est défini comme étant l'état écologique des eaux marines tel que celles-ci conservent la diversité écologique et le dynamisme des océans et des mers, dans ce cadre l'utilisation du milieu marin a lieu de façon durable, sauvegardant ainsi le potentiel de celui-ci aux fins des utilisations et activités des générations actuelles et futures. Onze « descripteurs » de l'écosystème marin doivent être pris en compte pour définir ce BEE. Le premier pas dans cette direction a été l'établissement du rapport « Évaluation initiale des eaux marines belges » en exécution de l'article 8, alinéas 1a & 1b de cette directive (État belge 2012a). En exécution des articles 9 & 10 de la Directive-cadre Stratégie pour le Milieu marin, la « Définition du bon état écologique et définition d'objectifs environnementaux pour les eaux marines belges » (État belge 2012b) a été rapportée à l'Europe en 2012. L'étape suivante consiste à établir un plan de surveillance en vue d'atteindre un bon état écologique d'ici 2020. Ce plan est prévu pour l'automne 2014.

Afin d'équilibrer toutes les activités en mer, l'Autorité a établi un plan d'aménagement des espaces marins (PAEM, figure 1.1.) pour la partie belge de la mer du Nord. La zone côtière belge présente en effet deux caractéristiques : elle est ouverte et « chargée ». D'abord son ouverture : son état est plus dépendant des flux transfrontaliers que des processus qui se déroulent à l'intérieur de la zone même. Cela signifie que la responsabilité belge relative à la qualité de son écosystème marin n'est pas illimitée et souligne une fois de plus l'importance de la coopération européenne et internationale. Bien que la zone soit exiguë (3 454 km<sup>2</sup>), elle est le siège de nombreuses activités variées : routes maritimes internationales à grand trafic, activités portuaires, parcs éoliens, pêche, exploitation de sable et de gravier, mariculture, dragage et déversement des déblais de dragage, activités militaires, navigation de plaisance, etc. (figure 1). Toutes ces activités entraînent toutefois une pression élevée. Les différentes activités peuvent se chevaucher et exercer un effet sur l'environnement (État belge, 2012b).

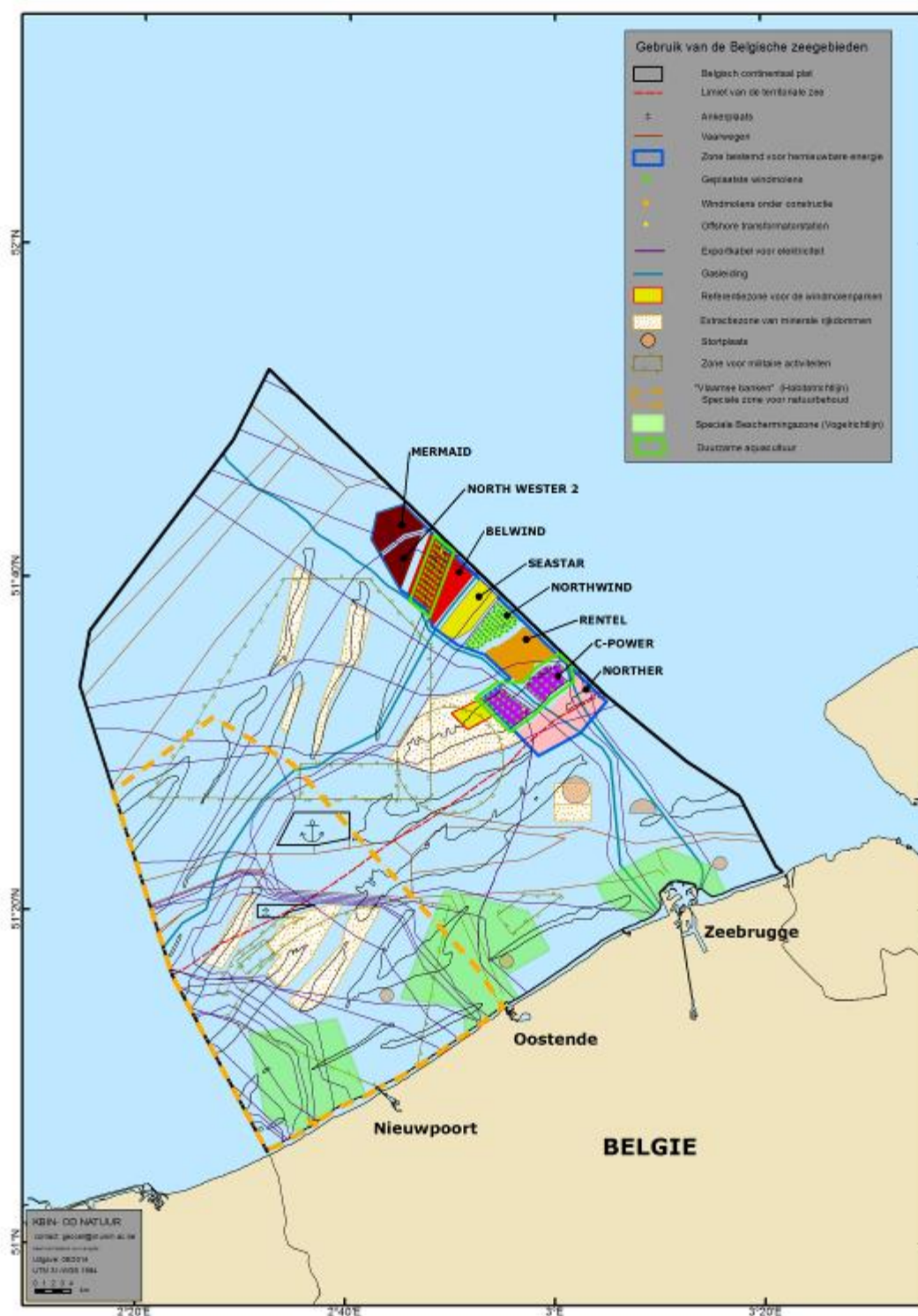


Figure 1.1 : Le plateau continental belge

Le premier rapport environnemental décrivant l'état de l'environnement marin pour la période 2004-2008 (UGMM et al, 2009) est paru en 2009. Pour plus d'informations générales sur les aires marines belges et des informations descriptives sur les méthodes utilisées pour déterminer les données chiffrées dans le présent rapport, nous renvoyons au rapport susmentionné. Le présent rapport vise à examiner comment les connaissances sur l'état de l'environnement marin belge ont évolué au cours de la période 2009-2013.

## 2. Cadre physique

Ce chapitre donne les clés pour comprendre l'influence prépondérante de l'environnement physique sur l'écosystème marin et sur l'ensemble des activités humaines en mer. Outre la bathymétrie, qui définit les contraintes géométriques, les principaux paramètres physiques pour décrire l'environnement marin de la zone côtière belge sont :

- les courants et la diffusion turbulente, qui contrôlent les processus d'advection-diffusion de tous les constituants dissous ou en suspension dans l'eau de mer ;
- la température, la salinité et la turbidité, qui déterminent la densité de l'eau de mer et qui contrôlent l'activité biologique et les processus chimiques.

Ces paramètres océanographiques sont à leur tour influencés par les conditions météorologiques (température de l'air, vent, nuages, pluie, évaporation...) et par les marées. La dynamique des matières en suspension contrôle le transport des sédiments, le dépôt et la resuspension des particules, et détermine donc la morphologie du fond marin.

Étant donné que les phénomènes physiques ne sont pas assujettis aux frontières territoriales, il est souvent nécessaire de considérer des zones géographiques plus vastes que la zone côtière belge, comme la Manche et la mer du Nord méridionale. Et étant donné que les processus physiques couvrent une large échelle de temps, nous nous concentrerons principalement sur les processus qui durent de quelques heures à quelques jours, ainsi que sur les cycles saisonniers. Les conséquences climatiques (à long terme) seront brièvement abordées dans la dernière partie.

### 2.1 Bathymétrie et paysage marin

La figure 2.1 représente la topographie ou bathymétrie du fond marin sur les 3 454 km<sup>2</sup> de la zone côtière belge. La zone près des côtes est généralement peu profonde. La profondeur s'accroît progressivement jusqu'à environ 45 m vers la frontière de la zone belge, située en haute mer. Le fond marin se caractérise donc par une pente régulière parsemée de nombreux bancs de sable immergés. Les Bancs de Flandre sont pour ainsi dire parallèles à la côte, font à peu près 15 km de long et ont une hauteur moyenne de 20 m. Les voies de navigation vers les ports de Zeebrugge, d'Oostende et d'Anvers forment des chenaux profonds et constituent des retenues de boues. De grandes quantités de sédiments fins sont déplacées par des travaux de dragage afin de maintenir l'accès maritime aux ports sûr et aisé (Fettweis et Van den Eynde, 2003 ; Lauwaert *et al.* 2008, 2009,2011).

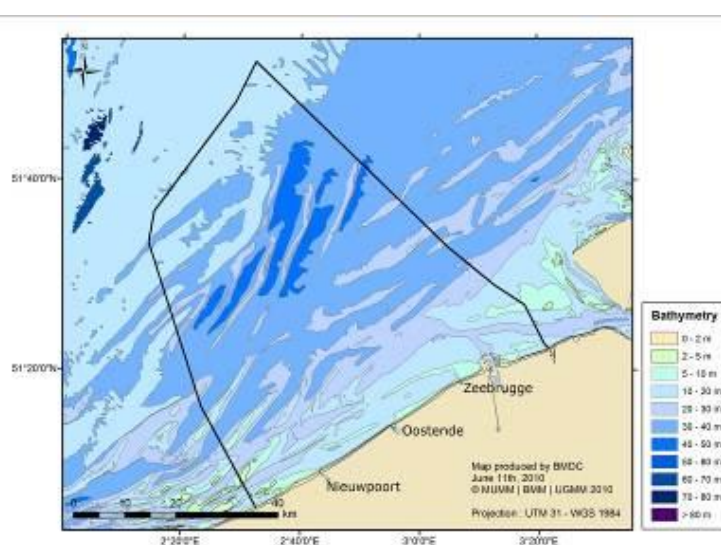


Figure 2.1 : Bathymétrie de la zone côtière belge.

L'étude du paysage marin et de différents types d'habitats nous permet d'affiner la description topographique du fond marin. En appliquant des techniques d'analyse géostatistiques avancées sur des ensembles de données de sédimentologie, la composition du substrat (gravier, sable, argile ou vase), l'orientation de la pente de la bathymétrie, la rugosité du sol, la tension de cisaillement au fond, la vitesse maximale, la concentration de chlorophylle *a* et la concentration des particules en suspension, Verfaillie *et al.* (2009) ont décomposé la partie belge de la mer du Nord en 8 différentes zones marines (figure 2.2).

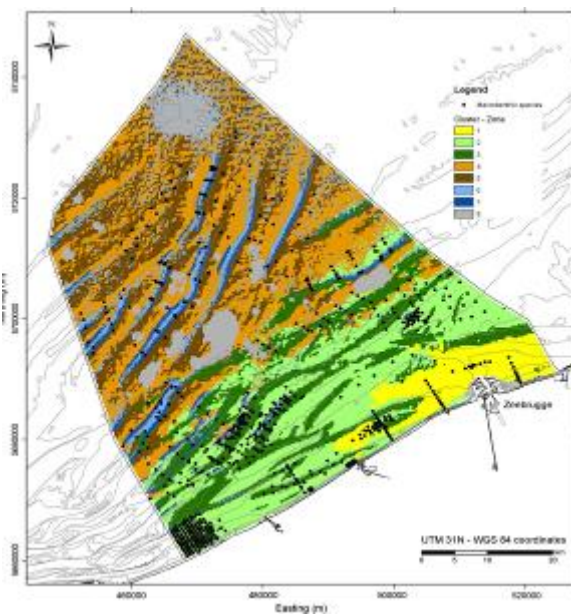


Figure 2.2 : Subdivision du fond marin en 8 zones distinctes – Verfaillie *et al.* (2009).

La zone 1 (jaune) est peu profonde, turbide, principalement composée d'argile et de vase, et est caractérisée par des courants rapides et des concentrations élevées de chlorophylle. La zone 2 (vert clair) est peu profonde, légèrement turbide et composée de sable fin. Elle présente également des concentrations élevées de chlorophylle. Les zones 3 (vert foncé) se distinguent en majeure partie de la zone 2 par une granulométrie un peu plus grossière du sable. Elles correspondent principalement aux coteaux des bancs de sable peu profonds orientés vers le sud-est. Les zones 4 (brun clair) et 5 (brun foncé) sont composées de sable de granulométrie moyenne et correspondent à des zones de replats profonds et au pied des coteaux de bancs de sable lointains (respectivement, les versants nord-ouest et sud-est). Les zones 6 (bleu clair) et 7 (bleu foncé) correspondent aux crêtes et à la partie supérieure des coteaux des bancs de sable profonds. Et enfin, la zone 8 (gris clair) est principalement constituée de gravier et de débris de coquillage. Étant donné que cette classification est exclusivement basée sur des paramètres abiotiques, aucune conclusion ne peut être tirée quant à la pertinence écologique de la classification.

## 2.2 Influences météorologiques

Il n'y a pas de nouvelles données disponibles pour ce chapitre depuis le rapport fédéral en matière d'environnement 2004-2008, auquel le lecteur est renvoyé (UGMM *et al.*, 2009)

## 2.3 Hydrodynamique

Il n'y a pas de nouvelles données disponibles pour ce chapitre depuis le rapport fédéral en matière d'environnement 2004-2008, auquel le lecteur est renvoyé (UGMM *et al.*, 2009)



## 2.4 Température

La température de l'eau de mer dans la zone côtière belge présente un cycle saisonnier bien marqué avec une différence de température entre l'hiver et l'été de l'ordre de 15° C (figure 2.3). La température de l'eau de mer a une variabilité interannuelle de 1 à 3° C et est fortement corrélée à l'index North Atlantic Oscillation (NAO) (Tsimplis *et al.* 2006).<sup>1</sup>

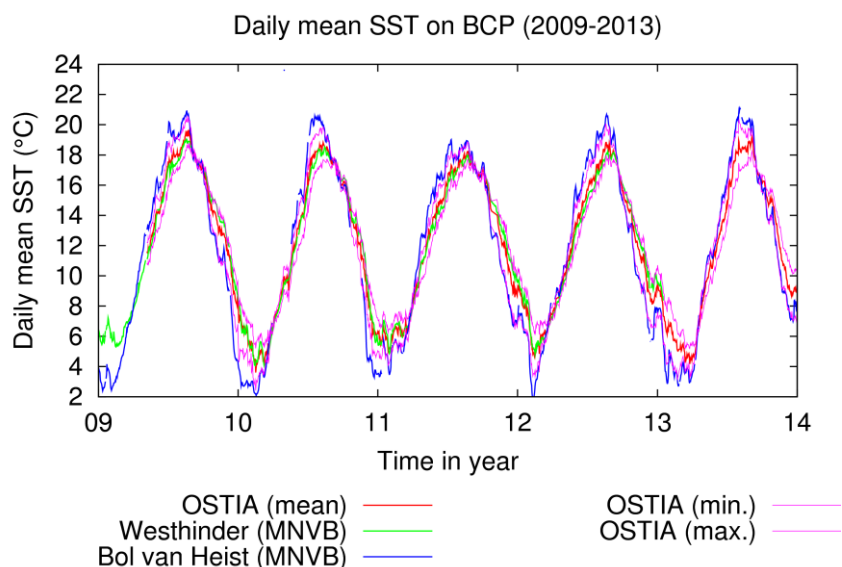


Figure 2.3 : Température de surface aux stations Westhinder et Bol Van Heist pour la période 2009-2013.

La figure 2.4 présente la variation spatiale de la température de surface en moyenne mensuelle à la fin de l'hiver (mois de février) et de l'été (mois d'août) pour la période 2009-2013. En hiver, une langue d'eau plus chaude provenant de la Manche crée une différence de température de l'ordre de 1 à 3° C entre le centre de la baie sud de la mer du Nord et la côte. En été, cette différence de température est inversée à cause du réchauffement plus rapide des eaux côtières moins profondes.

La zone côtière belge étant généralement bien mélangée verticalement, les variations de température sur la verticale sont généralement inférieures à 1 C.

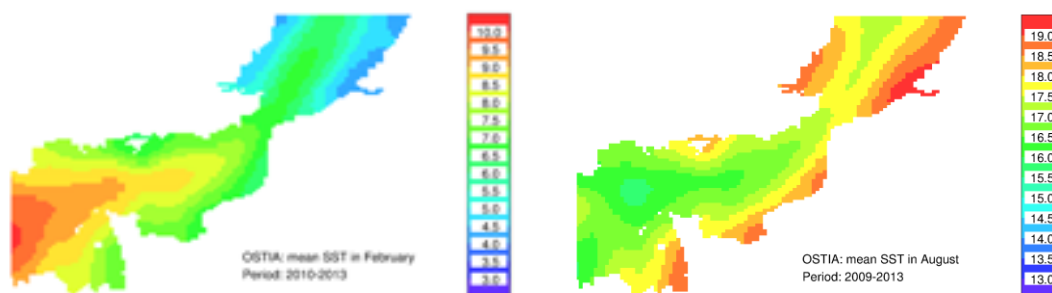


Figure 2.4 : Moyenne mensuelle de la température de surface pour la période 2009-2013. À gauche : février. À droite : août.  
 Source des données : données satellitaires OSTIA produites par le UK Met Office et distribuée par le Copernicus Marine Service ([www.myocean.eu](http://www.myocean.eu)).

<sup>1</sup> Index NAO (North Atlantic Oscillation, Hurrell, 1995) qui mesure l'anomalie du gradient de pression à grande échelle entre la dépression islandaise et l'anticyclone des Açores. Un index positif représente un renforcement de ce gradient de pression et correspond entre autres à une intensification des vents du secteur sud-ouest sur la Manche.

Pour la période 1987-2011, la tendance de la température de surface de la mer, en moyenne annuelle, est de 0,04°C/an dans les eaux belges et néerlandaises (voir aussi la carte 3.2 ou (AEE, 2012)). L'AEE 2012 révèle également que la température des mers européennes augmente plus que celle qui est mesurée dans l'ensemble des océans. L'augmentation de la température de surface des mers européennes observée ces 25 dernières années est la plus importante qui ait jamais été mesurée au cours de périodes de 25 ans. Cette augmentation était environ 10 fois plus rapide que la hausse de la température moyenne au cours du siècle dernier et même avant.

## 2.5 Salinité

La figure 2.5 montre la distribution de salinité à long terme sur la partie sud de la mer du Nord et la Manche. La différence entre les précipitations et l'évaporation étant négligeable à l'échelle de la baie sud de la mer du Nord, la salinité de l'eau de mer dans la zone côtière belge est principalement influencée par la décharge en eau douce des grands fleuves. D'une largeur comprise entre 10 et 40 km, les panaches d'eau douce de la Seine, de l'Escaut, du Rhin, de la Meuse et d'autres plus petits fleuves restent « collés » à la côte. La salinité peut y varier entre 25 et 32 PSU (*practical salinity unit*). Par comparaison, l'eau de mer à l'entrée de la Manche est d'environ 35 PSU.

La distribution de la salinité à long terme est modulée par les événements venteux qui peuvent pousser les panaches des fleuves plus ou moins loin en mer ou les rabattre le long de la côte. Par ailleurs, le cycle saisonnier du vent, des précipitations et donc des débits des fleuves induit aussi des variations saisonnières de la salinité sur la zone côtière belge.

La zone côtière belge étant généralement bien mélangée verticalement, les variations verticales de salinité y sont généralement limitées (< 0,2 PSU). La stratification n'est toutefois plus négligeable (comprise entre 1 et 4 PSU) dans le panache du Rhin/Meuse.

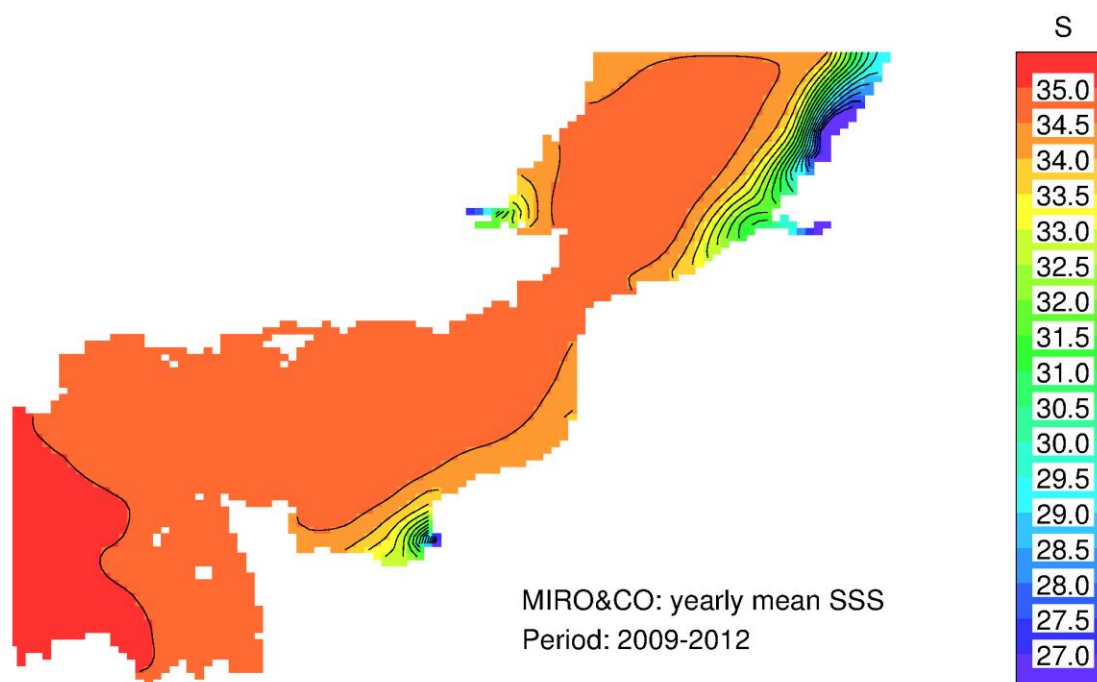


Figure 2.5 Salinité de surface (en PSU) moyennée sur la période 1993-2002 telle que modélisée par Lacroix et al (2004). Les valeurs mesurées in-situ sont superposées dans les cercles de coloriés. (Figure courtesy: Adapted from Ruddick et Lacroix, 2006)

## 2.6 Masses d'eau

Dans les zones côtières, il est pratique de définir le concept de la masse d'eau en fonction de son origine. C'est un instrument intéressant pour déterminer la provenance de divers polluants passifs dissous dans l'eau de mer.

À l'aide d'instruments de modélisation mathématique, Lacroix *et al.* (2004) ont démontré que l'eau de mer contenue dans un échantillon pris au large de la zone côtière belge est composée à plus de 95 % d'eaux provenant de l'océan Atlantique, les autres contributions provenant des décharges d'eau douce du Rhin/Meuse, de l'Escaut, de la Seine et d'autres rivières plus petites. La figure 2.6 montre la distribution à long terme des différentes contributions estuariennes. La contribution relative de la Seine augmente significativement au fur et à mesure que l'on s'éloigne de la côte belge. Dans la majeure partie des eaux côtières belges, l'influence des masses d'eau du Rhin et de la Meuse est au moins aussi grande que celle de l'Escaut. Et enfin, cette étude démontre une extrême variabilité temporelle, aussi bien en matière de fréquence (passage d'un système de dépressions), qu'entre les différentes années (explicitement corrélée à l'indice d'oscillation nord-atlantique (NAO)).

Les modélisations hydro-biogéochimiques corrélées (p. ex., Lacroix *et al.* 2007b), permettent d'identifier les zones marines qui posent problème, par exemple, en matière d'eutrofication en comparant les concentrations de nutriments (azote et phosphore) et de chlorophylle *a* avec les valeurs seuils qui indiquent les limites relatives à un bon état écologique (Directive-cadre Stratégie pour le milieu marin). Dans ces modélisations, différentes méthodes telles que le « concept de l'âge » (Deleersnijder *et al.* 2001 ; Delhez *et al.* 2004), les « traceurs » (Ménèsquen *et al.* 2006) ou l'analyse de sensibilité (Lacroix *et al.* 2007a), permettent d'élargir le concept des « masses d'eau » aux substances actives telles que les nutriments. Cela permet également de déterminer pour une certaine zone marine (p. ex. une zone à problème) quelle est la contribution relative de chaque source de nutriments (p. ex.: différentes rivières, l'océan Atlantique, les dépôts atmosphériques).

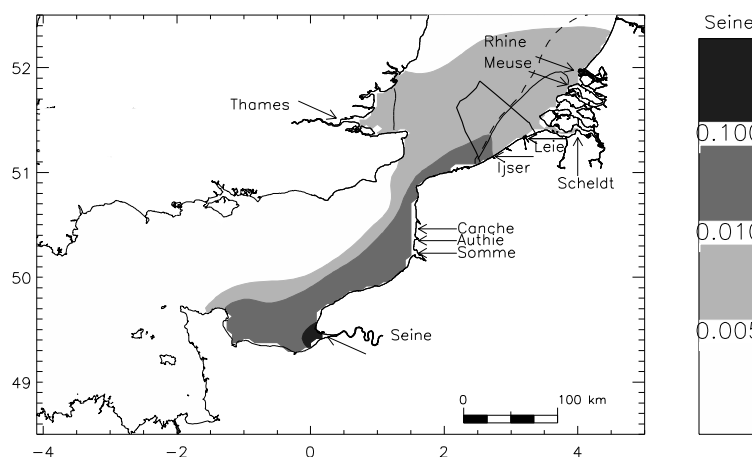


Figure 2.6 : Distribution relative des masses d'eau provenant de la Seine et d'autres rivières françaises (moyenne) sur la période 1993-2003 (échelle des gris : 0,5 %, 1 %, 10 %) telle que modélisée par Lacroix *et al.* (2004).

La ligne continue représente l'isoline 1 % pour la masse d'eau provenant de l'Escaut et de la Tamise. La ligne discontinue représente l'isoline 1 % pour la masse d'eau provenant du Rhin/Meuse.

## 2.7 Temps de résidence et temps d'exposition

En génie chimique et dans les sciences environnementales, les temps de résidence et d'exposition sont deux indicateurs importants utilisés pour caractériser la dynamique d'un système ouvert, comme peut l'être la partie Belge de la mer du Nord.

Le temps de résidence  $\theta_r$  est défini comme le temps moyen qu'il faudrait à un traceur introduit en un point de particulier de la zone belge de la mer du Nord pour la quitter une première fois (Figure 2.7, gauche). Le temps de résidence varie donc d'un point à l'autre. Il est nul aux frontières maritimes et croît progressivement au fur et à mesure que l'on s'éloigne des frontières. Il atteint une valeur de 6 jours entre Nieuwpoort et Ostende. L'asymétrie entre le temps de résidence à la frontière française et celui à la frontière néerlandaise s'explique aisément par le transport des masses d'eaux qui s'effectue en moyenne de la France vers les Pays Bas (figure 2.6).

Le temps d'exposition a été introduit afin de tenir compte du fait que le panache d'un traceur qui a quitté une première fois les eaux belges peut y être repoussé sous l'effet de la marée ou d'un changement de vent. Plus précisément, le temps d'exposition  $\theta_e$  est le temps total moyen qu'un traceur introduit en un point particulier de la zone belge de la mer du Nord passera dans la zone. Le temps d'exposition est supérieur au temps de résidence si, une fois sortie, le traceur entre à nouveau dans le domaine. Le temps d'exposition dans la zone belge de la mer du Nord varie de 1 jour au large de la frontière maritime avec les Pays-Bas à 11 jours au large de Nieuwpoort (Figure 2.7, droite). Ici aussi, cette asymétrie s'explique aisément par le transport des masses d'eaux qui s'effectue en moyenne de la France vers les Pays Bas (figure 2.6).

Finalement, la différence normalisée entre le temps d'exposition et le temps de résidence  $(\theta_e - \theta_r) / \theta_e$  permet de caractériser l'aspect ouvert ou fermé d'un système. Cette différence, aussi appelé coefficient de retour, vaut 0 si le panache du traceur ne revient jamais à l'intérieur du domaine et tend vers 1 si il revient souvent. Pour la zone belge de la mer du Nord, le coefficient de retour est compris entre 0,2 au large d'Ostende et 0,9 à proximité directe des frontières (Figure 2.8.).

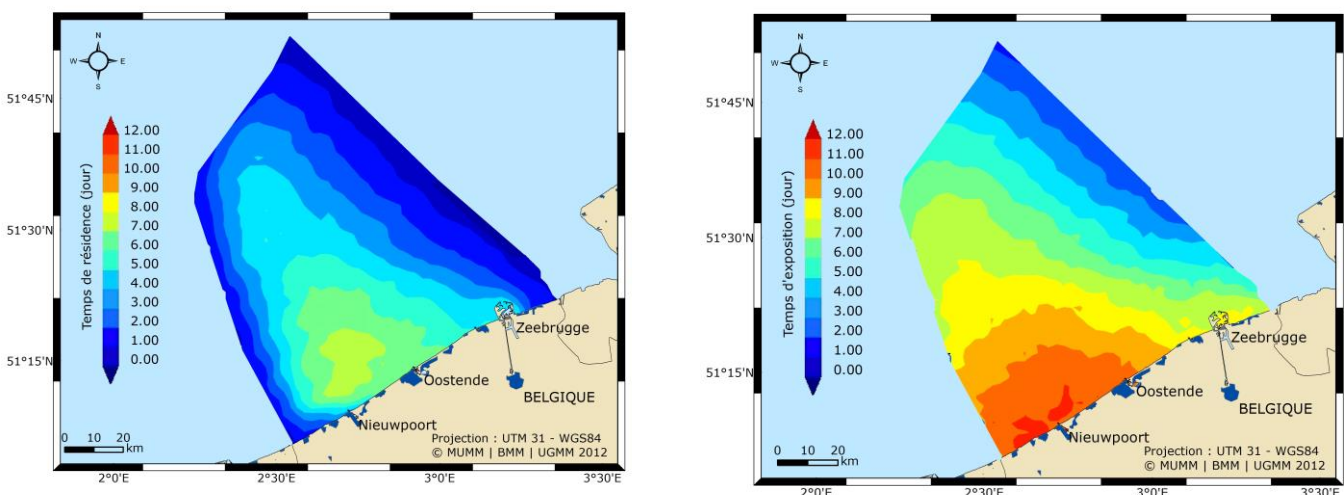


Figure 2.7 : Temps de résidence (à gauche) et temps d'exposition (à droite) pour la zone belge de la mer du Nord.

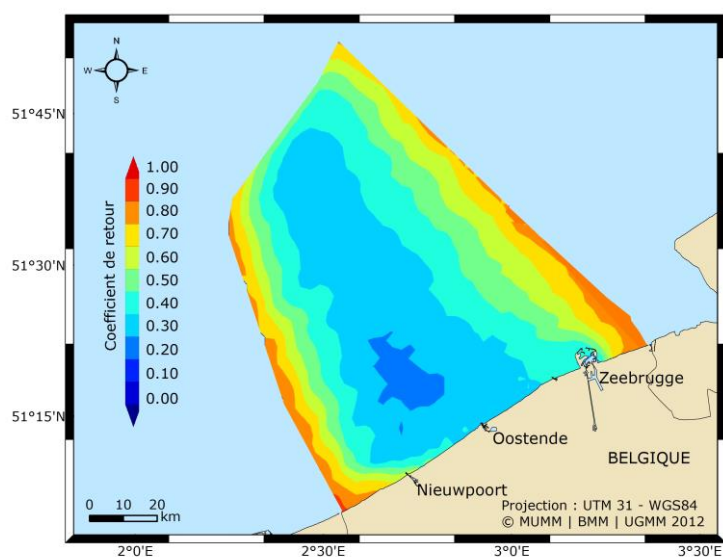


Figure 2.8 : Coefficient de retour pour le BCP.

## 2.8 Matières en suspension et turbidité maximale

Le plateau continental belge (PCB) est caractérisé par une turbidité maximale le long de la côte (Figure 2.9). La turbidité est un paramètre optique (l'inverse de la transparence) et est principalement déterminée par la concentration de matières en suspension (matières particulaires en suspension, MPS) dans la colonne d'eau. La turbidité maximale présente toujours des concentrations élevées de ces particules minérales et organiques : de 100 mg/l à quelque 1000 mg/l. Il y a également une zone de transition avec des concentrations de MPS parfois élevées (5-50 mg/l) et au large, une zone avec des concentrations toujours faibles de MPS (< 5 mg/l) (Fettweis *et al.* 2007). La concentration de MPS varie selon la marée, la marée de vive-eau et la marée de morte-eau. Les variations susmentionnées se produisent en conséquence des conditions météorologiques et du climat (Fettweis *et al.* 2012). La concentration MPS est ultérieurement caractérisée par un signal saisonnier. À distance croissante du fond, la différence de concentration de MPS augmente entre les saisons d'été et d'hiver. À la surface, la concentration de MPS en hiver est environ deux fois plus élevée qu'en été (Figure 2.9). Près du fond, la relation est inversée, avec une concentration moyenne de MPS plus élevée en été qu'en hiver. Ce modèle saisonnier est largement déterminé par l'activité biologique (voir la concentration de Chl dans la Figure 2.9), qui est plus élevée en été qu'en hiver (Fettweis *et al.* 2014).

Les principales sources de matières en suspension dans la zone côtière belge sont les rivières françaises, l'érosion des roches crayeuses du Cap Griz-Nez et du Cap Blanc-Nez, ainsi que l'érosion des couches de boues holocènes affleurantes dans la zone littorale entre Ostende et la frontière néerlandaise (Fettweis & Van den Eynde 2003). On relève dans la turbidité maximale un gradient vertical marqué de la concentration de MPS de sorte que cette dernière est significativement plus élevée près du fond qu'à la surface. Tout près du fond, des suspensions de boue fortement concentrées, présentant une concentration de MPS de plusieurs g/l ou plus, peuvent se former pendant les marées de vives-eaux et/ou pendant les tempêtes (Fettweis *et al.* 2010 ; Baeye *et al.* 2012).

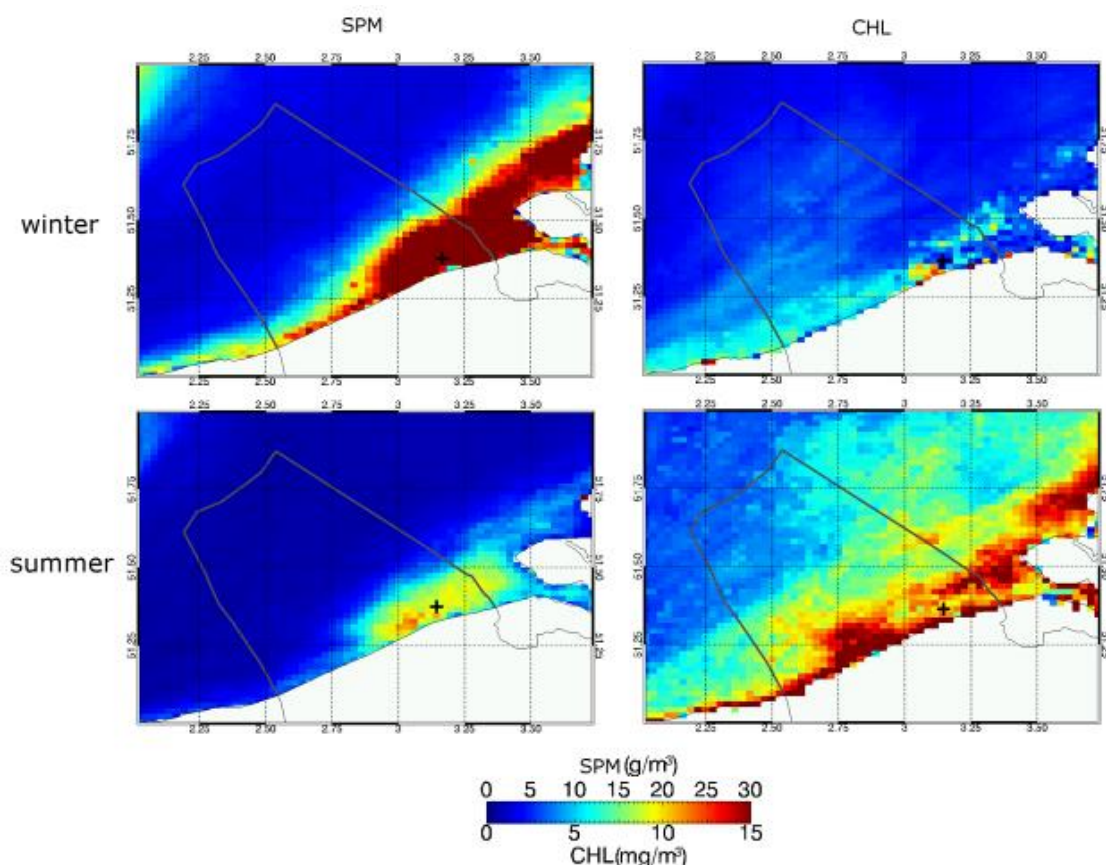


Figure 2.9 : Surface des MPS et concentration de Chl au cours de l'hiver et de l'été de l'année 2011. Les concentrations de MPS et de Chl ont été calculées sur la base de la réflectance de l'eau mesurée par le satellite MERIS dans la bande 665 nm, en utilisant l'algorithme de télédétection de Nechad et al. (2010).

L'extraction de sable accroît localement la turbidité dans la zone d'exploitation. Il s'agit en fait des panaches de turbidité issus des chantiers de dragage. Les courants peuvent disperser ces panaches de turbidité dans une zone bien plus vaste que la zone d'exploitation.

Le maximum de turbidité dans la zone du littoral constitue un phénomène naturel. Si l'extraction de sable a lieu à proximité du maximum de turbidité (ce qui n'est généralement pas le cas, voir le chapitre 4.1. extraction de sable et de gravier, Fig. 4.2), il peut y avoir une certaine influence. Cette dernière sera toutefois très limitée et n'augmentera pas de façon significative la concentration déjà naturellement élevée des matières en suspension.

## 2.9 Conséquences des changements climatiques

Van den Eynde *et al.* (2011) ont compilé toutes les connaissances actuelles sur l'impact du changement climatique (à long terme) sur les eaux côtières belges.

Une analyse des ensembles de données historiques a révélé les faits suivants :

1. Le niveau de la mer à Ostende a monté en moyenne de 1,69 mm par an entre 1927 et 2006. Depuis 1992, cette montée a tendance à s'accélérer et atteint aujourd'hui 4,41 mm par an.
2. La température de l'eau de la mer du Nord augmente actuellement de 0,023°C à 0,053°C par an.
3. La vitesse des vents au large de la zone côtière belge, la hauteur significative des vagues et la fréquence d'occurrence des tempêtes ne semblent pas présenter de tendances particulières (Van den Eynde et al. (2012)), si ce n'est peut-être une très faible baisse depuis les années

1990-1995. Les séries temporelles de ces paramètres ne commencent toutefois qu'à la fin des années 1970 et sont encore trop courtes pour tirer des conclusions définitives.

Van den Eynde *et al.* (2011) sont d'avis qu'une montée du niveau de la mer de 60 cm d'ici 2100 constitue un scénario modérément réaliste. Des simulations numériques préalables ont cependant été effectuées pour un scénario catastrophe supposant une élévation du niveau de la mer de 2 mètres. Ces simulations indiquent une augmentation des courants de l'ordre de 10 % à hauteur de Nieuport, ainsi qu'une augmentation significative de la hauteur des vagues qui déferlent sur le littoral. Ces résultats seront affinés ultérieurement.

Comme les changements dans les écosystèmes peuvent se produire de façon très soudaine, Van den Eynde *et al.* (2011) ne se hasardent à aucune prédiction quant à l'impact de l'augmentation de la température de l'eau de mer sur les paramètres biologiques et chimiques. Il semble toutefois certain que l'augmentation de la température aura une incidence sur les différents niveaux de la chaîne alimentaire, sur la disponibilité de la nourriture, sur la répartition et le cycle de vie de différentes espèces.

### 3. Eutrophisation

Dans de nombreuses régions du monde, les charges en nutriments (azote N, phosphore P) dans les écosystèmes aquatiques ont considérablement augmenté suite à la croissance de la population, à l'utilisation d'engrais agricoles, au développement industriel et à l'urbanisation. Cela s'est traduit par une augmentation de la croissance du phytoplancton (des algues unicellulaires microscopiques, voir figure 3.1a), par des changements dans la composition des espèces planctoniques (par exemple, l'amplification de l'efflorescence printanière des *Phaeocystis* dans la mer du Nord, voir figure 3.1b), et par des changements dans la structure des écosystèmes, la destruction des habitats et la détérioration de la biodiversité (Commission OSPAR, 2008). En mer du Nord, l'eutrophisation demeure un problème qui mobilise les efforts de tous les pays riverains.

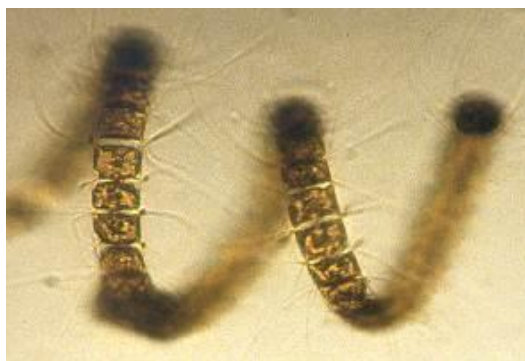


Figure 3.1 : (a) Photo de *Chaetoceros* sp. (diatomée, ici en colonie), échantillon prélevé à la station 330, au centre des eaux côtières belges, et fixé au lugol-glutaraldéhyde. (photo V. Rousseau).



Figure 3.1 : (b) Accumulation de mousse due aux colonies de *Phaeocystis* sur une plage de la mer du Nord (Photo Jan Haelters, IRSNB)

### 3.1 Conséquences de l'eutrophisation

Il n'y a pas de nouvelles données disponibles pour ce chapitre depuis le rapport fédéral en matière d'environnement 2004-2008, auquel le lecteur est renvoyé (UGMM et SPF, 2009)

### 3.2 Nutriments

Dans l'ensemble des eaux côtières belges, les concentrations d'azote et de phosphore inorganiques dissous (AID = Azote inorganique dissous et PID = Phosphore inorganique dissous) ont été comparées à leurs concentrations régionales initiales. Les valeurs hivernales de l'AID et du PID dépassent dans d'importantes parties des eaux côtières les valeurs limites fixées respectivement à  $15 \mu\text{mol}/\text{m}^3$  et à  $0,8 \mu\text{mol}/\text{m}^3$  (figure 3.2.). Les concentrations de AID et de PID, ainsi que la concentration de silicium, sont les plus élevées à hauteur de l'embouchure de l'Escaut et diminuent en direction du sud-ouest.

Entre 1974 et 2010, on n'a pas observé de tendance statistique significative des concentrations d'AID dans les eaux belges. La tendance à la baisse attendue des concentrations de nutriments en haute mer est en partie masquée par d'autres phénomènes, qui exercent une influence décisive sur les concentrations. Il s'agit de phénomènes hydroclimatologiques, qui déterminent non seulement la pluviométrie et le débit des rivières (et donc aussi partiellement la quantité de nutriments atteignant la zone du littoral), mais aussi la direction et la force des vents (et donc la direction et l'étendue du panache des rivières dans la mer) (voir Breton *et al.* 2006).

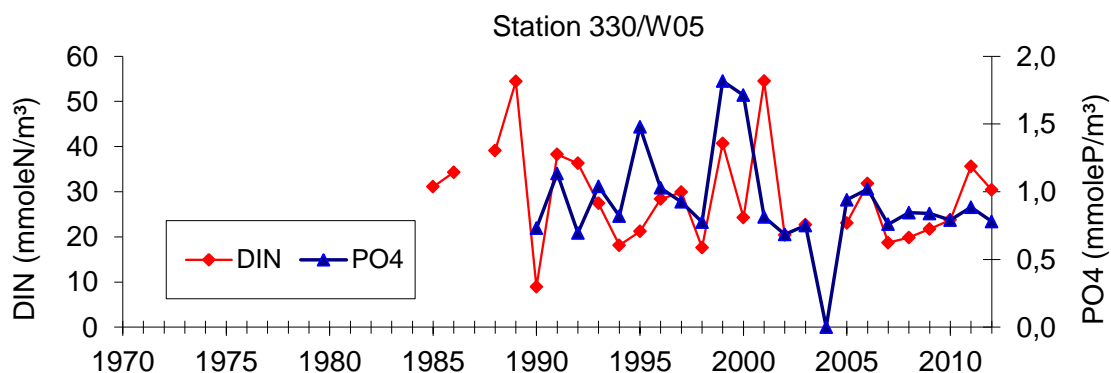


Figure 3.2 : Concentrations moyennes de nutriments pendant l'hiver (déc-fév) dans les eaux belges (station 330, 51°26'N, 2°48'30'E).

AID : azote inorganique dissous et PO4 : phosphates.

Source des données : Belgian Marine Data Center, BMDC ([www.mumm.ac.be/datacentre/](http://www.mumm.ac.be/datacentre/))

On a toutefois relevé un glissement de l'équilibre entre les nitrates/nitrites et l'ammonium et on a également observé une légère diminution des concentrations de silicium. La tendance la plus marquante est la diminution significative des concentrations d'AID, qui s'explique par une baisse des rejets de phosphore. Cette évolution a entraîné d'importants glissements dans leurs rapports mutuels, qui s'avèrent déterminants pour la croissance du phytoplancton, y compris des diatomées. La diminution des concentrations d'AID a provoqué un important excédent d'AID par rapport au PID et au silicium. Concrètement, cela signifie que la concentration de phosphates constitue actuellement le facteur limitatif de la croissance du phytoplancton et que la concentration de silicium est le facteur limitatif des diatomées.

La figure 3.3. indique la variation horizontale de l'azote inorganique dissous dans la partie belge de la mer du Nord. On peut distinguer deux zones : la zone côtière qui subit l'influence des apports des



rivières et qui demeure une zone problématique d'après les critères de la Convention OSPAR, et la zone de haute mer qui subit l'influence de la Manche et qui se présente comme une zone potentiellement problématique selon ces mêmes critères.

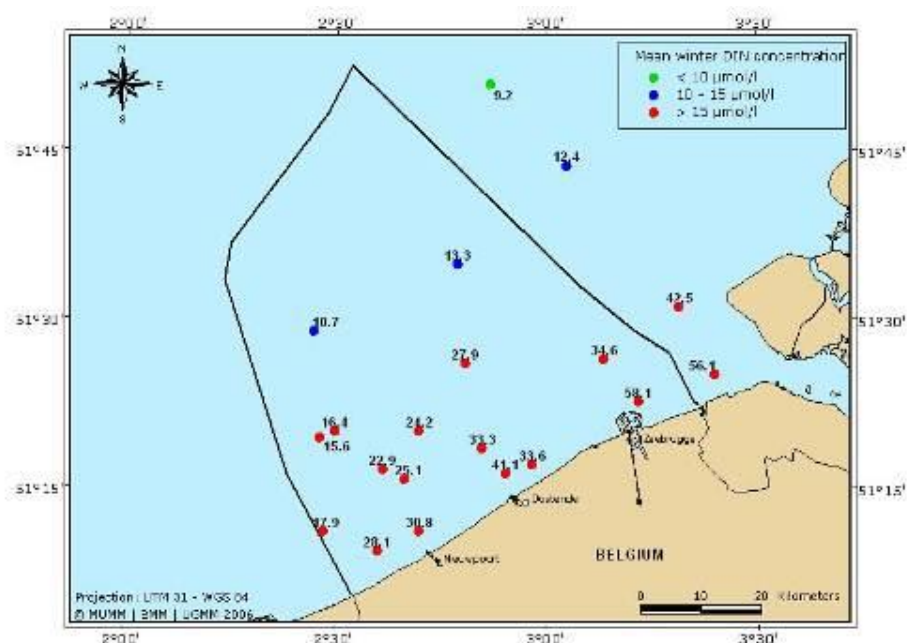


Figure 3.3 : Moyenne de toutes les concentrations hivernales d'azote inorganique dissous, pour toutes les périodes d'hiver entre 2000 et 2005.

Les points indiquent les stations de mesure ; les couleurs indiquent la situation, allant de problématique (rouge) à non problématique (vert), en passant par potentiellement problématique (bleu), selon la Convention OSPAR (OSPAR 2008).

### 3.3 pH, pCO<sub>2</sub> et acidification de la mer

Les paramètres organiques (pH, pCO<sub>2</sub>, carbone inorganique dissout, saturation en calcite,...) de la mer du Nord ont été étudiés au moyen de mesures in situ (Borges et Frankignoulle 1999, 2002, 2003 ; Schiettecatte et al. 2006 ; Borges et al. 2008) ainsi que par la modélisation (Gypens et al. 2004, 2009, 2011 ; Borges et Gypens 2010). Ces paramètres sont fortement influencés par le panache d'eau douce de l'Escaut et d'autres fleuves, avec une salinité qui se situe entre environ 29 et 35. Il en résulte d'importants gradients spatiaux, comme le montre la Figure 3.4. qui compare les données relevées dans l'embouchure de l'Escaut à celles relevées plus au large. La zone côtière belge étant généralement homogène verticalement, les variations verticales des teneurs en carbone sont négligeables.

Les variations saisonnières des paramètres sont provoquées par l'absorption et l'émission de CO<sub>2</sub>, comme le démontre la corrélation positive entre la pression de CO<sub>2</sub> partielle (pCO<sub>2</sub>) et le carbone inorganique dissout (DIC), et la corrélation négative entre pCO<sub>2</sub> et pH, et pCO<sub>2</sub> et la saturation en calcite. Les principaux facteurs à cet égard sont : l'apport d'eau à faible pH et CO<sub>2</sub> élevé depuis l'estuaire de l'Escaut, ce qui entraîne un faible pH et de hautes valeurs de pCO<sub>2</sub> en hiver ; le développement du phytoplancton au printemps, qui donne lieu à de faibles valeurs de pCO<sub>2</sub> et un pH élevé ; la décomposition de matières organiques par après, durant l'été et l'automne, ce qui donne des valeurs de pCO<sub>2</sub> maximale et un pH minimal en automne. En plus du CO<sub>2</sub>, les valeurs de DIC sont également contrôlées par l'apport d'eau fortement alcaline en provenance de l'Escaut (Frankignoulle et al. 1996 ; Borges et al. 2008).

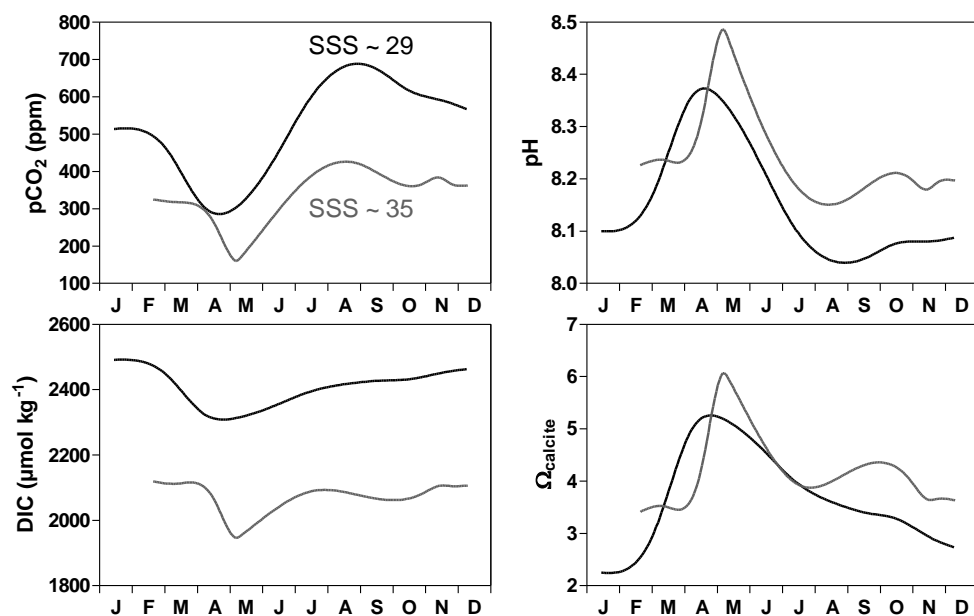


Figure 3.4 : Variations saisonnières climatologiques de la pression de CO<sub>2</sub> partielle (pCO<sub>2</sub>), du pH, du carbone inorganique dissout (DIC) et de la saturation en calcite ( $\Omega_{\text{calcite}}$ ) à l'embouchure de l'Escaut (salinité en surface d'environ 29) ainsi que dans la partie la plus au large de la zone belge de la mer du Nord (salinité en surface d'environ 35) (Borges et Frankignoulle 1999 ; 2002 ; Borges et al. 2008).

Avec les séries chronologiques existantes, il n'est pas possible d'étudier des changements de longue durée (10-100 ans) dans la chimie organique. Les modèles biogéochimiques permettent cependant de procéder à des reconstructions historiques. Les changements dans le cycle du carbone durant la période allant de 1951 à 1998, qui résultent d'une augmentation du CO<sub>2</sub> atmosphérique et de l'apport de nutriments par les fleuves, ont été étudiés à l'aide du modèle R-MIRO-CO<sub>2</sub> (Gypens et al. 2009 ; Borges et Gypens 2010) (figure 3.5.). Entre 1951 et 1998, on peut distinguer trois périodes sur la base des charges N et P des fleuves, de la qualité de l'enrichissement en nutriments (définie comme le rapport AID:PO<sub>4</sub> en hiver), de la production primaire totale (GPP), de la production nette à l'échelle de la communauté (NCP) et des flux de CO<sub>2</sub> air-mer.

De 1951 à 1965, l'augmentation annuelle de l'apport en nutriments des fleuves et de la GPP était faible tandis que la NCP ainsi que les flux de CO<sub>2</sub> air-mer restaient stables. De 1965 à 1990, l'apport en nutriments a augmenté et le rapport hivernal AID:PO<sub>4</sub> répondait approximativement aux besoins en phytoplancton (rapport Redfield = 16:1) entraînant ainsi une augmentation de la GPP et de la NCP. La zone belge de la mer du Nord est alors passée d'une source de CO<sub>2</sub> à un puits pour le CO<sub>2</sub> atmosphérique. De 1990 à 1998, la réduction de la charge P totale des fleuves (essentiellement imputable à la disparition des polyphosphates des produits lessiviels) a entraîné des rapports hivernaux AID:PO<sub>4</sub> supérieurs au rapport Redfield en conséquence de quoi P devenait un facteur limitatif et la production primaire s'en trouvait réduite. La zone belge de la mer du Nord est ainsi passée d'un système autotrophe net à un système hétérotrophe net, et d'un puits à une source de CO<sub>2</sub> atmosphérique.

Entre 1965 et 1990, lorsque les apports en nutriments des fleuves ont augmenté et que le rapport hivernal AID:PO<sub>4</sub> correspondait approximativement au rapport Redfield, les valeurs pH et  $\Omega_{\text{calcite}}$  se sont élevées en raison de l'accroissement de la GPP. Après 1990, la GPP a baissé, de même que les valeurs pH et  $\Omega_{\text{calcite}}$ . L'eutrophisation et les changements afférents dans le cycle du carbone (augmentation de la GPP, et un glissement d'une hétérotrophie nette à une autotrophie nette) produisaient ainsi un effet sur la chimie organique marine neutralisant celui de l'acidification des océans.

Après 1990, lorsque la GPP a de nouveau baissé, la diminution des valeurs de pH et  $\Omega_{calcite}$  était significativement plus importante que ce que l'on pouvait prévoir en se basant sur la seule augmentation du  $CO_2$  atmosphérique. Les tendances survenues après 1990 s'expliquent par le changement rapide de l'écosystème d'une autotrophie nette à une hétérotrophie nette, liée à l'augmentation du rapport hivernal limitatif AID:PO<sub>4</sub> pour la production primaire. Ce passage à l'hétérotrophie nette a débouché sur une production annuelle nette de  $CO_2$  au niveau de l'écosystème, avec un impact considérable sur la chimie organique marine. Cela souligne le fait que des changements dans la charge de nutriments des fleuves peut faire varier fortement le cycle du carbone dans la zone littorale à la suite de l'application de mesures de gestion, et même dans une telle mesure que de plus grands changements temporaires apparaissent au niveau de la chimie organique que ceux provoqués par l'acidification de l'océan.

Nous avons récemment étendu l'étude des changements d'apports de nutriments par les rivières sur le fonctionnement de l'écosystème marin à l'effet sur le diméthylsulfure (DMS), un composé organosulfuré également impliqué dans le contrôle du climat. A l'inverse des gaz à effet serre (tels que le  $CO_2$ ) le DMS a un effet de refroidissement (en augmentant dans l'atmosphère les noyaux de condensation des nuages). Cette étude montre que l'eutrophisation a amené çà une forte augmentation des émissions de DMS par la zone côtière pendant les années 70 et 80 (Gypens & Borges 2014).

Sur la base des données existantes (voir ci-dessus et non publiées par Borges), la situation actuelle présente les mêmes schémas que celle de la fin des années 1990 : hétérotrophie nette, émission de  $CO_2$  nette dans l'atmosphère, changements dans la chimie organique plus rapides que prévu en conséquence de la seule augmentation du  $CO_2$  atmosphérique. En d'autres termes en net il y a plus de biomasse consommée que produit, ainsi que la mer a maintenant des émissions de  $CO_2$ .

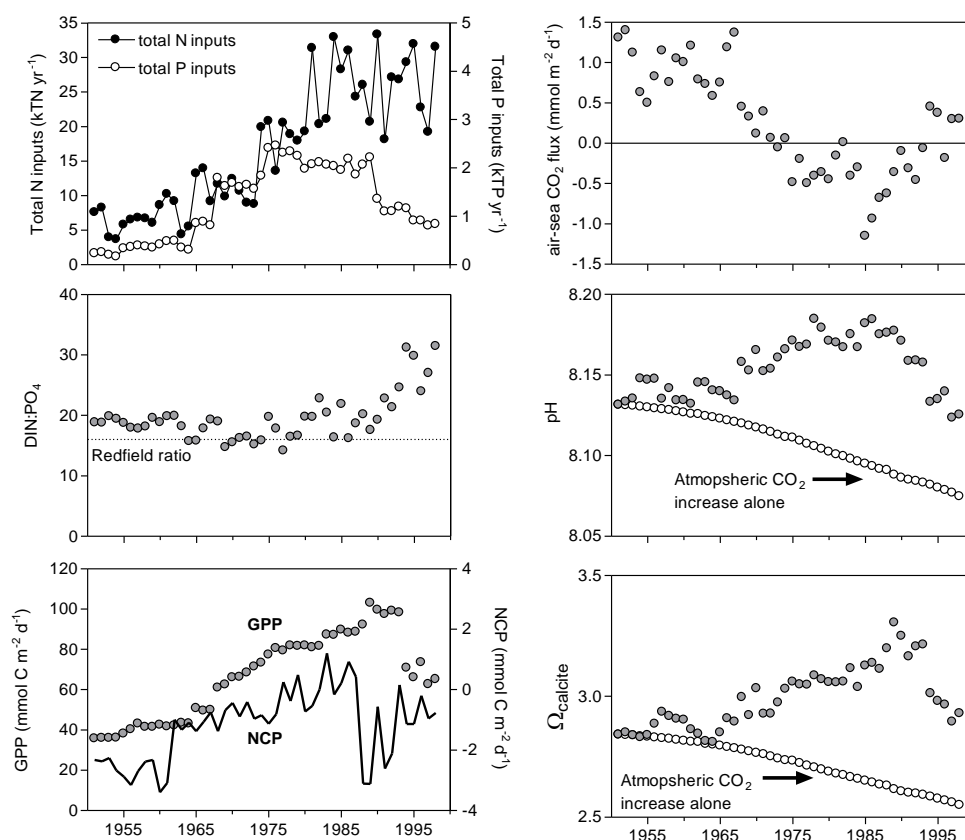


Figure 3.5. : Évolution entre 1951 et 1998 calculée à l'aide du modèle R-MIRO-CO<sub>2</sub> des charges N et P annuelles totales de l'Escaut, rapport AID:PO<sub>4</sub> hiver ; production primaire totale (GPP), production nette à l'échelle de la communauté (NCP), flux de  $CO_2$  air-mer, pH et saturation en calcite ( $\Omega_{calcite}$ ) (selon Gypens et al. 2009 ; Borges et Gypens 2010).

### 3.4 Le phytoplancton

Il n'y a pas de nouvelles données disponibles pour ce chapitre depuis le rapport fédéral en matière d'environnement 2004-2008, auquel le lecteur est renvoyé (UGMM et al, 2009)

### 3.5 Le zooplancton

Il n'y a pas de nouvelles données disponibles pour ce chapitre depuis le rapport fédéral en matière d'environnement 2004-2008, auquel le lecteur est renvoyé (UGMM et al, 2009)

### 3.6 Le plancton gélatineux

Tant l'eutrophisation que la dé-eutrophisation causent des déséquilibres dans les rapports des nutriments, ainsi que des changements dans la composition des espèces planctoniques. Elles altèrent également les transferts de matière et d'énergie entre les niveaux alimentaires. Cela semble se traduire, à plusieurs niveaux alimentaires différents, par la résurgence du plancton gélatineux qui ne présente que de faibles qualités nutritionnelles pour les niveaux trophiques suivants: par exemple, les colonies de *Phaeocystis* chez les producteurs primaires (Lancelot *et al.* 2009), le noctiluque *N. scintillans* chez les producteurs secondaires (Daro *et al.* 2008), mais aussi les méduses au détriment des poissons. D'après certains auteurs, les méduses seraient favorisées par l'eutrophisation, par les conditions de faible concentration d'oxygène dissous et par la surpêche (Richardson *et al.* 2009 ; Purcell *et al.* 2007).

### 3.7 Approche scientifique et outils d'aide à la gestion

L'approche scientifique idéale pour étudier et comprendre l'eutrophisation dans les eaux côtières consiste en une combinaison d'au moins trois méthodes : l'échantillonnage, l'imagerie satellitaire et la modélisation.

L'échantillonnage sur le terrain et les analyses en laboratoire produisent des résultats d'observation qui sont considérés comme les plus représentatifs de l'état du système en un point donné et à un instant donné. Il s'agit d'informations essentielles sur les écosystèmes, surtout lorsqu'elles sont recueillies très régulièrement (de manière hebdomadaire) et sur de longues périodes (décennies), car elles révèlent les tendances à court terme, comme à long terme (Baretta-Bekker *et al.* 2009). Le désavantage de cette méthode est qu'elle ne peut pas couvrir instantanément tout le domaine spatial et que la résolution temporelle est généralement très limitée en raison de la difficulté de mise en œuvre et des coûts élevés des campagnes en mer.

L'imagerie satellitaire fournit des informations moins fragmentées sur le plan spatial par rapport aux observations in situ. Les observations satellitaires permettent, entre autres, de suivre l'efflorescence phytoplanctonique en surface ou de cartographier la transparence de l'eau. Ces données peuvent également être utilisées comme des conditions accessoires pour les modélisations mathématiques (Lacroix *et al.* 2007b). Un indicateur d'eutrophisation couramment utilisé est le percentile 90 de la concentration de chlorophylle *a* (CHL-P90) pour la saison de croissance du phytoplancton (de mars à novembre inclus) sur une période de six ans. Le CHL-P90 est la concentration de chlorophylle *a* dont relèvent 90 pour cent des observations et fournit une indication de l'intensité de l'efflorescence moyenne du phytoplancton dans une région déterminée. Le produit CHL-P90 tel qu'il est représenté dans la figure 3.6 (gauche) a été généré sur la base des observations quotidiennes d'ENVISAT/MERIS relatives à la chlorophylle *a* (produits algaires 1 & 2, MEGS 7.5, ESA). Les données quotidiennes ont été ensuite compilées dans des produits multi-temporels tels que le produit CHL-P90, où il est tenu

compte de la disponibilité irrégulière des données à un lieu précis en raison de la présence de nuages (Van der Zande et al., 2011). On peut en conclure que le phytoplancton se développe à proximité des côtes, où les nutriments sont plus abondants et les profondeurs plus faibles. Et pour finir, les données ont été classifiées selon les directives du plan de surveillance belge pour MSFD (figure 3.6 centre). Un agrandissement de la partie belge de la mer du Nord (figure 3.6 droite) montre la présence d'une zone où le CHL-P90 dépasse la valeur seuil de 15 µg/l du « bon état écologique ».

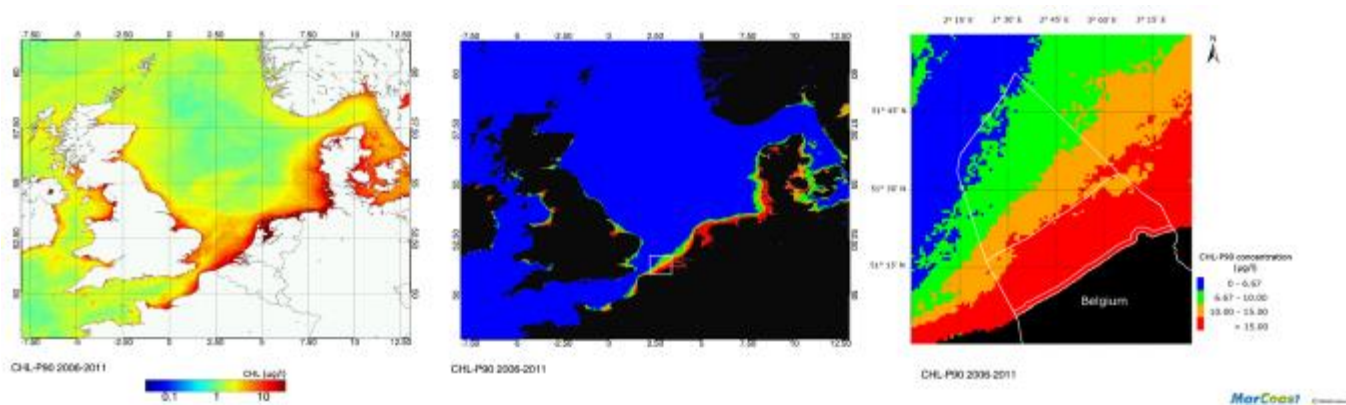


Figure 3.6 : (gauche) le percentile 90 multi-temporel de la chlorophylle a (CHL-P90) basé sur les observations satellitaires (ENVISAT/MERIS, ESA) des concentrations de chlorophylle a en surface de la mer du Nord. Ce produit est utilisé comme indicateur d'eutrophisation et est calculé pour la saison de croissance (de mars à novembre) pour une période de six ans (2006-2011). (centre) Classification du produit CHL-P90 en classes définies dans le plan de surveillance belge pour MSFD. (droite) Agrandissement de la partie belge de la mer du Nord, la classe rouge (CHL-P90 > 15 µg/l) indiquant la zone qui n'est pas conforme au BEE selon MSFD.

La figure 3.7 indique le pourcentage de la surface de la partie belge de la mer du Nord dans la catégorie « CHL-P90 > 15 µg/l » (zone rouge dans la figure 3.6, droite), comme un indicateur objectif d'eutrophisation basé sur les composites de 6 ans. La surface de « CHL-P90 > 15 µg/l » s'élargit moyennement (1,41 %) entre les composites 2003-2008 et 2004-2009, mais fortement (6,45 %) entre les composites 2004-2009 et 2005-2010. Et pour finir, une croissance de 10,97 % a été observée entre les périodes 2005-2010 et 2006-2011.

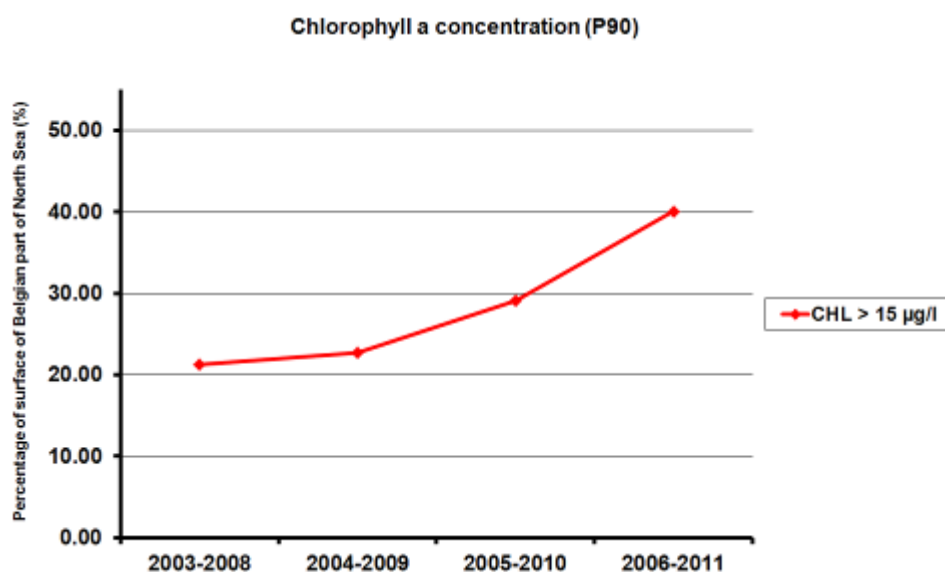


Figure 3.7 : Le pourcentage de la surface de la partie belge de la mer du Nord dans la catégorie « CHL-P90 > 15 µg/l », comme un indicateur objectif d'eutrophisation basé sur des composites de 6 ans.

Les pourcentages annuels de la surface de la catégorie « CHL-P90 > 15µg/l » pour la période 2003-2011 sont reproduits dans la figure 3.8 et fournissent un aperçu des valeurs CHL-P90 entre les saisons de croissance successives. Trois années (2004, 2005 et 2006) présentent de fortes variations et se caractérisent par leurs faibles valeurs CHL-P90. Cette information démontre que la variation annuelle en matière d'eutrophisation est plus marquante que celle de 6 ans (figure 3.7). Nous en concluons que plus de données sont requises pour pouvoir observer une tendance en matière d'eutrophisation. MERIS (ENVISAT, ESA) a arrêté le recueil de données en avril 2012. Ce satellite sera remplacé par le satellite Sentinel 3 (ESA) dont le lancement est prévu en 2015.

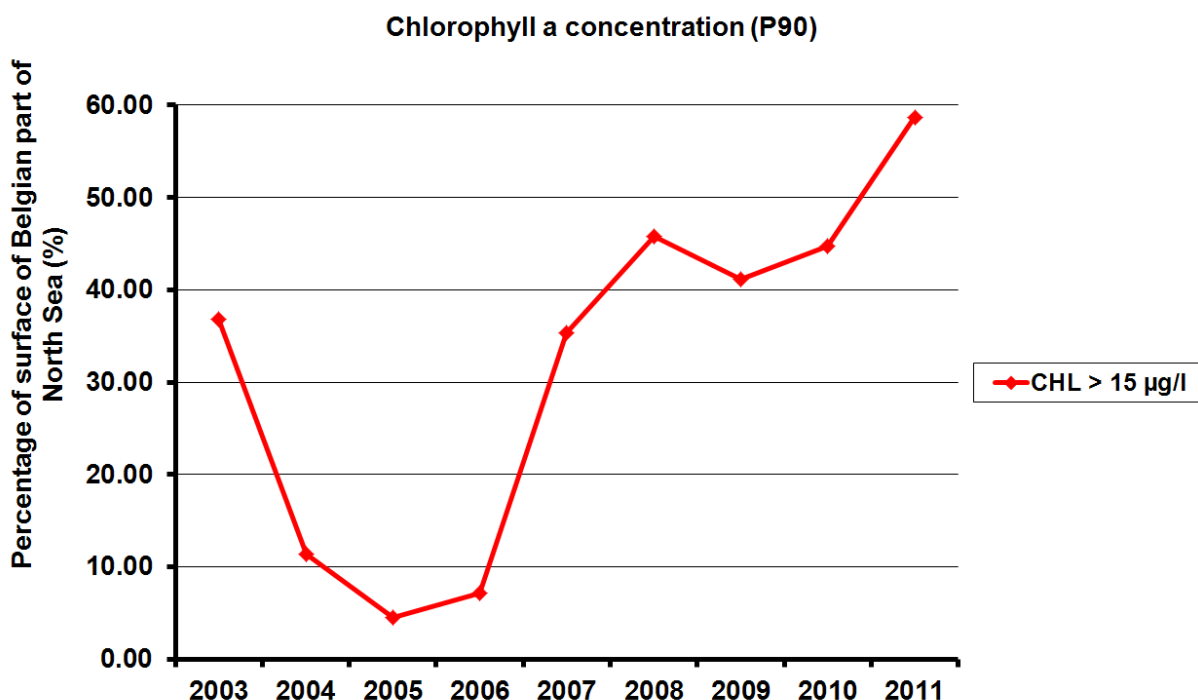


Figure 3.8 : Le pourcentage de la surface de la partie belge de la mer du Nord dans la catégorie « CHL-P90 > 15 µg/l », comme un indicateur objectif d'eutrophisation basé sur des composites de 1 an.

### 3.8 Problématique des substances dangereuses

Les activités industrielles, agricoles et domestiques génèrent des émissions dans l'environnement de diverses substances chimiques, qui finissent toutes à la mer, sous forme dissoute ou particulaire (association à des particules en suspension), par le biais des rivières et de l'atmosphère. Comme la superficie de la partie belge de la mer du Nord est réduite, les retombées atmosphériques de polluants y ont un effet moins important que les apports par voie aquatique.

Il y a actuellement, au sein de l'Union européenne, environ 100 000 substances chimiques dont 30 000 faisant l'objet d'une production annuelle de plus d'une tonne (OSPAR, 2009). Il va de soi qu'il est impossible d'assurer le suivi de chacune d'elles dans l'environnement. C'est pourquoi des critères de sélection ont été définis pour identifier les substances pour lesquelles il y a des arguments sérieux qu'elles présentent un danger réel pour l'homme et l'environnement (Roose et Binkman, 2005).

Les principaux critères portent sur les propriétés de toxicité, de bioaccumulation et de persistance desdites substances. La quatrième Conférence internationale sur la protection de la mer du Nord (Esjberg, 1994) a étendu ces critères aux propriétés pouvant susciter un niveau équivalent de préoccupations suite aux effets synergétiques induits par ces substances ou la toxicité de leurs

produits de dégradation. En réaction à la déclaration d'Esjberg, OSPAR (2000) a identifié 33 substances dangereuses prioritaires. OSPAR n'impose pas nécessairement le suivi de ces 33 substances dans le milieu marin, car il y a divers problèmes méthodologiques et les informations relatives à la mise sur le marché ou les émissions à la source peuvent être un meilleur moyen de contrôler la situation.

Peu de temps après, dans le cadre de la Directive-cadre Eau (DCE), l'Union européenne a elle aussi défini une liste de 33 substances dangereuses prioritaires, qui recouvre en grande partie la liste OSPAR, mais qui n'est toutefois pas identique. La différence entre la liste OSPAR et EU provient des différences entre les critères de sélection adoptés et, plus particulièrement, du fait que du côté européen, on prend en considération une exposition (modélisée) des écosystèmes aux substances en question. La DCE impose le suivi de ces substances dans les eaux territoriales de la mer du Nord (12 milles marins). On distingue principalement deux types de suivi. Il y a un contrôle de surveillance des substances dont il convient de vérifier pendant une année, et ce, par le biais d'un plan de gestion, qu'elles satisfont aux normes de bon état chimique. Et il y a un contrôle opérationnel, qui doit être effectué mensuellement, pour les substances dont les concentrations se situent au-delà des normes et dont on veut vérifier qu'elles évoluent vers lesdites normes.

Une évaluation de la pollution chimique de l'écosystème marin implique automatiquement la détermination de normes de qualité.

OSPAR a défini à cette fin des « *Background concentrations* » (BC) qui sont nulles pour toutes les substances synthétiques et non nulles pour les substances naturelles, comme les métaux lourds. Toutefois, comme les obligations internationales de type OSPAR visent des valeurs « proches » du *background* et comme toute mesure est sujette à une certaine variabilité, OSPAR a été conduit à définir des « *Background Assessment Concentrations* » (BAC) supérieures aux BC. L'évaluation se fait en comparant les BAC avec la moyenne des concentrations mesurées sur une année, plus l'intervalle de confiance à 95 % des observations. En dehors de cela, OSPAR a défini des « *Environmental Assessment Criteria* » (EAC), c'est-à-dire les concentrations supérieures aux BC, mais en dessous desquelles aucun effet négatif ne peut être attendu. Pour le cas particulier des métaux lourds dans la biote, les EAC correspondent aux normes de qualité alimentaire pour la protection du consommateur. Le point faible des critères d'OSPAR est que plusieurs de ces EAC gardent un caractère provisoire.

Par le biais de sa directive 2008/105/EC, l'Union européenne a défini de son côté, pour la qualité chimique, des « *Environmental Quality Standards* » (Normes de Qualité Environnementale, NQE) qui sont de deux types : les moyennes annuelles (AA : Annual Average) et les maxima acceptables (MAC : Maximum Allowable Concentrations), sans que des méthodologies statistiques soient définies pour prendre en compte la variabilité des mesures. À l'exception du mercure, de l'hexachlorobenzène et de l'hexachlorobutadiène, cette Directive concerne la matrice « eau » qui n'est pas la plus significative, puisque de nombreuses substances sont hydrophobes. Les États membres peuvent – sous des conditions très strictes – opter pour la matrice « sédiments » et/ou « biote ». Il faut espérer que, s'ils font ce choix – de préférence conjointement – ils mettront à profit l'expérience acquise par OSPAR en matière de BAC et d'EAC.

Le tableau 4.1 donne la liste OSPAR de substances dangereuses, avec indication de celles qui font l'objet d'un suivi dans l'écosystème marin, les matrices concernées et les BAC et EAC correspondants.

Le tableau 4.2 donne la liste DCE de substances dangereuses, avec mention des AA-EQS et MAC-EQS, avec distinction entre celles qui font l'objet d'un suivi opérationnel et celles qui devront faire l'objet d'un suivi de surveillance.

Tableau 3.1a : Substances OSPAR, pour lesquelles il existe une évaluation.

Substances ou groupes de substances <sup>1</sup>	Matrices et valeurs limites <sup>2</sup>					
	Sédiments		Biotes (bivalves)		Biote (poissons)	
	(µg/kg poids sec)		(µg/kg poids sec)		(µg/kg poids frais ou poids de graisse [PCBs])	
	BAC	EAC <sup>3</sup>	BAC	EAC <sup>3</sup>	BAC	EAC <sup>4</sup>
<b>Anciennes liaisons organichlorées :</b>						
Endosulfane						
<u>hexachlorocyclohexane (HCH)</u>	0,05	3	0,97	1,45	...	11
<u>α-hexachlorocyclohexane (α-HCH)</u>	...	...	0,64	...	...	...
DDE (p,p')	0,05	2,2	0,63	...	0,10	...
<u>Hexachlorobenzène</u>	0,05	20	0,63	...	0,09	...
Dieldrine	0,05	2	...	...	...	...
Biphényles polychlorés (CB) :						
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
CB <sup>5</sup> non-ortho et mono-ortho	...	...	...	...	...	...
Dibenzodioxines polychlorées (PCDD)	...	...	...	...	...	...
Dibenzofuranes polychlorés (PCDF)	...	...	...	...	...	...
<b>HAP :</b>						
<u>Naphthalène (NAP)</u>	8	160	...	340		
Naphthalène C1		155 <sup>7</sup>				
Naphthalène C2		150				
Phénanthrène (PA)	32	240	11	1700		
Phénanthrène C1		170				

Tableau 3.1a : Substances OSPAR, pour lesquelles il existe des critères d'évaluation.

Substances ou groupes de substances <sup>1</sup>	Matrices et valeurs limites <sup>2</sup>					
--	--	--	--	--	--	--



	Sédiments		Biotes (bivalves)		Biote (poissons)	
	(µg/kg poids sec)		(µg/kg poids sec)		(µg/kg poids frais ou poids de graisse [PCBs])	
	BAC	EAC <sup>3</sup>	BAC	EAC <sup>3</sup>	BAC	EAC <sup>4</sup>
Phénanthrène C2		200				
<u>Anthracène (ANT)</u>	5	85	...	290		
Dibenzothiophène	...	190	...	...		
Dibenzothiophène C1		85				
<u>Fluoranthène (FLU)</u>	39	600	12,2	110		
Pyrène (PYR)	24	665	9	100		
Benzo[a]anthracène (BAA)	16	261	2,5	80		
Chrysène (CHR)	20	384	8,1	...		
<u>Benzo[a]pyrène (BAP)</u>	30	430	1,4	600		
<u>Benzo[ghi]pérylène (BGHIP)</u>	80	85	2,5	110		
<u>Indeno[1,2,3-cd]pyrène (ICDP)</u>	103	240	2,4	...		
<b>Métaux lourds et composés apparentés</b>						
Arsenic (As)	25000	...				
<u>Cadmium (CD)</u>	310	1200	960	5000	26	1000
Chrome (Cr)	81000	81000				
Cuivre (Cu)	27000	34000	6000			
<u>Nickel (Ni)</u>	36000	...				
Zinc (Zn)	122000	150000	63000			
<u>Plomb et composés organiques du plomb (Pb)</u>	38000	47000	1300	7500	26	1500
<u>Mercure et composés organiques du mercure (Hg)</u>	70	150	90	2500	35	500
<u>Composés organiques de l'étain (TBT)</u>						
	...	...	5	12		

Tableau 3.1b : Substances pour lesquelles il n'existe pas encore de critères d'évaluation.

**Nouveaux pesticides :**

Dicofol

Méthoxychlore

Pentachlorophénol (PCP)

Trifluraline

**COV :**

1,2,3-Trichlorobenzène

1,2,4-Trichlorobenzène

---

**Retardateurs de flamme bromés :**

Polybromodiphényléthers (PBDE)

Polybromobiphényles (PBD)

**Nouveaux contaminants organohalogènes à suivre :**

Paraffines chlorées à chaîne courte (SCCP)

Tétrabromobisphénol A (TBBP-A)

**Perturbateur endocrinien :**

Nonylphénol/éthoxylates de nonylphénol (NP/NPE) et composés apparentés

Octylphénol

Phtalates : phtalate de dibutyle (DBP), phtalate de diéthylhexyle (DEHP)

**Substances organiques diverses**

2,4,6-tri-tert-butylphénol

4-(diméthylbutylamino)-Diphénylamine (6PPD)

**Produits pharmaceutiques**

Clotrimazole

Diosgénine

Musc xylène

Acide néodécanoïque, ester éthénylique

Acide perfluorooctane sulfonique et ses sels (PFOS)<sup>6</sup>

---

Tableau 3.2 : Aperçu des substances dangereuses de la DCE, des matrices, du suivi et des critères d'évaluation.

Substances ou groupes de substances <sup>1</sup>	Eau			Source
	NQE-AA <sup>2</sup> µg/l	NQE-CMA <sup>3</sup> µg/l	Valeurs mesurées <sup>4</sup> µg/l	
<b>Alachlore (ANT)</b>	0,3	0,7	<NQE	Pronostic
<u>Anthracène</u>	0,1	0,4	<0.1	ENDIS-RISKS (station S01)
Atrazine	0,6	2	< 0.02	ENDIS-RISKS (station S01)
Benzène	8	50	<0.1	Huybrechts et al. 2003
<b>Penta BDE (pentabromodiphénylether, un OSPAR PBDE)</b>	0,0002	NA	<0.001	BMDC 2012
<u>Cadmium et composés (Cd)</u>	0,2	?	0,019	BMDC
<b>Chloroalcane, C10-13 ou Paraffines chlorées à chaîne courte (SCCP)</b>	0,4	1,4		
<b>Chlorfenvinphos</b>	0,1	0,3	<0.02	VMM (Escaut, Zandvliet)
<b>Chlorpyrifos</b>	0,03	0,1	<0.01	VMM (Escaut, Zandvliet)
1,2-Dichloroéthane	10	NA	<0.1	Huybrechts et al. 2003
Dichlorométhane	20	NA	<0.1	Huybrechts et al. 2003
<b>Di(2-éthylhexyl)phtalate (DEHP)</b>	1,3	NA	Quasi-NQE	ENDIS-RISKS
<b>Diuron</b>	0,2	1,8	<0.02	Waterbase.nl <sup>5</sup>
<b>Endosulfane</b>	0,0005	0,004	<0.001	Waterbase.nl <sup>5</sup>
<u>Fluoranthène<sup>5</sup></u>	0,1	1	<0.1	ENDIS-RISKS (station S01)
<b>Hexachlorobenzène (HCB)</b>	0,01	0,05	<0.01	ENDIS-RISKS (station S01)
Hexachlorobutadiène	0,1	0,6	0,00265	BMDC
<b>Hexachlorocyclohexane (lindane) (HCHG)</b>	0,002	0,02	<0.01	ENDIS-RISKS (station S01)
<b>Isoproturon</b>	0,3	1,0	<0.024	Waterbase.nl <sup>5</sup>
<u>Plomb et composés organiques du plomb (Pb)</u>	7,2	NA	0,086	BMDC
<u>Mercure et composés (Hg)</u>	0,05	0,07	0,00094	BMDC
<u>Naphthalène<sup>5</sup></u>	1,2	NA	<0.1	ENDIS-RISKS (station S01)
Nickel et composés (Ni)	20	NA	0,593	IDOD
<b>Nonylphénols</b>	0,3	2,0	<0.024	VMM (Escaut, Zandvliet)
<b>Octylphénols</b>	0,01	NA	<0.025	VMM (Escaut, Zandvliet)
<b>Pentachlorobenzène</b>	0,0007	NA	<0.002	VMM (Escaut, Zandvliet)
<b>Pentachlorophénol</b>	0,4	1	<0.4	Waterbase.nl <sup>5</sup>
<b>Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)</b>				
<b>Benzo[a]pyrène (BAP)</b>	0,05	0,1	<0,01	BMDC 2012
<b>(Benzo(b)fluoranthène) (BBF)</b>	∑=0,03	NA	<0,03	BMDC 2012

**(Benzo(k)fluoranthène) (BKF)**

Tableau 3.2 : Aperçu des substances dangereuses de la DCE, des matrices, du suivi et des critères d'évaluation.

Substances ou groupes de substances <sup>1</sup>	Eau			Source
	NQE-AA <sup>2</sup> µg/l	NQE-CMA <sup>3</sup> µg/l	Valeurs mesurées <sup>4</sup> µg/l	
<b>(Benzo(g,h,i)pérylène) (BGHIP)</b> <b>(Indeno(1,2,3-c,d)pyrène) (ICDP)</b>	Σ=0,002	NA	<0,02	BMDC 2012
Simazine	1	4	< 0,02	ENDIS-RISKS (station S01)
<b>Composés de tributylétain (TBT)</b>	0,0002	0,0015	0,006	BMDC 2012
Trichlorobenzènes	0,4	NA	<0,1	Huybrechts et al. 2003
Trichlorométhane (chloroforme)	2,5	NA	<0,1	Huybrechts et al. 2003
<b>Trifluraline</b>	0,03	NA	<0,002	VMM (Escaut, Zandvliet)
<b>DDT total</b>	0,025	NA		
<b>para-para-DDT (DDTPP)</b>	0,01	NA	<0,01	ENDIS-RISKS (station S01)
<b>Aldrine (ALD)</b>	Σ=0,005	NA	<0,001	Waterbase.nl <sup>5</sup>
<b>Dieldrine (DIELD)</b>			<0,01	ENDIS-RISKS (station S01)
<b>Endrine</b>			<0,001	Waterbase.nl <sup>5</sup>
<b>Isodrine</b>				
Tétrachlorure de carbone	12	NA	<0,1	BMDC
Tétrachloroéthylène	10	NA	<0,17	BMDC
	Biote			
	NQE en µg/kg ww			
<b>Hexachlorobenzène (HCB)</b>	10		0,15 (moyenne sur 4 ans)	BMDC (période 2010-2013) <i>Mytilus edulis</i>
Hexachlorobutadiène	55			Pronostic
Mercure et composés (HG)	20		18-300	BMDC (période min – max 1998-2000) différents types et tissus
	Sous les NQE			
	Au-dessus des NQE			
	Pas de méthode analytique, analyse pas encore possible			
	Suivi de surveillance			
	Suivi opérationnel			

<sup>1</sup> Les substances soulignées sont communes avec OSPAR ; <sup>2</sup> NQE pour moyenne annuelle ; <sup>3</sup> Valeur maximale admissible ; <sup>4</sup> Plage ou moyenne de données récentes ; <sup>5</sup> Données pour stations côtières aux Pays-Bas (10 km) ; <sup>5</sup> Suivi opérationnel uniquement dans le cadre des obligations OSPAR

### 3.8.1 Le contrôle de la qualité chimique

### 3.8.2 Cadre et évaluation

Les concentrations de substances dangereuses dans le milieu marin sont suivies en Belgique depuis la fin des années 1970, dans le cadre de conventions internationales telles qu'OSPAR. Récemment, la Directive-cadre européenne « Eau » a donné une toute nouvelle impulsion au contrôle de la pollution chimique dans les eaux côtières et a permis d'élargir le programme de surveillance.

Tableau 3.3 : Aperçu des paramètres, des matrices, des fréquences et des critères d'évaluation pour le programme de surveillance belge de la pollution chimique.

Paramètre	Matrice	Fréquence	Critère d'évaluation
PCB	Sédiments et organismes marins	Annuelle	EAC
	Œufs d'oiseaux	Annuelle	EcoQO
HAP	Sédiments et organismes marins	Annuelle	ERL/EAC
	Eau	Mensuelle	NQE
TBT	Sédiments et organismes marins	Annuelle	EAC
	Eau	Mensuelle	NQE
Hg	Sédiments et organismes marins	Annuelle	EAC/NQE
	Œufs d'oiseaux	Annuelle	EcoQO
Pb	Sédiments et organismes marins	Annuelle	EAC
Cd	Sédiments et organismes marins	Annuelle	EAC
PBDE	Sédiments et organismes marins	Annuelle	EAC
	Eau	Mensuelle	NQE
Effets TBT	Gastéropodes	Annuelle	EcoQO
DDT	Œufs d'oiseaux	Annuelle	EcoQO
HCB	Organismes marins	Annuelle	NQE
	Œufs d'oiseaux	Annuelle	EcoQO
Nutriments	Eau	Trimestrielle	?

Le programme de surveillance belge vise à la fois à fournir une image de la situation actuelle et à détecter les tendances temporelles. Pour le suivi de la situation, les valeurs mesurées sont comparées aux valeurs limites définies par OSPAR et la DCE.

La DCE est principalement axée sur l'eau en tant que matrice. OSPAR cible plutôt son suivi sur les matrices les plus pertinentes pour les substances en question, à savoir les sédiments et la biote. Pour les substances qui sont prioritaires dans la zone du littoral belge, on assure également le suivi de la colonne d'eau, en plus des sédiments et de la biote.

### 3.8.3 Situation actuelle

Pour un grand nombre de substances chimiques, les concentrations dans l'eau du Plateau continental de la Belgique sont inférieures aux valeurs limites. Cette observation repose d'une part sur des mesures relevées dans le passé et d'autre part, sur des mesures effectuées dans les rivières et les zones côtières voisines. Par exemple, les mesures des concentrations en métaux lourds dans l'eau de mer ont été abandonnées dans les années 1990, parce qu'elles étaient particulièrement faibles. Pour un certain nombre de substances, les valeurs limites dans l'eau sont systématiquement dépassées. Pour les TBT, les teneurs dépassaient ces dernières années toujours les valeurs limites pour les moyennes annuelles (~1,6 ng/l) et quatre fois sur cinq pour les

valeurs maximales admissibles (~3,2 ng/l). Pour certains hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), la valeur limite (fixée pour 8 des 23 HAP mesurés) est dépassée. Et enfin, on a relevé pour certains PBDE un dépassement de la norme dans la station devant l'embouchure de l'Escaut, où l'industrie constitue une source bien connue de pollution.

Pour les sédiments, la situation des substances mesurées près de Nieuport et de Zeebruges est favorable dans 85 %, et défavorable dans 15 % des cas. Si l'on tient compte de la variabilité naturelle, ce qui constitue une approche plus prudente, la situation est favorable dans 70 % et défavorable dans 30 % des cas. Dans l'hypothèse d'une pollution ou d'une détérioration qui se déroule de façon linéaire dans le temps, une analyse des évolutions ne révèle aucune tendance dans 45 % des cas ; autrement dit, la situation est stable. Une nette tendance à la baisse peut être démontrée dans 55 % des cas.

W01				W03				W04			
Param	Data	95% CI	Trend	Param	Data	95% CI	Trend	Param	Data	95% CI	Trend
CU	Blue	Blue		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	Green	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	*

Figure 3.9 : Contaminants dans les sédiments. Données : comparaison de la concentration moyenne 2012 avec les critères d'évaluation. IC à 95 % : comparaison de la concentration calculée en 2012 majorée de l'intervalle de confiance (IC) à 95 % avec les critères d'évaluation pour comptabiliser la variabilité naturelle. Tendance : (-: aucune tendance, up : tendance à la hausse, \* : indéterminée, down : tendance à la baisse). Bleu : proche de la concentration d'arrière-plan. Vert : entre la concentration d'arrière-plan et la concentration sous laquelle aucun effet négatif n'est attendu. Rouge : au-delà de la concentration sous laquelle aucun effet négatif n'est attendu.

Pour les organismes marins, aucune nouvelle évaluation n'a été effectuée de la situation relative aux substances mesurées.

Une première étude (Dittman et al., 2013) des substances polluantes dans les œufs d'oiseaux a cherché à mettre en évidence les concentrations de mercure, de PCB, de DDT et de HCB dans les œufs de sterne pierregarin *Sterna hirundo*, de sterne arctique *Sterna paradisaea* et d'huitrier pie *Haematopus ostralegus* prélevés à 21 endroits dans 7 pays de la mer du Nord durant la période

2008-2011. En Belgique, on a uniquement prélevé des échantillons de sterne pierregarin dans l'aire de couvain de Zeebruges.

Les mesures dans les zones de référence indiquaient qu'une concentration de mercure de 160 ng/g dans les œufs de sterne était la limite maximale. Pour les substances apparentées aux PCB, HCB, DDT et HCH, on a déterminé des limites de respectivement 20 ng/g, 2 ng/g, 10 ng/g et 2 ng/g. Dans les œufs de sterne pierregarin provenant de Zeebruges, les concentrations de PCB étaient élevées et dépassaient largement la limite de 20 ng/g, de même que dans tous les autres sites étudiés. À Zeebruges, comme dans tous les autres sites, les concentrations de Hg dépassaient aussi largement la limite de 160 ng/g. En ce qui concerne les HCB, DDT et HCH, Zeebruges comptait parmi les sites les moins pollués d'Europe. La norme de 2 ng/g HCB et de 10 ng/g DDT était cependant toujours dépassée à Zeebruges. La limite de 2 ng/g HCH n'y était pas dépassée.

Le réseau de suivi, qui a été actualisé en 2007, est présenté à la figure 4.1. Il comprend 10 stations (W01 à W10) qui sont réparties de façon équilibrée dans les eaux marines sous juridiction belge.

Si ce réseau a été conçu pour le suivi OSPAR, l'emplacement des 10 stations a toutefois été choisi en vue de remplir des fonctions multiples. Les stations en mer territoriale sont ainsi utiles pour la DCE et les stations W01, W02 et W03 se trouvent dans des zones de protection (conservation) spéciale. La station W06 est proche des zones de mytiliculture (bien que toute activité y ait cessé entre-temps) et la station W07 se trouve dans la zone affectée par les parcs éoliens en haute mer. Les résultats en ces stations peuvent donc être utilisés à plusieurs fins.

Concernant le suivi de la pollution dans les poissons, c'est le flet commun (*Plastichtys flesus*) qui a été choisi comme organisme modèle. Environ 25 poissons pêchés dans toute la partie belge de la mer du Nord sont annuellement analysés. Les résultats sont rapportés à une zone fictivement située au centre de la zone marine belge. Quand l'espèce cible est la moule (*Mytilus edulis*), des échantillons répartis en 4 classes de taille sont prélevés à trois endroits différents (sur des briselles à Knokke, Ostende et Nieuport).

### 3.8.4 OSPAR

Historiquement, c'est OSPAR qui a établi, par le biais de son CEMP (*Coordinated Environmental Monitoring Programme* ; Réf. OSPAR : OSPAR 2008-8), le premier programme structuré, précis et contraignant de surveillance de la qualité du milieu marin (tableau 3.1). Tirant les leçons du passé, OSPAR a déterminé que l'inclusion d'un contaminant (dans une matrice) dans le CEMP était corrélée de façon inhérente à la mise en place de procédures d'assurance de la qualité et à la disponibilité des instruments d'évaluation requis, comme les BAC et les EAC.

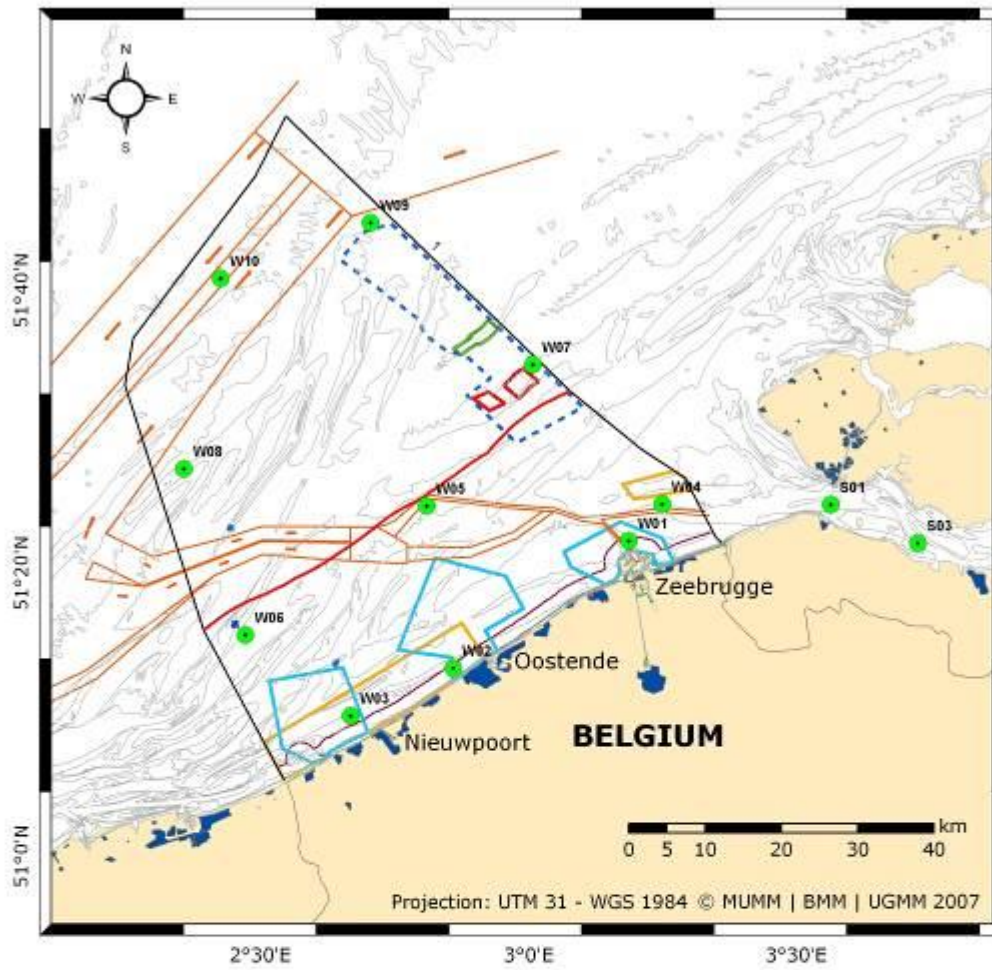


Figure 3.10 : Stations de contrôle depuis 2007.



Bien consciente du fait que son CEMP ne couvre qu'une partie limitée de la liste de substances prioritaires, OSPAR élabore des méthodologies et des critères d'évaluation qui doivent permettre le suivi et le contrôle des autres substances.

S'il est rigoureux sur le plan de la méthodologie, le CEMP se limite toutefois à fournir des indications qualitatives à propos de la stratégie nationale de suivi dans le temps et dans l'espace. Ce qui est un point faible. En revanche, il a permis de constituer de très longues séries temporelles de résultats de haute qualité qui se sont avérés indispensables pour déterminer les tendances statistiques, en dépit de l'importante variabilité naturelle. Il convient donc de poursuivre cet effort.

Le tableau 3.4 décrit l'exécution par la Belgique de ce CEMP, avec mention de la matrice, du (groupe de) composant(s) à analyser, des stations contrôlées et de la fréquence d'échantillonnage. Les polluants dans la matrice « eau » présentent généralement de très faibles concentrations, proches des limites de détection d'une instrumentation performante, mais non hypersophistiquée. Cela cause divers problèmes sur le plan de la méthodologie et de l'interprétation. C'est pourquoi OSPAR se concentre sur les matrices « sédiments » et « biote », qui s'avèrent bien plus significatives.

Tableau 3.4 : Matrice, (groupe de) composant(s) à analyser, stations et fréquences d'échantillonnage du CEMP.

Matrice	(Groupe de) composant(s) à analyser	Stations	Fréquence
Biote	Cd, Hg, Pb	Moules : stations de Nieuport, d'Ostende et de Knokke Flet commun : toute la PBMN	1x par an
	PCB (7 congénères)	Moules : stations de Nieuport, d'Ostende et de Knokke Flet commun : toute la PBMN	1x par an
	HAP (9 congénères)	Moules : stations de Nieuport, d'Ostende et de Knokke	1x par an
	TBT – Effets biologiques	- voir texte -	
	HBCD	- voir texte -	
	PDBE (9 congénères)	Moules : stations de Nieuport, d'Ostende et de Knokke	1x par an
Sédiments	Cd, Hg, Pb	W01 – W10	2x par an
	PCB (7 congénères)	W01 – W10	2x par an
	HAP (9 congénères)	W01 – W10	2x par an
	TBT	W01 – W10	2x par an
	HBCD	- voir texte -	
	PDBE (9 congénères)	W01 – W10	2x par an
	DBE 209	W01 – W10	2x par an

Le tableau 3.4 nécessite quelques explications. Pour commencer, il convient de noter que toutes les mesures effectuées tiennent compte de plusieurs paramètres complémentaires, comme la température, la salinité, les particules en suspension, la granulométrie et le taux de matières organiques. Le paramètre « effets biologiques du TBT » n'est pas exécuté pour plusieurs raisons, dont la difficulté de collecter dans la zone belge les espèces cibles définies dans les protocoles. À titre de compensation, une mesure directe de la concentration de TBT dans les organismes est effectuée une fois par an aux trois stations « Moules ». Et enfin, le contrôle de la pollution par les retardants de flamme bromés (composés de deux familles, les HBCD et les PBDE) a été inclus dans le CEMP en 2007. Actuellement, les mesures de HBCD ne sont pas considérées comme fiables.

Toutes ces données sont recueillies par le BMDC (« Belgian Marine Data Center ») et transmises annuellement à l'ICES (International Council for the Exploration of the Sea) à Copenhague, qui remplit la fonction de gestionnaire de données pour le compte d'Opale passage par ces bases de données nationale et internationale implique la fourniture de gros volumes de métadonnées, qui font en sorte que les données rapportées soient pleinement documentées. Par le biais de cette voie, elles sont également soumises à un contrôle systématique de la qualité qui identifie et met en question toute donnée suspecte. Une fois transmises à l'ICES, les données belges se retrouvent non seulement intégrées et interprétées, mais aussi résumées dans divers rapports rédigés par OSPAR, dont le plus important est le Quality Status Report décennal.

### **3.8.5 Europe**

Pour la DCE, le tableau 3.2 donne un aperçu de la situation pour les eaux marines belges. Les 33 substances prioritaires se répartissent en un « groupe de 25 », un « groupe de 7 » et le cas particulier des choroalcanes, pour lesquels des problèmes méthodologiques sont reconnus au niveau européen. Le « groupe des 25 » concerne les substances pour lesquelles on a la (quasi) certitude qu'elles se trouvent nettement en dessous des NQE. Elles doivent donc faire l'objet d'un contrôle de surveillance : 12 échantillonnages mensuels pendant 12 mois consécutifs à planifier avant fin 2015. Le « groupe des 7 » concerne les substances dont on ne sait pas si elles se situent au-dessus des NQE ou si elles s'en rapprochent ou pour lesquelles on manque d'informations. Ces substances sont obligatoirement soumises à un contrôle opérationnel. Il s'agit de l'alachlore, du penta-BDE, des drins, du lindane, du pentachlorobenzène, des HAP et du TBT. Des dispositions ont été prises pour les deux substances les plus critiques, à savoir les HAP et le TBT. La capacité existe d'assurer le contrôle opérationnel des 5 autres substances, sous réserve de validation des méthodes et avec la difficulté que les NQE fixées pour le penta-BDE, le lindane et le pentachlorobenzène sont inférieures aux limites de détection atteintes par la plupart des laboratoires européens, même les plus performants. La possibilité offerte par la DCE d'opter pour d'autres matrices que celle de l'eau n'est pas encore été utilisée. Cette option est scientifiquement plus fondée et permet de se raccrocher aux travaux et expériences d'OSPAR. Elle donne plus de sécurité quant à l'estimation correcte de la qualité du milieu marin. Elle est plus légère sur le plan analytique et logistique, mais plus contraignante et plus « délicate ». L'exemple du mercure, pour lequel on a la certitude qu'il se situe en dessous des NQE pour la matrice « eau », mais au-dessus pour la matrice « biote », est particulièrement révélateur.

### **3.8.6 Situation actuelle**

Pour la matrice « eau », les mesures des concentrations en métaux lourds ont été abandonnées vers la fin des années 1990, car les valeurs relevées étaient particulièrement faibles. Il s'avère qu'elles étaient au moins d'un ordre de grandeur inférieur aux NQE définies aujourd'hui par la DCE. En 2012, les taux de TBT dans l'eau dépassaient toujours aussi bien les NQE-MA (0,2 ng/l ; 2,5 ng/l ont été mesurés en moyenne dans W01, W05 et W06) que les valeurs maximales

admissibles (1,5 ng/l), avec des mesures moyennes respectives de 4,6 - 3,8 et 6,0 ng/l dans les stations W01, W05 et W06. Le tableau 3.5 donne les résultats 2012 moyens pour les PBDE dans l'eau. La norme est dépassée pour les congénères 47, 99 et 100 dans la station à l'embouchure de l'Escaut, où l'industrie est une source bien connue de pollution, et un dépassement est constaté pour le congénère 99 dans la station W05.

Tableau 3.5: Résultats de l'année 2012 pour les PBDE (en ng/l).

Congénère	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

Le tableau 3.6 donne les résultats 2012 pour les HA dans l'eau. La DCE donne des NQE-MA (Norme de Qualité environnementale – Moyenne annuelle) pour 8 des 23 HAP mesurés (pour les autres, elles ne sont pas directement attendues), 4 d'entre elles sont prises deux par deux. Sur ces huit substances, il y en a six pour lesquelles la NQE-MA est respectée. Pour la somme des benzo-fluoranthènes, c'est de justesse près de l'embouchure de l'Escaut, pour la somme du benzo(g,h,i)pérylène et l'indéno(1,2,3-c,d)pyrène, il y a chaque fois un dépassement, même avec un facteur 8 à hauteur de l'embouchure. Aucune NQE-CMA n'a été définie pour ces substances, et les HAP à 6 cycles sont généralement plus toxiques que leurs plus petits homologues.

Tableau 3.6 : Résultats de l'année 2012 pour les HAP dans l'eau (en ng/l).

HPA	W01	W05	W06	NQE-MA
1-méthyl-naphthalène	24	18	21	
1-méthylphénanthrène	1,5	1,0	1,2	
2,6-diméthyl-naphthalène	10,6	5,5	8,5	
acénaphthène	3,1	2,0	2,6	
acénaphthylène	2,6	1,2	1,8	
anthracène	2,6	0,9	1,5	100
benzo(a)anthracène	5,1	1,1	0,8	
benzo(a)pyrène	7,7	2,0	1,3	50
benzo(b)fluoranthène	15,5	4,5	3,3	Σ=30
benzo(k)fluoranthène	12,3	4,6	2,9	
benzo(e)pyrène	7,8	2,3	1,5	1,5
benzo(g,h,i)pérylène	7,7	2,2	1,3	Σ=2
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	7,9	2,1	1,7	
biphényle	6,1	6,2	7,1	
chrysène	8,1	2,1	1,4	
dibenzo(a,h)anthracène	2,2	0,8	0,4	
fluoranthène	13,2	3,5	2,7	100
fluorène	6,1	3,2	4,5	
naphthalène	68	55	66	1200
pérylène	5,5	2,0	1,5	
phénanthrène	10,4	5,8	6,1	
pyrène	9,5	3,5	2,8	

## 4. Activités humaines exercées en mer : pressions et impact

Comme il apparaît de la figure 1.1, les eaux côtières sous juridiction belge sont le siège de nombreuses activités humaines. Certaines d'entre elles font l'objet d'un contrôle spécifique permettant de déceler à temps les éventuelles conséquences négatives pour l'écosystème marin. La tâche est ardue, car l'impact des activités humaines est souvent masqué par une grande variabilité naturelle. Les résultats dudit contrôle peuvent conduire – le cas échéant – à des actions politiques (p. ex. la fermeture de zones prévues pour l'exploitation de ressources non vivantes). La pêche, une compétence de la région flamande, n'est pas abordée dans le présent rapport.

### 4.1 Extraction de sable et de gravier en mer

Cela fait déjà quelques décennies que le sable et, dans une moindre mesure, le gravier sont extraits du fond de la mer. On extrait du sable et du gravier sur le plateau continental belge (PCB) depuis 1976. L'évolution de l'extraction marine de sable et de gravier depuis 1976 est représentée dans la figure 4.1. Les pics relevés en 1991 et en 1997 s'expliquent par la pose de canalisations sous-marines de gaz (Zeepipe et Norfra), qui a nécessité d'importantes quantités de gravier pour recouvrir les pipelines. La figure montre clairement que les quantités extraites en mer continuent d'augmenter ; cela s'explique partiellement par les quantités d'agrégats marins extraits par l'Autorité flamande pour le rechargement des plages et la compensation en avantages environnementaux.

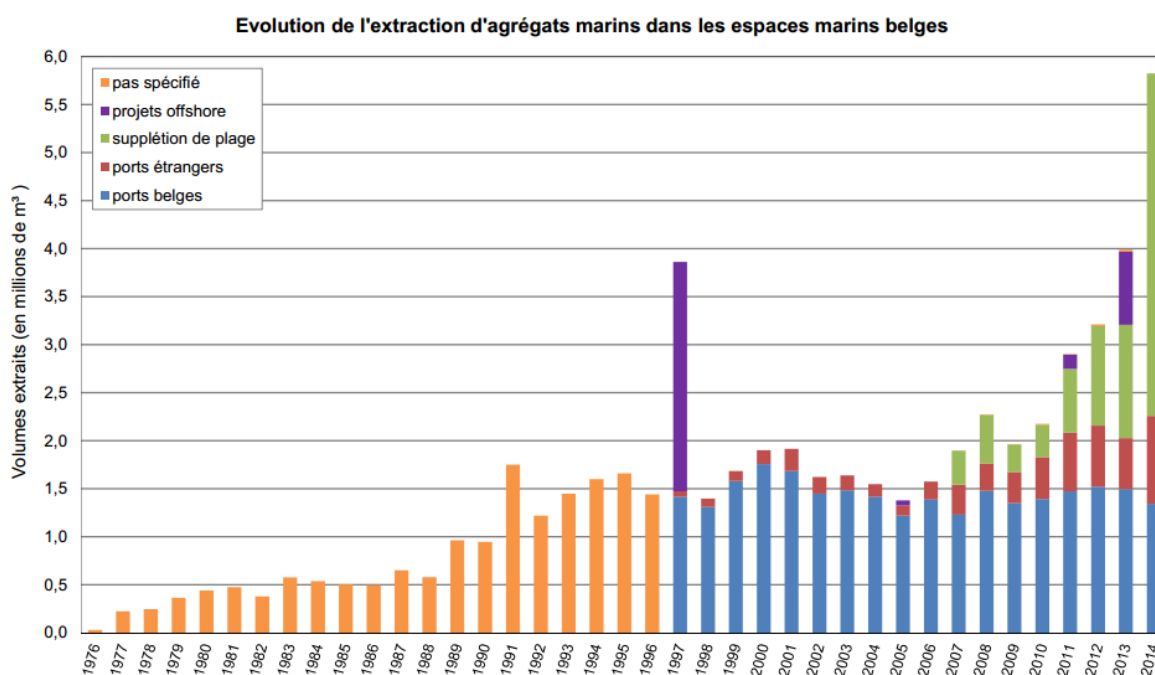


Figure 4.1 : Volume d'extraction d'agrégats marins sur le PCB. Source : SPF Économie, PME, Classes moyennes et Énergie – Qualité et Sécurité – Qualité et Innovation – Plateau continental

Le contrôle de l'extraction de sable et de gravier se déroule comme suit : une déclaration mensuelle par chaque exploitant, une boîte noire installée à bord de chaque navire d'exploitation, un registre, une cartographie systématique du fond marin et des études spécifiques demandées à différentes universités sur une base ponctuelle. Pour pouvoir observer les changements de la profondeur du fond marin à la suite des extractions, il est fait usage d'un sonar multifaisceaux installé à bord du navire océanographique *Belgica* (Degrendele *et al.*, 2010 ; Bellec *et al.* 2010).

Des études sont régulièrement effectuées sur la dynamique des matières en suspension et des sédiments qui sont perturbés par les exploitations. Une série de modèles qui tiennent compte des variations bathymétriques, des modifications des courants et des variations des processus de sédimentation et d'érosion sont en développement continu et sont validés à l'aide de toutes les données disponibles acquises depuis le début des opérations de contrôle (Van den Eynde *et al.*, 2010).

La figure 4.2 reproduit les zones où des extractions ont été effectuées en 2013, ainsi que l'intensité de ces extractions.

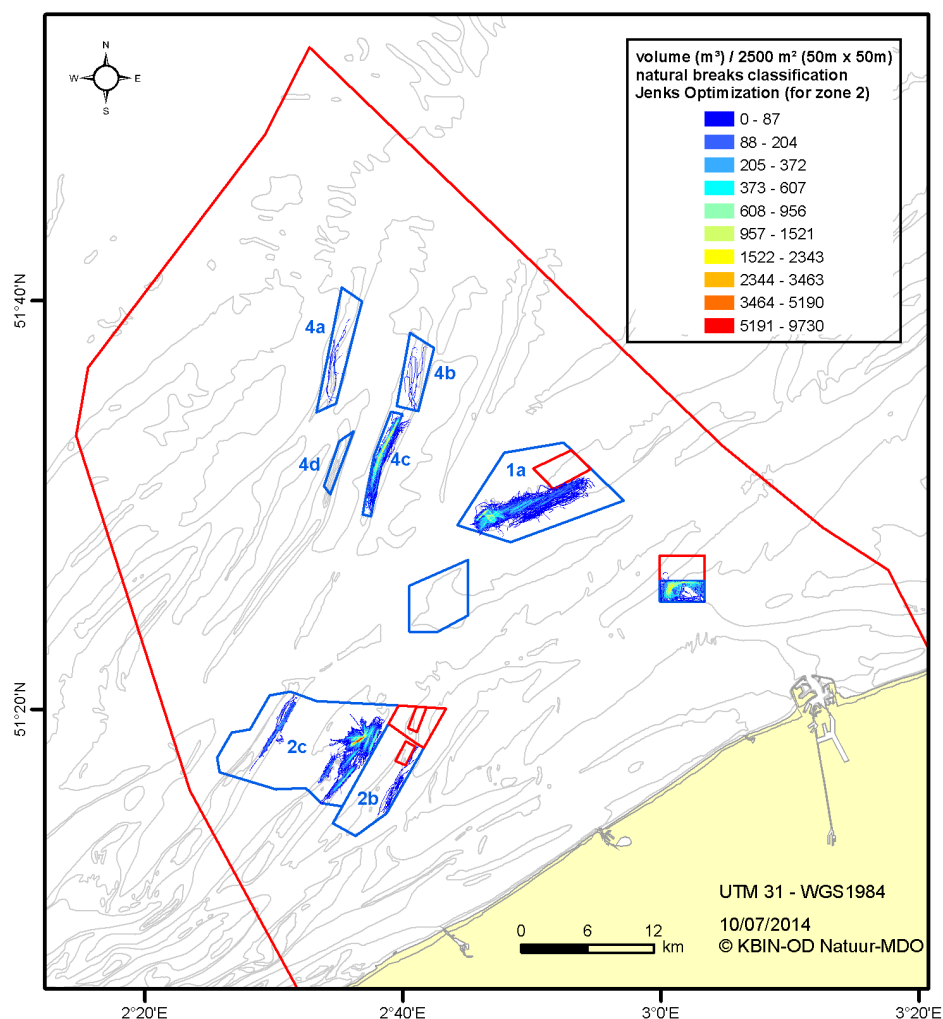


Figure 4.2 : Aperçu des zones où des extractions ont été effectuées en 2013 et de l'intensité des extractions dans ces zones. (Van den Branden *et al.*, 2014). Zones bleues : ouvertes à l'exploitation, zones rouges : temporairement fermées à l'exploitation.

On vérifie aussi les effets de l'extraction de sable sur la biodiversité dans et sur le fond marin, la composition physicochimique des sédiments, la contamination chimique des sédiments et du biote, la remobilisation des contaminants dans les sédiments et la santé générale des organismes qui vivent dans les zones d'extraction de sable (Vanaverbeke *et al.*, 2007, 2008, Vandendriessche *et al.* 2009, Bonne, 2010, Van Lancker *et al.* 2009, 2010a, 2010b). Les séries de données à long terme permettent de déterminer les tendances des différents paramètres.

Conformément à la réglementation, des journées d'études trisannuelles sont organisées. Ces journées d'études permettent de présenter les derniers résultats de la recherche. La dernière journée d'études a été organisée en 2011. Les résultats de cette dernière n'ont engendré aucune modification spécifique des politiques y afférentes.

## 4.2 Déversement en mer de déblais de dragage

Pour l'entretien des voies de navigation maritime permettant d'accéder aux ports de mer belges et le maintien de la profondeur des ports côtiers, des travaux de dragage sont effectués (compétence de la Région flamande). Concernant le dragage, on opère une distinction entre les travaux de dragage d'entretien (pratiquement en continu) et les travaux de dragage de creusement (approfondissement initial d'une zone). La totalité des déblais de dragage sont déversés en mer.

Les volumes de déblais de dragage déversés en mer sont tenus à jour depuis 1991, qui est l'année où les premières autorisations de déversement en mer de déblais de dragage ont été délivrées. La figure 4.3 présente un aperçu des volumes de déblais de dragage déversés en mer depuis 1997, ces volumes étant exprimés en tonnes sèches. De 1991 à 1997, les données étaient exprimées en tonnes humides et une comparaison entre les deux n'est donc pas possible, ce qui explique pourquoi ces données n'ont pas été incluses dans la figure 4.3. En vue de la continuité des données, la figure 4.3 reproduit les données relatives à une période statistique de 1 an qui commence le 1<sup>er</sup> avril et qui se termine le 31 mars de l'année suivante. Étant donné que depuis 2007, les années de dragage correspondent aux années civiles (du 1<sup>er</sup> janvier au 31 décembre), la figure 4.4 reproduit, à titre d'illustration, les données par années civiles. La figure 4.5 présente un aperçu des sites de déversement et de dragage sur le PCB.

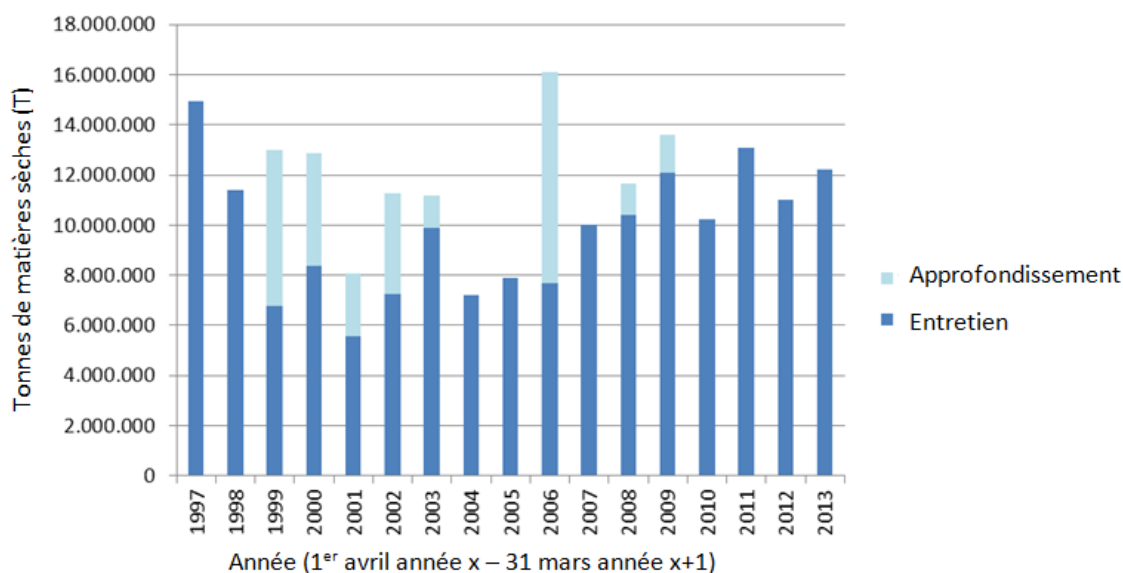


Figure 4.3 : Aperçu des volumes de déblais de dragage exprimés en tonnes sèches qui ont été déversés en mer depuis 1997. La période statistique commence en avril et se termine en mars de l'année suivante. Bleu foncé : travaux de dragage d'entretien. Bleu clair : travaux de dragage d'approfondissement. (Lauwaert et al, 2014).

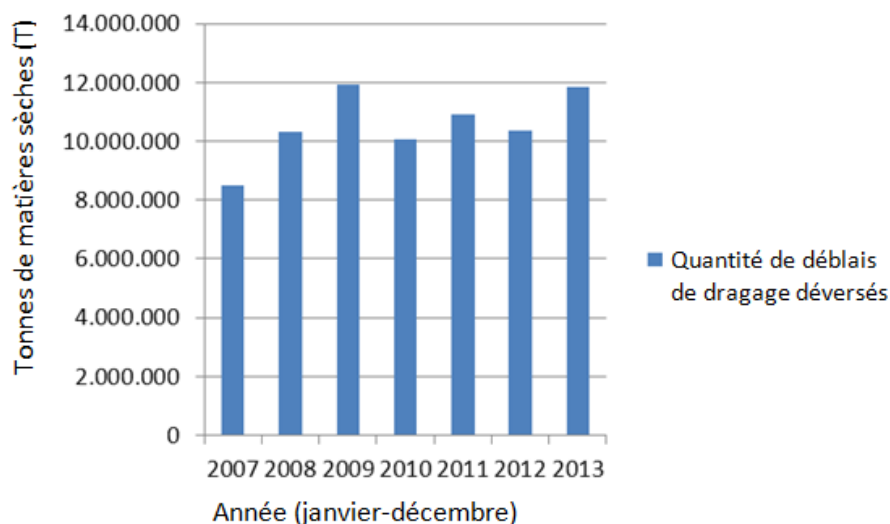


Figure 4.4 : Aperçu des quantités de déblais de dragage déversés en mer depuis 2007. La période statistique commence depuis 2007 le premier janvier et se termine le 31 décembre de la même année (Lauwaert et al, 2014).

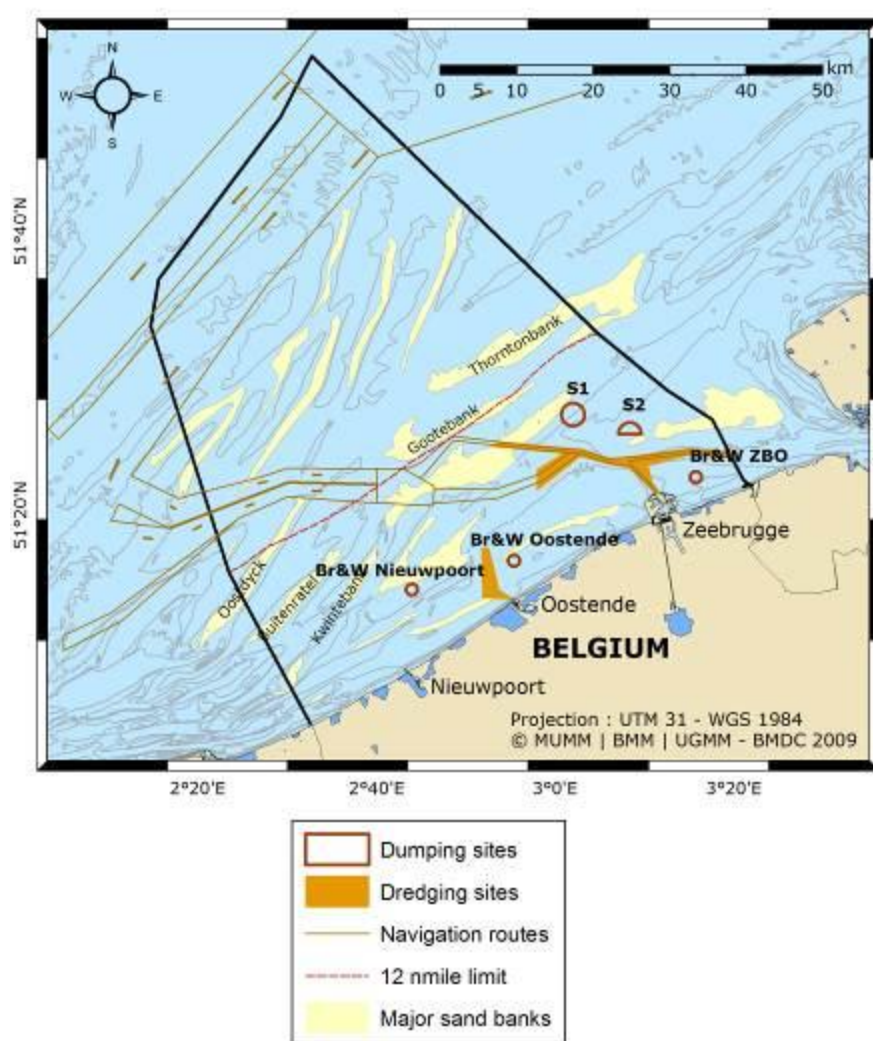


Figure 4.5 : Aperçu des sites de déversement et de dragage sur le PCB.

La figure 4.6 offre pour l'année de dragage 2013 (jan.-déc.) un aperçu de l'intensité de dragage et de déversement sur ces différents sites.

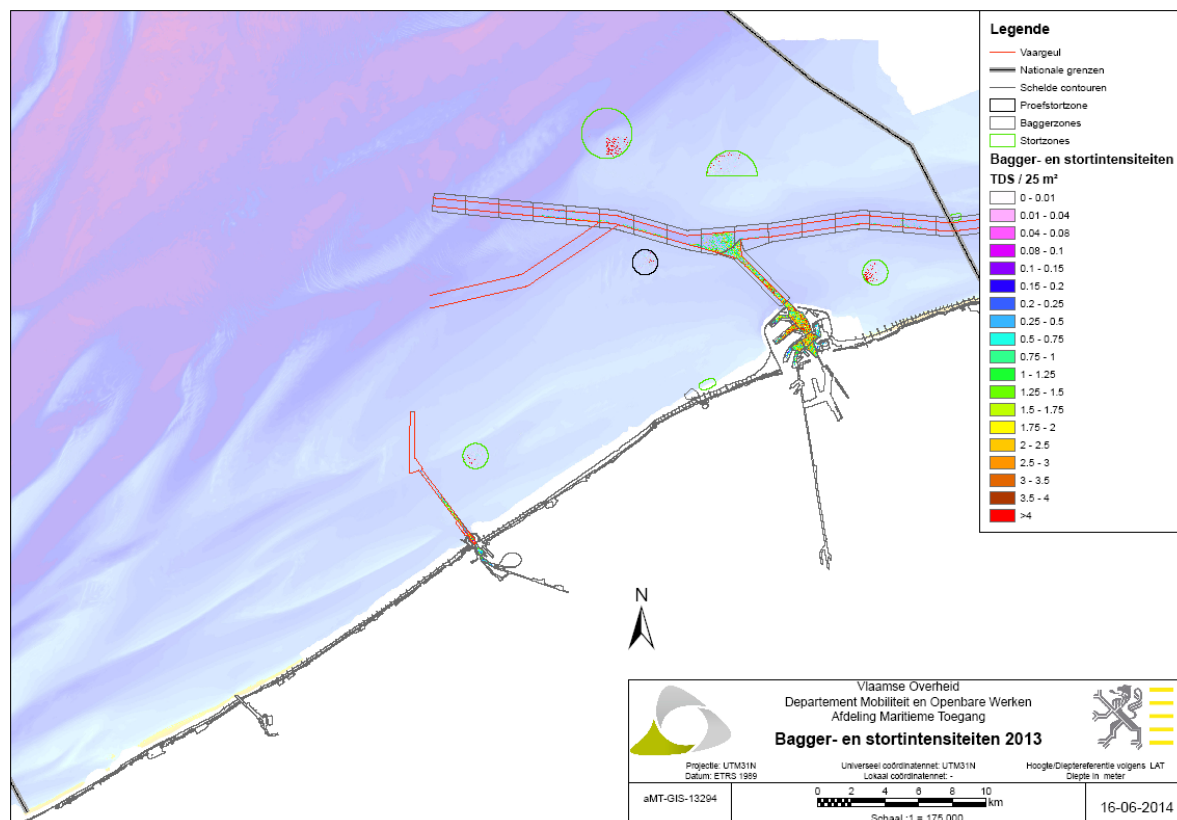


Figure 4.6 : Intensité de dragage et de déversement pour l'année 2013 (jan.-déc.).

Les critères de qualité des sédiments actuellement appliqués en Belgique sont indiqués dans le tableau 4.1. Ils constituent la base pour la décision de déverser ou non les déblais de dragage en mer. Si la valeur limite (*Action level 2*) de trois des critères est dépassée simultanément, les déblais de dragage ne peuvent pas être déversés en mer. Si le résultat des analyses se situe entre la valeur cible (*Action level 1*) et la valeur limite (*Action level 2*), le nombre d'échantillons est multiplié par cinq et de nouvelles analyses doivent être effectuées. Lorsque les nouveaux résultats des analyses confirment les précédents, il convient de procéder aux tests biologiques prescrits à l'échelle internationale. Des résultats négatifs à ces tests biologiques peuvent entraîner une interdiction de déversement en mer des déblais de dragage provenant de ces zones circonscrites.

Tableau 4.1 : Les critères de qualité des sédiments actuellement appliqués en Belgique.

Base poids sec	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
Huile minérale	14 mg/g <sub>OC</sub>	36 mg/g <sub>OC</sub>
HAP	70 µg/g <sub>OC</sub>	180 µg/g <sub>OC</sub>
PCB	2 µg/g <sub>OC</sub>	2 µg/g <sub>OC</sub>



Dans le cadre des autorisations, il convient également de mettre les programmes de recherche et de contrôle en œuvre sur les sites de dragage et de déversement. Les résultats des deux dernières années sont commentés ci-dessous.

#### **4.2.1 Influence à long terme des travaux d'infrastructure sur les sédiments**

Les changements à long terme dans la répartition des sédiments vaseux dans la zone côtière belgo-néerlandaise sont la conséquence de l'activité humaine (construction de ports, creusement de chenaux, opérations de dragage et de déversement), ainsi que des variations naturelles résultant des marées et effets météorologiques. Les recherches sur les changements à long terme dans la composition des sédiments reposent sur une analyse combinée d'échantillons de sédiments (d'il y a 100 ans) et de cartes bathymétriques récentes et historiques. Le traitement de données était principalement basé sur les descriptions des échantillons (consolidation, épaisseur) et sur les cartes bathymétriques de 1866-1911. Les résultats démontrent que la distribution de boues fraîchement déversées et de matières en suspension a changé au cours des 100 dernières années, et ce, principalement en conséquence de travaux d'accès maritime et de travaux portuaires. La plupart des dépôts de boue molle (épaisseur > 30 cm) ont une cause anthropogène. Les résultats indiquent également que l'érosion d'anciennes couches de boue holocènes a augmenté au cours des dernières années et que, par voie de conséquence, de plus grandes quantités de sédiments fins se retrouvent à présent dans la partie méridionale de la mer du Nord (Fettweis *et al.*, 2009).

De plus, les mesures in situ des matières en suspension ont démontré que le creusement de chenaux de navigation, la construction de ports et les opérations de dragage et de rejets y afférentes, induisent un accroissement de la disponibilité en sédiments fins qui contribue de manière significative à la formation de concentrations élevées de matières en suspension ou des couches de vase liquide. On peut en conclure que des concentrations élevées de matières en suspension telles qu'elles sont actuellement mesurées étaient probablement absentes ou moins fréquentes avant la construction des ports et chenaux (Fettweis *et al.*, 2010 ; Fettweis *et al.* 2011a).

#### **4.2.2 Efficacité des sites de déversement**

L'efficacité des sites de déversement dépend de la recirculation des matières de dragage déversées vers le site de dragage et des changements morphologiques causés par le déversement.

L'impact du déversement de déblais de dragage sur la sédimentologie et la morphologie de l'ancien et du nouveau site de déversement Br&WS1 a été étudié sur la base d'une analyse quantitative des changements bathymétriques et de la vérification du terrain (Du Four & Van Lancker 2008). Après l'arrêt des activités sur l'ancien site de déversement en 1999, l'équilibre naturel a été rétabli à court terme et on a vu renaître les formations de sols. Là où l'on a effectué des déversements dans la zone supérieure du plateau sablonneux peu profond du Vlakte van de Raan, on retrouve un faciès sablonneux et les sédiments peuvent être réutilisés à des fins d'extraction. Pour le nouveau site de déversement, qui se situe essentiellement dans un environnement de chenal, le faciès de sédimentation, constitué de sable, de boue et d'argile, est beaucoup plus complexe. L'efficacité de déversement a été estimée à 30–40%, ce qui devrait donner une sédimentation annuelle de 380 000 m<sup>3</sup>. Il a par ailleurs été démontré que la sédimentation s'étend en dehors de la zone de déversement, et ce, surtout vers le sud-ouest, en direction des canaux de navigation.

Les déblais de dragage provenant du port de Zeebruges sont principalement déversés en mer sur le site de déversement *Br&W Zeebrugge Oost*. Ce site de déversement se situe à environ 4,5 km à l'est de l'entrée du port de Zeebruges. Les déblais de dragage sont principalement constitués de boue (> 90 %) qui, en raison des courants importants, restent en grande partie en suspension ou sont mises en suspension à brève échéance. Une étude menée ces dernières années a démontré que le site de déversement *Br&W Zeebrugge Oost* connaît un taux de recirculation élevé, autrement dit, que les matières déversées sur ce site sont rapidement réacheminées vers les zones de dragage. D'après cette étude, les déversements à l'ouest de Zeebruges entraîneraient une plus faible recirculation. Une étude réalisée à l'aide de modèles numériques (Fettweis et al. 2011b) a permis de délimiter un certain nombre de sites de déversement à l'ouest de Zeebruges. La section Accès maritime a effectué en 2013-2014 un essai sur le terrain pour valider les résultats de la modélisation numérique et pour examiner la possibilité de créer un nouveau site de déversement à l'ouest de Zeebruges.

En automne 2013, les déversements ont eu lieu pendant 1 mois sur un site alternatif situé dans la zone de recherche à l'ouest de Zeebruges. Cet essai sur le terrain est accompagné d'une série d'études d'appui : des mesures à long terme (mars 2013 – avril 2014) des courants, des concentrations de sédiments et des taux de salinité ont été effectuées aussi bien à l'intérieur qu'à l'extérieur du port. Elles fourniront les informations d'arrière-plan nécessaires pour être mieux en mesure d'interpréter les résultats de l'essai de déversement.

#### **4.2.3    *Contrôle des effets biologiques et chimiques sur les sédiments et la faune des fonds marins***

Le département Environnement aquatique et Qualité de l'eau de l'Institut de recherche pour l'Agriculture et la Pêche (ILVO) est chargé de contrôler les effets biologiques et chimiques du déversement de déblais de dragage sur les sédiments et la faune des fonds marins dans la partie belge de la mer du Nord. Les résultats pour cette partie sont basés sur les données de contrôle 2009-2010, analysées à l'appui de la période d'autorisation de dragage 2012-2017 (Van Hoey et al., 2011).

#### **État biologique des sites de décharge des déblais de dragage**

L'état du macrobenthos (dans les organismes de plus de 1 mm vivant dans les fonds marins) à hauteur de différents sites de décharge est évalué à l'aide d'un indicateur benthique (BEQI ; [www.beqi.eu](http://www.beqi.eu)) (Van Hoey et al., 2013). Cet indicateur évalue la différence au niveau des caractéristiques benthiques (densité, biomasse, nombre d'espèces et compositions des espèces) entre les échantillons de la zone impactée et ceux de la zone de contrôle. Si la différence se situe dans les limites de la variation naturelle, on parle d'un état allant de « très bon » à « bon ». Si ce n'est pas le cas, on considère que l'état est « moyen » à « mauvais » (Tableau 4.2). L'intensité moyenne à relativement élevée de déversement à hauteur des sites de déversement respectifs *Br&W Oostende* et *Br&W Zeebrugge Oost* n'a pour ainsi dire pas d'effet sur les caractéristiques benthiques (bonnes valeurs BEQI). Sur le site de décharge de Nieuport, l'état est bon, ce qui s'explique par la faible intensité de déversement. Alors que sur le site de décharge *Br&W S1*, où a été enregistrée l'intensité de déversement la plus élevée, les caractéristiques benthiques ont clairement changé. La faune dans le site de décharge est appauvrie par rapport à la zone de contrôle. Aux alentours du site de décharge, une forte augmentation de la densité du polychète tubicole *Owenia fusiformis* a été observée. À hauteur du site de décharge *Br&W S2*, l'état est jugé bon, mais la diversité s'élargit dans la partie Nord en raison de la présence d'espèces dites « de vase ». Ce phénomène peut être lié au déversement de boues dans cet environnement normalement sablonneux. Les activités de déversement n'ont généré aucune réponse détectable

sur la faune de poissons épibenthique et démersale. Cette faune dotée d'une plus grande mobilité y serait par conséquent moins sensible.

Tableau 4.2 Les valeurs de l'indicateur BEQI pour les 4 caractéristiques benthiques et la valeur moyenne. Les couleurs indiquent l'état (bleu : très bon ; vert : bon ; jaune : moyen ; orange : mauvais ; rouge : très mauvais).

BEQI	Site de décharge de Nieuport	Br&W Oostende	Br&W S1	Br&W S2	Br&W Zeebrugge Oost
Densité	0.37	0.81	0.06	0.75	0.77
Biomasse	0.97	0.88	0.08	0.68	0.76
Espèces composition	0.58	0.66	0.38	0.56	0.49
Nombre d'espèces	1	0.73	0.45	1	0.74
Valeur moyenne	0.73	0.77	0.24	0.75	0.68

### État chimique des sites de déchargement des déblais de dragage

L'état chimique des sites de décharge de déblais de dragage dans la partie belge de la mer du Nord et l'accumulation de substances chimiques dans le biote marin sont évalués par le biais d'une analyse des micropolluants (métaux lourds, polychlorobiphényles (PCB), hydrocarbure aromatiques polycycliques (HAP) et les pesticides organochlorés (POC)) dans les sédiments et le biote marin. Pour les Pb, Hg et PCB, différents dépassements des critères environnementaux (environmental assessment criteria, EAC) conseillés par OSPAR ont été observés. Les analyses des tendances dans la période 2005-2011 révèlent toutefois qu'il n'y a pas de différences significatives relatives à la concentration de ces composants entre le site de décharge et la zone de référence voisine. On peut donc en conclure que les valeurs élevées notées ne sont pas attribuables au déversement des boues de dragage. De même qu'en général, aucune différence significative entre le site de décharge et la zone de référence n'a été observée pour les autres métaux lourds, les HAP et les POC. Et si, très exceptionnellement, une différence significative a été notée pour un composant cible spécifique, les valeurs OSPAR EAC n'ont jamais été dépassées. En vue des études futures, il est toutefois important d'assurer le suivi ultérieur des concentrations de Pb, Hg et PCB. En dehors de cela, il convient aussi de surveiller attentivement, en fonction du temps, l'augmentation de la concentration en Zn dans les sites de décharge d'Ostende et de Nieuport. Une étude complémentaire sur la présence de pesticides a démontré qu'aucun pesticide présent sur les sites de décharge de déblais de dragage ne présentait des concentrations dépassant le seuil ou la limite de quantification fixée à 10 ppb pour la plupart des pesticides.

Une étude des maladies des poissons visibles de l'extérieur (furoncles, Inodules hépatiques, lymphocystose, malformations squelettiques et infections parasitaires) est utilisée comme paramètre pour refléter la situation générale de l'environnement. La nette augmentation du nombre d'infections *Glugea stephani* et *Acanthochondria cornuta* sur les sites de décharge de déblais de dragage doit être surveillée ultérieurement en fonction du temps.

### 4.3 Parcs éoliens en mer

La directive européenne 2001/77/CE a imposé à chaque État Membre un objectif à concrétiser en 2010 pour sa contribution à la production d'électricité au départ de sources d'énergie renouvelables.

Dans ce contexte, six entreprises ont obtenu un permis pour la construction et l'exploitation d'un parc éolien. Le tableau 4.3 et la figure 4.7 donnent un aperçu des différents projets et de leur état le 31/8/2014.

Tableau 4.3. Aperçu des parcs éoliens dans la mer du Nord belge

Nom du projet	Nombre d'éoliennes	Nombre de MW	État
C-Power	54	300	Entièrement opérationnel
Belwind	110	330	Première phase (55 éoliennes) opérationnelle
Northwind	72	216	Entièrement opérationnel
Norther	47-100	258-470	Permis délivré
Rentel	47-78	289-468	Permis délivré
Seastar	41	246	Permis délivré

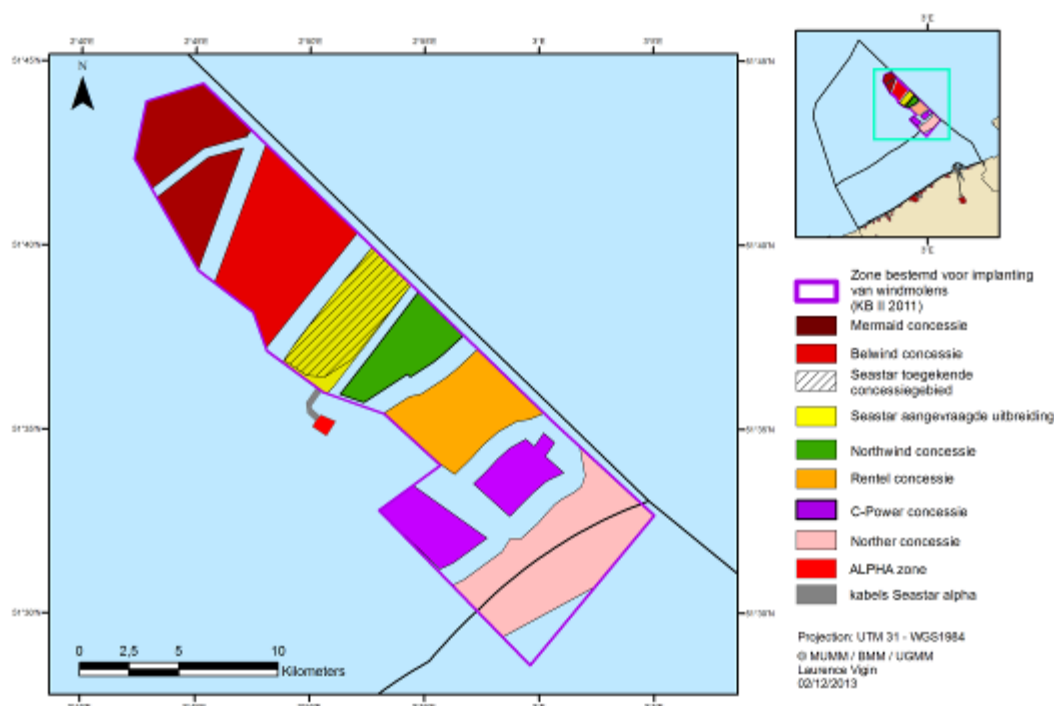


Figure 4.7. Aperçu des zones de concession pour parcs éoliens en mer du Nord.

Les permis comprennent une obligation de mise en place d'un programme de contrôle visant à garantir la capacité à minimiser les effets négatifs des activités en question. Le programme doit également faire en sorte que l'UGMM puisse évaluer et finalement comprendre l'incidence environnementale des parcs éoliens en mer, afin de soutenir la politique, la direction et la conception de futurs parcs éoliens en mer.

Au terme de 5 années de contrôle, un colloque a été organisé en 2013, au cours duquel les principaux résultats ont été discutés. Une vision de l'avenir y a également été présentée (Degraer et al, 2013). Le suivi concerne aussi bien les fondations gravitaires que les fondations sur monopylône des différents parcs éoliens (fig. 4.8).

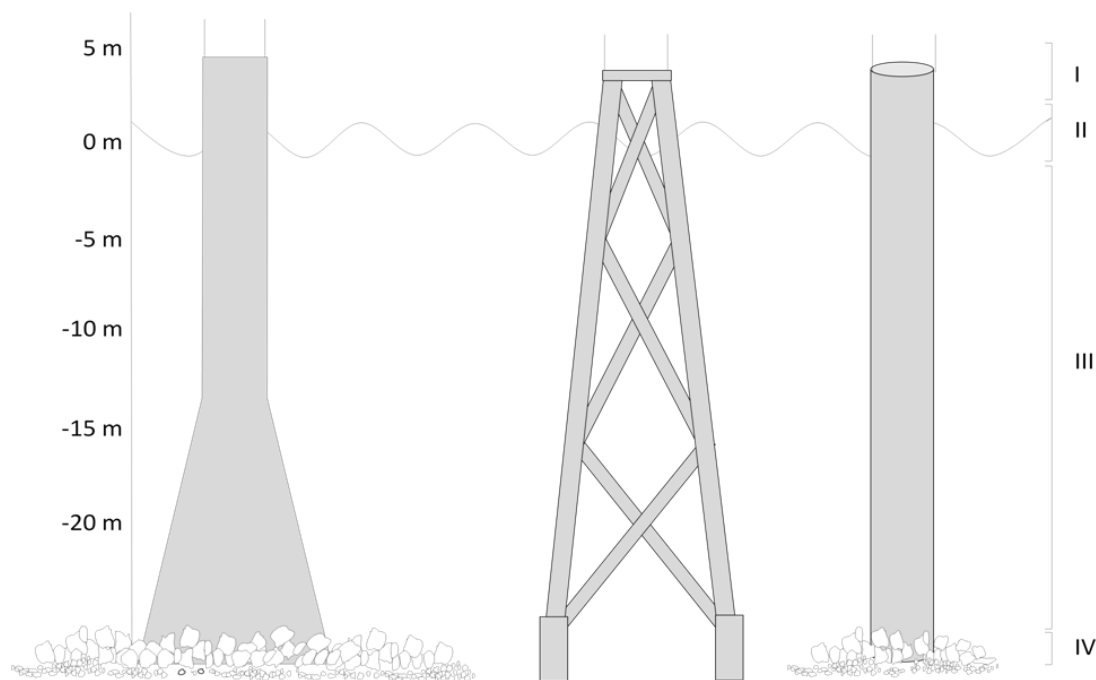


Figure 4.8 : Types de fondation sur le PCB (de gauche à droite : fondation gravitaire, de type jacket et monopylône), avec indication des différentes zones de colonisation : I zone d'embruns, II zone d'immersion alternée, III zone d'immersion permanente et IV protection anti-corrosion (si présente).

### 4.3.1 Morphodynamique

Les effets de la construction de parcs éoliens en mer sur la turbidité étaient locaux et temporaires, sans présenter d'importantes différences entre la situation avant et après les travaux. Des puits d'érosion se sont rapidement formés autour des fondations, mais une protection anti-érosion adéquate assure la stabilité requise. Les travaux de dragage et de déversement se sont avérés plus complexes que prévu et d'importantes quantités de sables ont été perdues. Les puits ainsi créés sont demeurés stables. Dans les zones présentant un faciès de dunes migrantes, la technique d'enfouissement utilisée (enfouissement à environ 1,5 m sous le fond marin) ne permettait pas de garantir la couverture minimale (1m sous le fond marin) des câbles d'exportation d'électricité. En conséquence de quoi, les câbles sont désormais enfouis localement à 1 m sous la base de ces dunes migrantes.

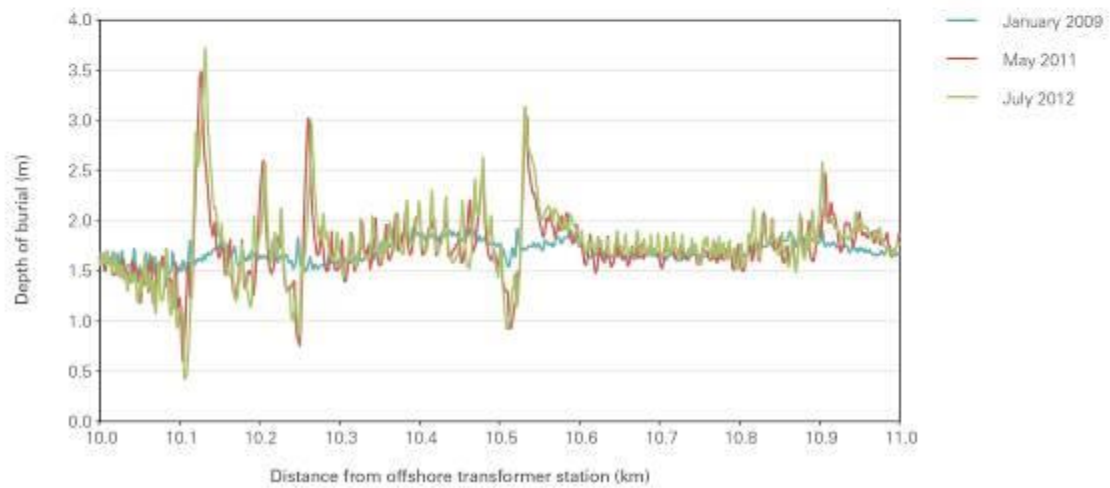
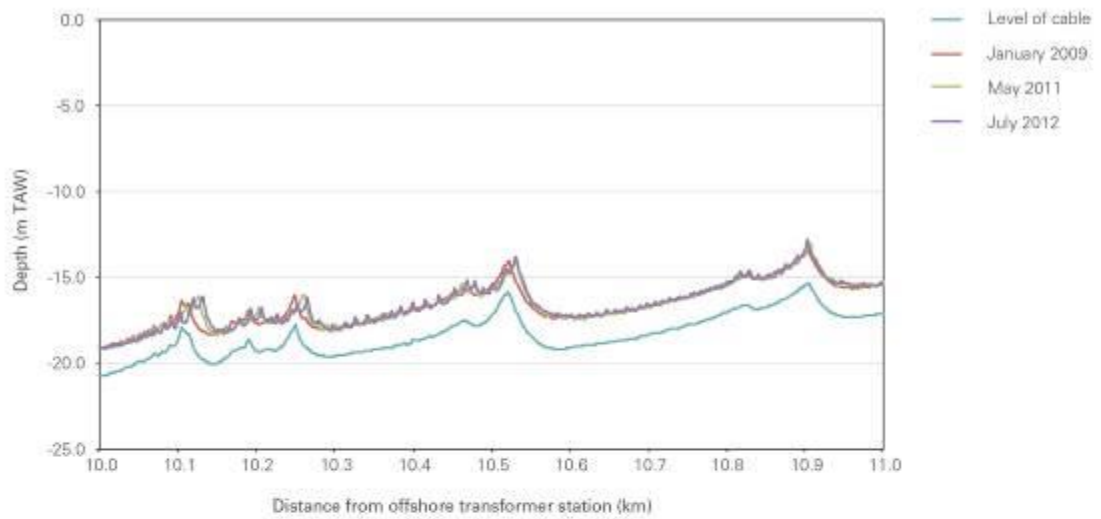


Figure 4.9. Bathymétrie au cours des études consécutives et profondeur d'enfouissement du câble d'exportation du parc éolien entre 10 et 11 km de la station du transformateur.

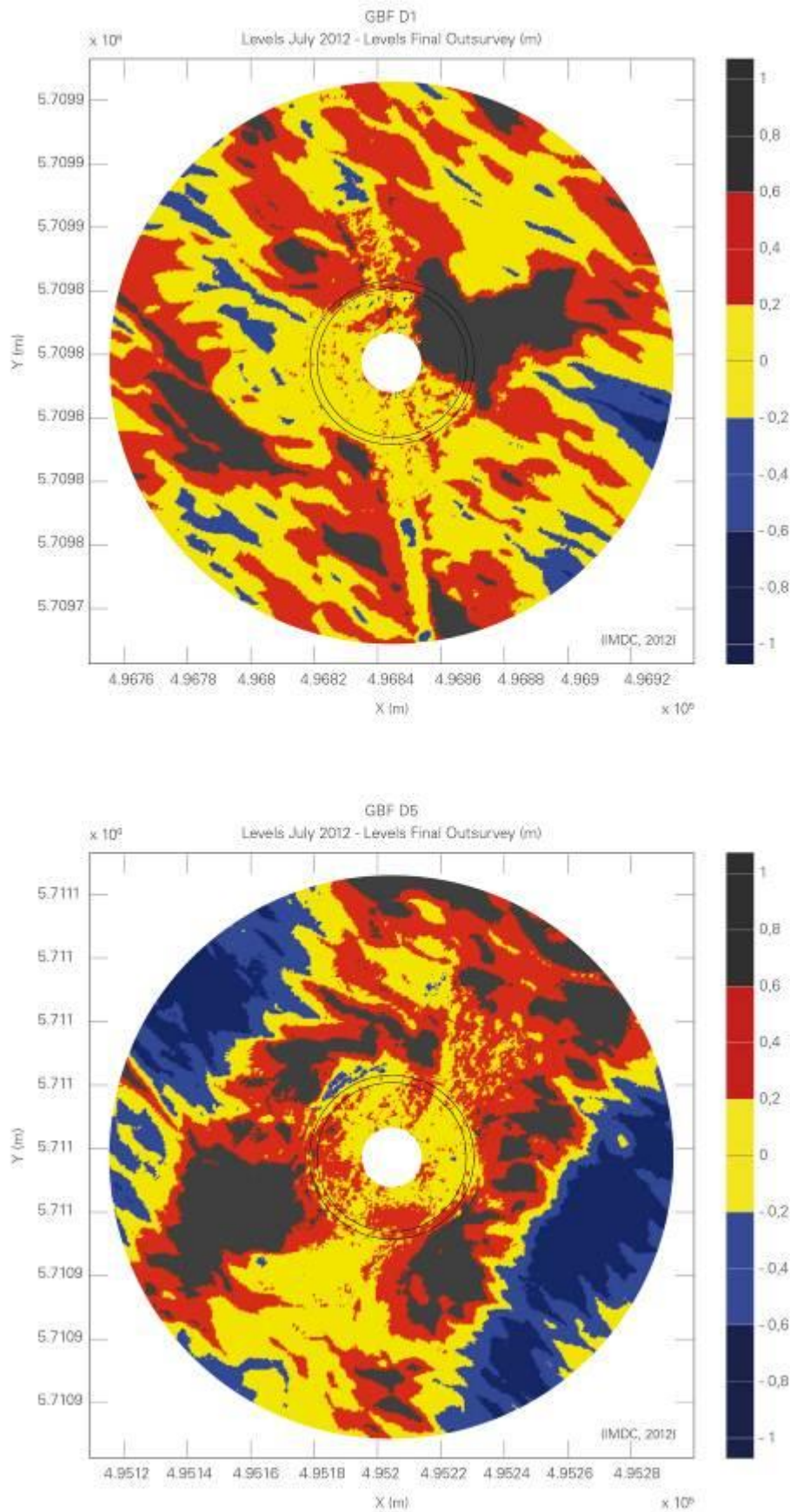


Figure 4.10. Carte des différences de bathymétrie autour de la fondation D1, avec indication des différences entre la situation post-installation et juillet 2012 (données de C-Power).

### 4.3.2 Bruits sous-marin

Pour les fondations gravitaires, les niveaux de bruits sous-marins enregistrés durant la phase de construction des parcs éoliens peuvent être comparés aux bruits de la navigation générale (soit environ 115 dB re 1 micropascal RMS), mais ils sont excessifs lors de l'enfoncement par battage des fondations sur pieux et surtout de fondations de type monopylône (jusqu'à 194 dB re 1 micropascal –zéro jusqu'au niveau de pointe à 750 m) et on peut donc les distinguer du bruit ambiant jusqu'à une distance maximale de 70 km (Norro et al., 2013). De tels niveaux de bruit sont supérieurs aux objectifs belges visant un bon état écologique.

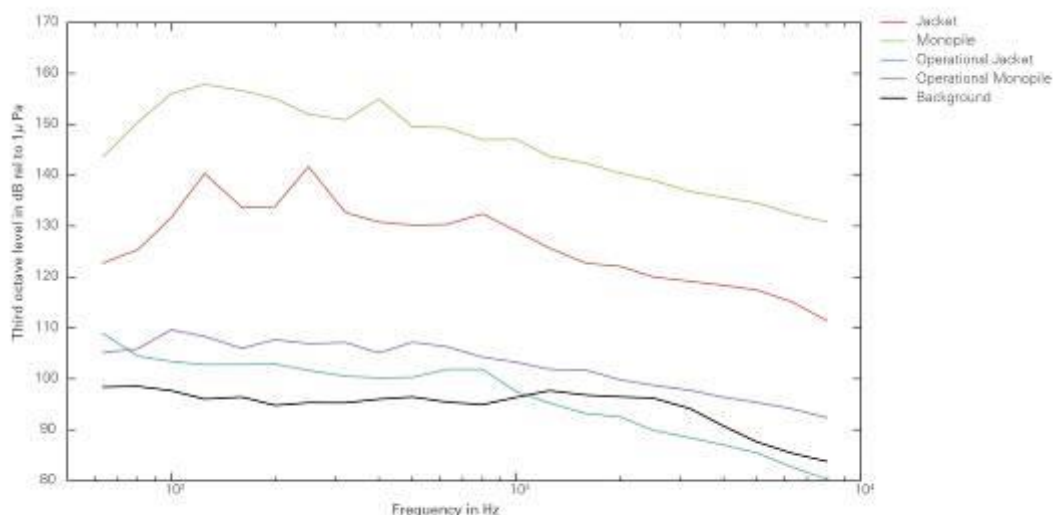


Figure 4.11 : Bruits ambiants sous-marins (1/3 bande d'octave) à hauteur du Bligh Bank (noir), bruit opérationnel d'un monopylône en acier (mauve) et d'une fondation de type jacket (bleu), bruit de battage mesuré lors de l'installation d'un monopylône en acier (vert) et d'une fondation de type jacket (rouge)

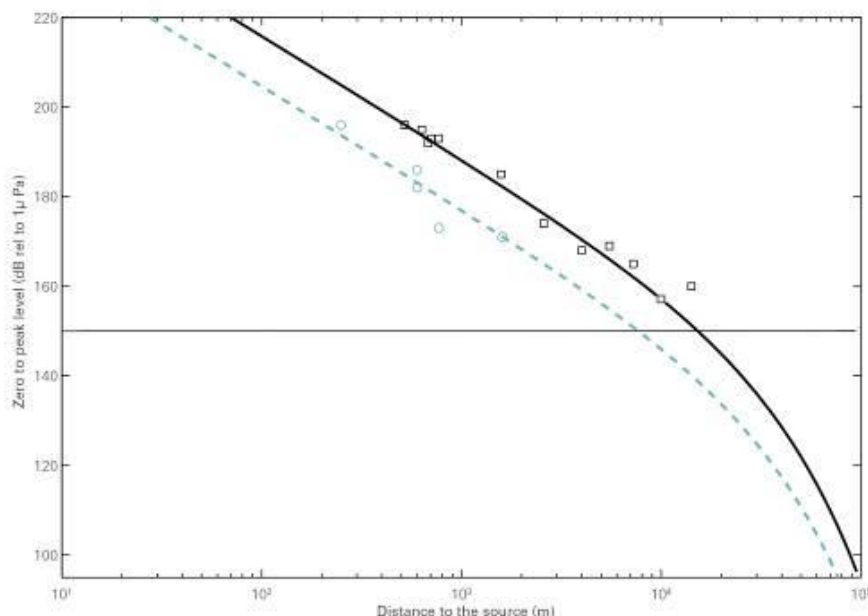


Figure 4.12 : Modélisation de la propagation du bruit de battage sous-marin sur la base des mesures des niveaux sonores lors de l'enfoncement par battage de fondations sur pieux (ligne bleue interrompue) et de fondations de type monopylône (ligne noire). Dans les deux cas, le bruit de battage ne devient inférieur aux bruits d'arrière-plan qu'à des dizaines de kilomètres de la source.



### 4.3.3 Couverture des substrats durs et attrait de poissons

La flore et la faune marines rencontrées sur les substrats durs artificiels constituent un enrichissement des espèces locales. On observe ainsi différentes populations réparties le long du gradient de profondeur : le moustique japonais *Telmatogeton japonicus* domine la zone d'embruns; la zone d'immersion alternée est caractérisée par les balanes et les moules bleues *Mytilus edulis* ; une population de *Jassa-Tubularia-Actiniaria* dominée par l'amphipode *Jassa herdmani* (jusqu'à 3 105 ind./m<sup>2</sup>) et les hydroïdes *Tubularia indivisa* et *T. larynx* (jusqu'à 90 % de couverture) a été observée dans la zone sous-littorale. Les modèles de richesse des espèces, de densité et de couverture étaient le plus pertinent sur le banc de Thornton, où ils commencent par croître pendant les deux, trois premières années, pour ensuite se stabiliser. Cette dynamique à long terme s'inscrit dans le contexte d'une dynamique saisonnière, qui connaît les plus hautes densités (variant généralement entre 1 – 1.5 10<sup>5</sup> ind. /m<sup>2</sup>) et le taux de couverture le plus élevé (60-70 % en moyenne) au printemps et en été.

Certaines espèces de poisson, à la recherche de nourriture ou d'un abri, ont été directement attirées par les substrats durs artificiels. La population de poissons aux alentours des fondations est dominée par le tacaud commun (juvénile) *Trisopterus luscus* et le cabillaud (juvénile) *Gadus morhua*, tandis que d'autres espèces telles que le capelin *Trisopterus minutus*, le lieu noir *Pollachius virens* et la dorade grise *Spondyliosoma cantharus* se rencontrent exclusivement à proximité des fondations. Les prises de cabillaud et de tacaud étaient respectivement de 12 à 30 fois plus élevées, par rapport aux prises effectuées aux alentours d'épaves, et jusqu'à plus de 100 fois plus élevées en comparaison avec les prises dans les zones sableuses voisines.

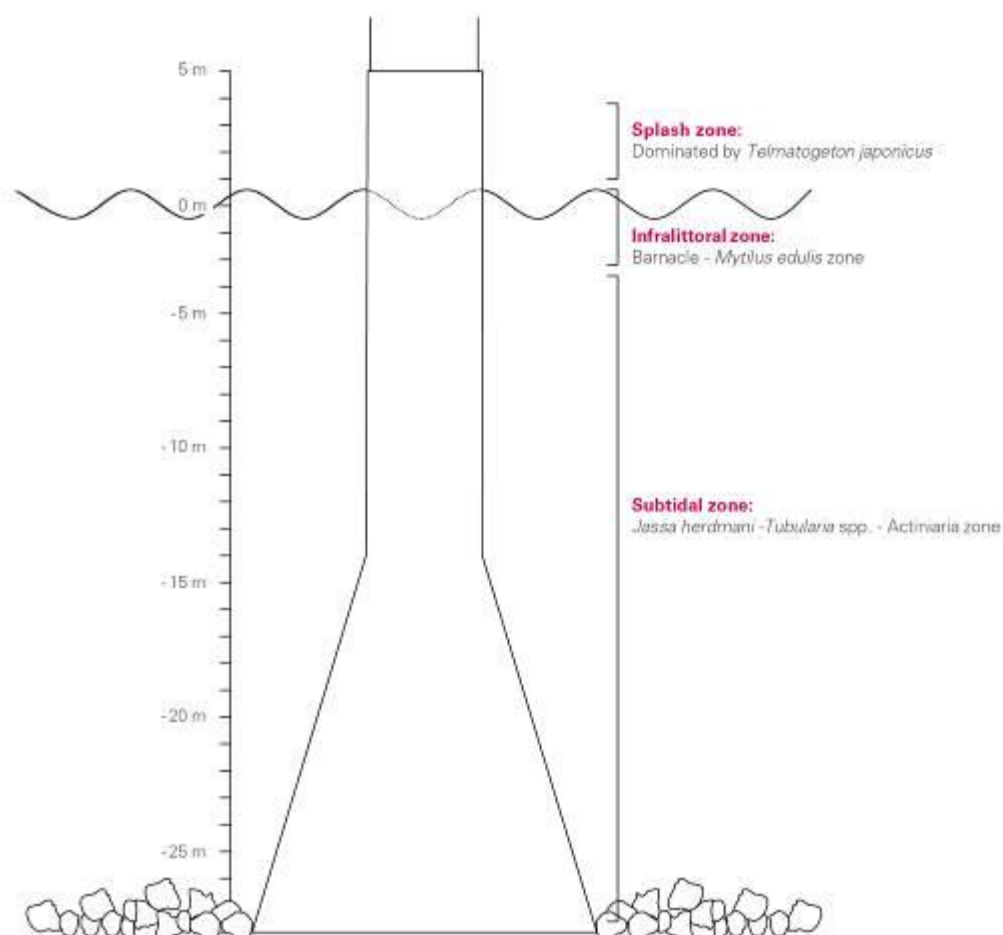


Figure 4.13 : Reproduction schématique du zonage vertical de la colonisation sur les fondations des éoliennes, avec indication des espèces dominantes.

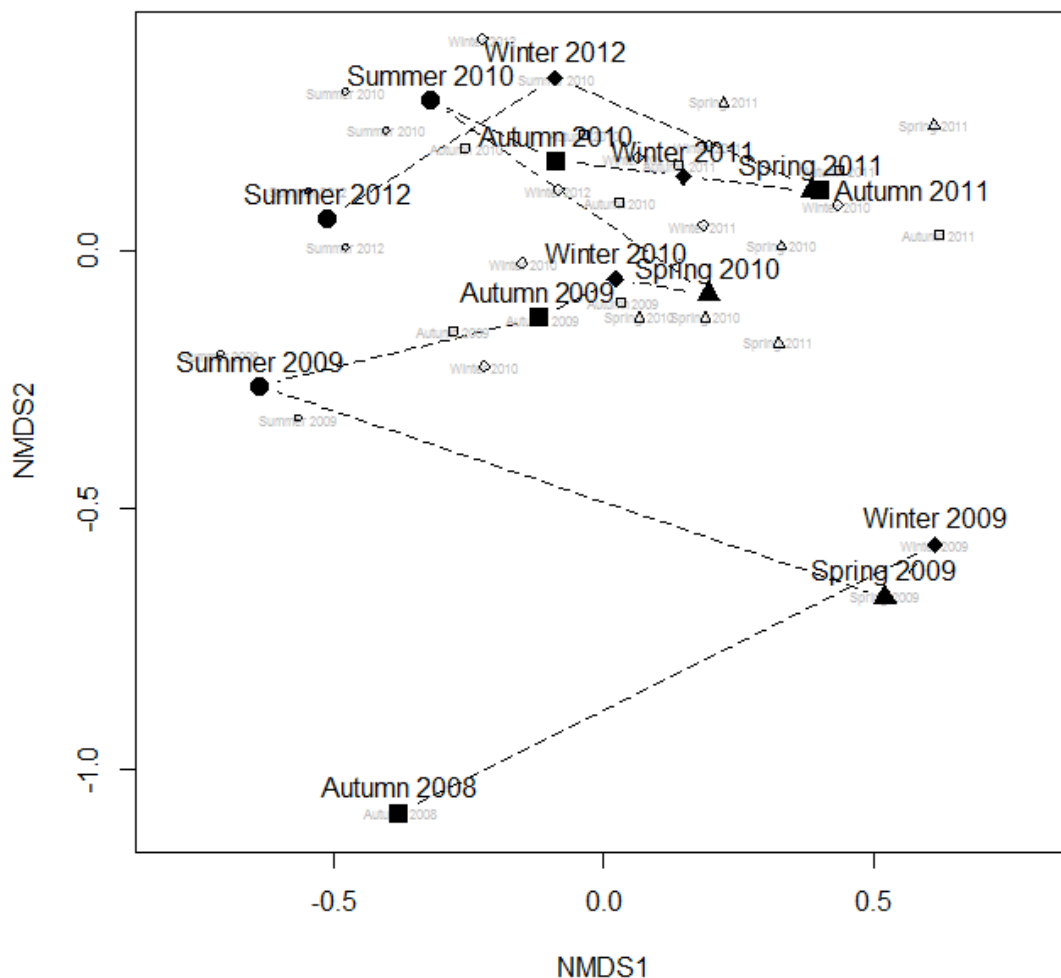


Figure 4.14 : Graphique bidimensionnel basé sur l'analyse MDS de la colonisation des fondations d'éoliennes. Il montre les réplicats (gris) de chaque échantillonnage avec leurs centres de gravité (noir). Pour les prélèvements d'échantillons pour lesquels un seul réplicat était disponible, la position de ce réplicat est indiquée en noir. Les lignes en pointillé relient les échantillonnages consécutifs. Dans ce graphique, les échantillons rapprochés reflètent des compositions d'espèces similaires. L'analyse est basée sur la partie dénombrable des populations en expansion. (losange : hiver, triangle : printemps, cercle : été, carré : automne)

#### 4.3.4 Poissons, épi- et macrobenthos des substrats meubles

Une étude a démontré que le macrobenthos du banc de Thornton s'est progressivement rétabli une fois que les travaux de construction étaient terminés. Il est attendu que la fermeture à la pêche de la zone à éoliennes et l'« effet récif artificiel » des fondations (voir plus haut) produisent des effets principalement positifs sur les poissons et le benthos des substrats meubles. Une augmentation a ainsi été observée de la biomasse et de la longueur moyenne du merlan *Merlangius merlangus* en bordure du parc éolien sur le banc Thornton. D'autres effets possibles, comme l'augmentation de la longueur moyenne de la sole limande *Limanda limanda*, de la biomasse de l'épibenthos et du nombre d'espèces de poissons démersaux, n'ont été observés que certaines années. Du fait de la grande variabilité spatio-temporelle naturelle, cette étude requiert toutefois une série de données à long terme avant de pouvoir procéder avec suffisamment de certitude à la détermination des effets.

### 4.3.5 Oiseaux de mer

Les parcs éoliens en mer peuvent avoir divers effets négatifs sur les oiseaux : leur recherche de nourriture et leur repos peuvent ainsi être perturbés par la modification de leur habitat ; les parcs éoliens peuvent aussi constituer une barrière physique qu'il leur faut contourner pendant la migration ; et le risque de collision avec les turbines augmente le taux de mortalité au sein de leurs populations respectives. Des comptages d'oiseaux de mer sont effectués mensuellement le long d'un parcours déterminé dans et autour des parcs éoliens (Figure 4.15). Ces recensements ont été démarrés quelques années avant la mise en œuvre des parcs afin de pouvoir se faire une idée précise de la situation de référence. C'est en comparant cette dernière avec la situation actuelle que l'on peut identifier dans quelle mesure la répartition et les densités des oiseaux de mer ont été modifiées.



Figure 4.15 : Comptage d'oiseaux de mer à bord du Belgica, à hauteur du parc éolien C-Power sur le banc Thornton.

Les populations d'oiseaux de mer sur le banc Bligh (à 40 km de la côte) et sur le banc Thornton (à 25 km de la côte) diffèrent en raison de leur éloignement du littoral. Il s'ensuit que dans les différents parcs, d'autres espèces sont impactées. Pour certaines espèces, il a été constaté qu'elles évitent les parcs éoliens (c'est le cas du fou de Bassan *Morus bassanus*, du guillemot de Troil *Uria aalge* et du pingouin torda *Alca torda* sur le banc Bligh et du goéland cendré *Larus canus* sur le banc de Thornton – Figure 4.16). D'autres espèces semblent être attirées par les parcs éoliens (notamment le goéland brun *Larus fuscus* et le goéland argenté *Larus argentatus* sur le banc Bligh, la mouette pygmée *Hydrocoloeus minutus*, le goéland marin *Larus marinus*, la sterne caugek *Sterna sandvicensis* et la sterne pierregarin *Sterna hirundo* sur le banc Thornton. Pour d'autres espèces, l'effet ne peut actuellement pas encore être précisé (Vanermen et al. 2013a).

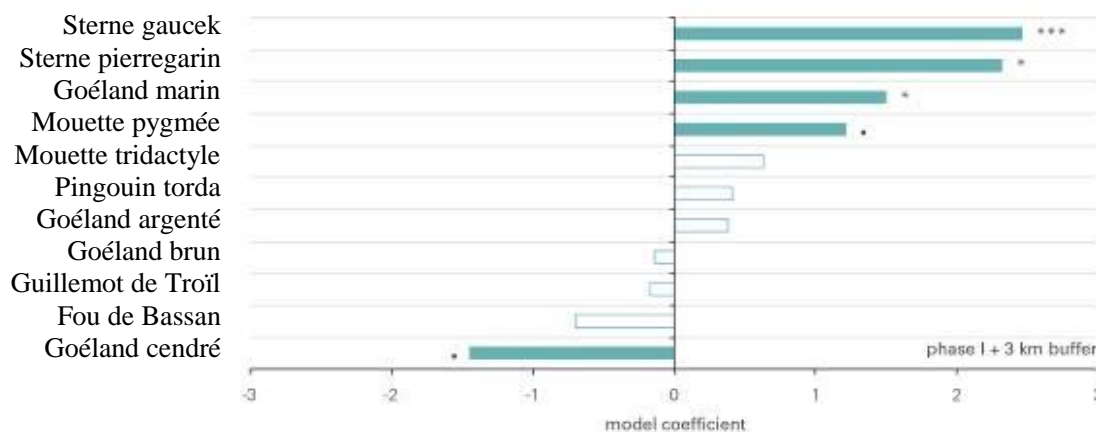


Figure 4.16 : Attirance et comportement d'évitement des oiseaux de mer à hauteur du parc éolien C-Power sur le banc Thornton ( les diagrammes en bâtons bleus indiquent des effets significatifs,  $\sim p < 0.1$ ,  $* \sim p < 0.05$ ,  $** \sim p < 0.01$ ,  $*** \sim p < 0.001$ ).

Sur la base des densités d'oiseaux observées dans les parcs éoliens et des modèles mathématiques, on estime qu'environ 1 300 oiseaux de mer entreront par an en collision avec une turbine, lorsque les huit parcs éoliens prévus seront opérationnels. Il s'agira principalement de grands goélands, qui sont ceux qui s'aventurent le plus à l'intérieur des limites du parc et qui volent de surcroît régulièrement à hauteur de rotor (15-22 %) (Vanermen et al. 2013a). Une étude menée à l'aide d'un radar aviaire à l'intérieur des parcs éoliens fournira à l'avenir une image encore plus précise du flux réel d'oiseaux qui passent par les parcs à différents moments et dans différentes conditions météorologiques. Cela permettra d'affiner ultérieurement les résultats des modèles de collision.

#### 4.3.6 Mammifères marins

Le marsouin commun *Phocoena phocoena* est le seul mammifère marin que l'on rencontre en grand nombre dans les eaux belges. Sur la base de comptages aériens, une distance de perturbation a été fixée pour les marsouins allant jusqu'à au moins 20 km du site de battage (Haelters et al., 2013a et b). Cette perturbation observée correspond en grande partie à la perturbation modélisée sur la base des mesures des bruits sous-marins (Norro et al., 2013) (figure 4.17). Des différences peuvent être causées par la variabilité spatiale de la disponibilité alimentaire ou par la migration saisonnière.

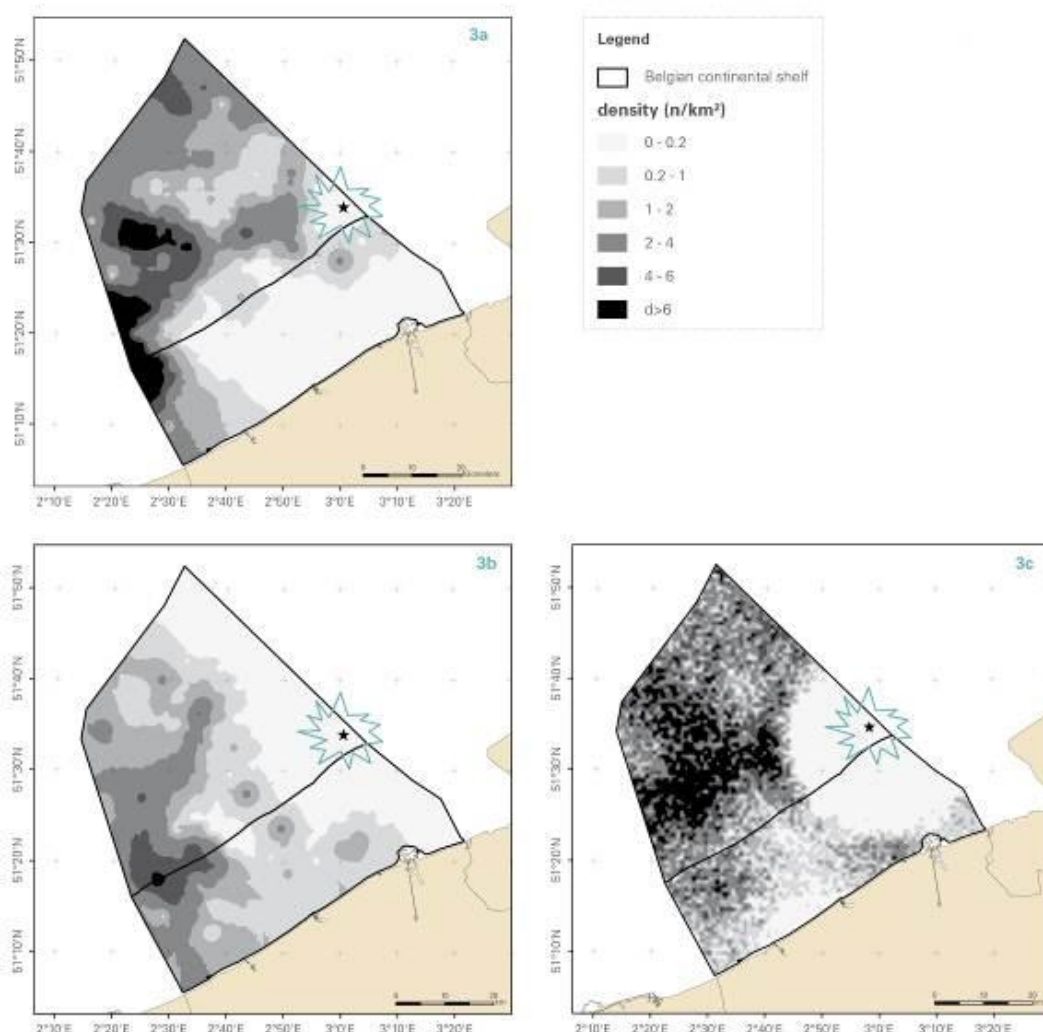


Figure 4.17 : Cartes reproduisant les densités des populations de marsouins dans la partie belge de la mer du Nord. En haut à gauche : la densité observée avant les travaux de battage. En bas à gauche : la densité observée pendant les travaux de battage. En bas à droite : la répartition modélisée pendant les travaux de battage

#### 4.4 Navigation

Les eaux maritimes belges sont du nombre des espaces marins les plus densément fréquentés au monde.

Elles comportent deux grandes routes de navigation : la route centrale du Noordhinder TSS (« Traffic separation scheme », ou dispositif de séparation du trafic), qui constitue la liaison principale entre la Manche, le Pas-de-Calais et les grands ports de la mer du Nord, et le Westhinder TSS, qui forme, dans les eaux françaises, une bifurcation du Noordhinder TSS en direction de l'Escaut. En dehors de cela, il y a encore des routes transversales de/vers le Royaume-Uni, ainsi que des routes côtières.

Au total, ce sont quelque 150 000 navires qui traversent chaque année la zone maritime belge, y compris le Noordhinder TSS, dont environ 15 % de tankers (pétroliers, chimiquiers et méthaniers), et pratiquement la moitié (environ 50 %) de porte-conteneurs et de navires rouliers (Roll-on Roll-off). Les cargaisons de pétrole et d'autres substances toxiques/nocives (pour l'environnement) sont principalement transportées à bord de tankers, de porte-conteneurs et de rouliers (Scallier et al., 2008).

Ces mouvements de navires très intenses impliquent un risque accru de pollution marine (Le Roy et al., 2006 ; Schallier et al., 2008 ; Bonn Agreement, 2014). La perte en mer de substances nocives en provenance de bateaux (pétrole et autres substances nocives, comme des produits chimiques par exemple) peut être due à un accident. Le diagramme circulaire dans la figure 4.18 donne un aperçu de différentes causes d'accidents de navigation dans et à proximité des zones maritimes belges au cours de ces 25 dernières années qui sont effectivement associés à une pollution marine accidentelle, ou à un risque élevé de pollution marine. On peut en déduire que les collisions entre bateaux constituent le principal risque de pollution marine accidentelle dans nos eaux territoriales.

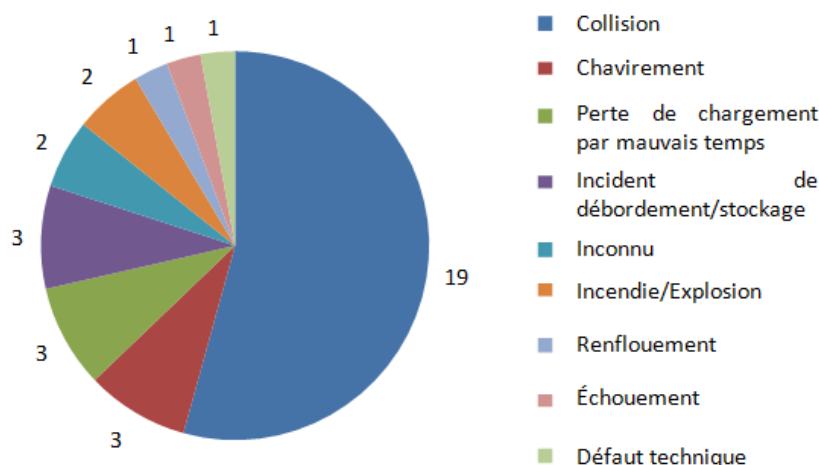


Figure 4.18 : Cause de 35 accidents de navigation dans et à proximité des zones maritimes belges, avec un (grand) risque de pollution marine due à des pertes de pétrole ou d'autres substances nocives – période 1987-2013. Source : Données MUMM.

Des résidus de pétrole ou d'autres substances nocives transportées par bateau sont toutefois également pompés délibérément par-dessus bord, certes en petites quantités, mais fréquemment ; il s'agit desdits dégazages opérationnels. Le programme belge de surveillance aérienne fournit une indication précise de l'ordre d'importance de cette problématique de pollution chronique pour notre littoral.

Malgré l'augmentation relative du transport maritime, les résultats de la surveillance aérienne montrent, de mi-1991 à ce jour, une nette tendance à la baisse du nombre de pollutions pétrolières en provenance de bateaux qui sont détectées chaque année dans la zone de responsabilité belge (figure 4.19). Dans les années 1990, on relevait environ 50 dégazages de pétrole par an, ce qui correspond à une détection toutes les 4,5 heures de vol. Depuis 2000, une trentaine de dégazages ont été détectés chaque année, et récemment, il ne s'agissait même plus que d'une vingtaine de dégazages, ce qui correspond actuellement à une seule détection toutes les 10 heures de vol.

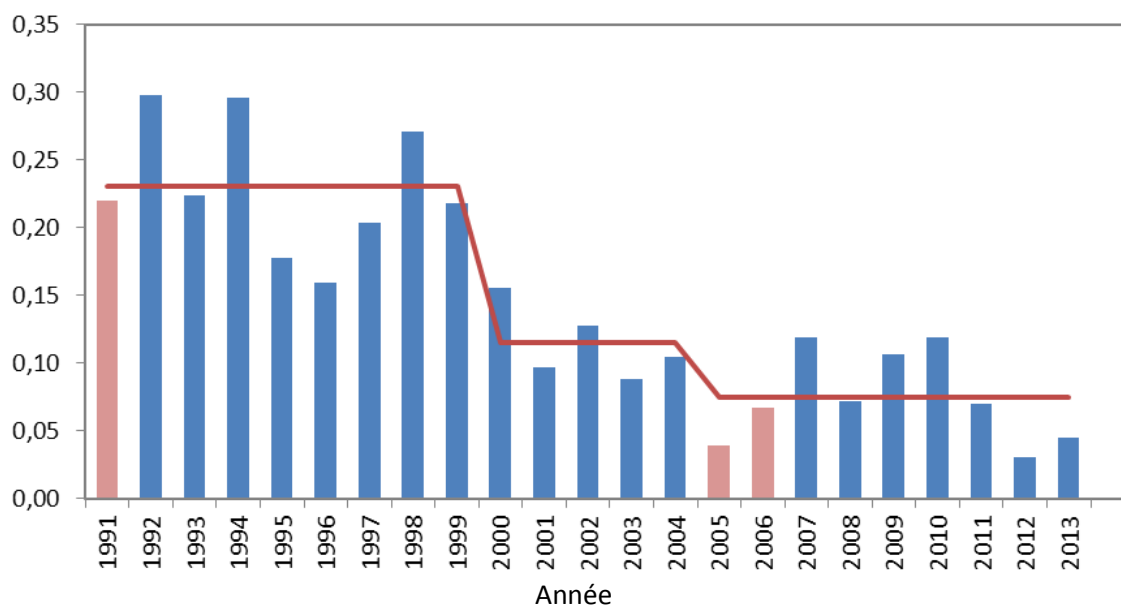


Figure 4.19 : Nombre de détections de pollution d'hydrocarbures par heure de vol. En rose : année avec moins de vols de surveillance. Source : Données MUMM.

Le volume global des dégazages opérationnels de pétrole observés diminue de façon considérable (Lagring et al., 2012). Les raisons de cette tendance générale à la baisse peuvent être trouvées dans une politique et un cadre législatif renforcés en matière de sécurité des, et de pollution par les navires, d'une part, et dans le caractère dissuasif des moyens de surveillance actuels, d'autre part.

Outre les pollutions pétrolières, des déversements en mer d'autres substances nocives par des navires sont aussi régulièrement détectés; il s'agit desdits rejets de produits chimiques (voir figure 4.20). Les figures 4.19 et 4.20 révèlent d'une part que le nombre des pollutions opérationnelles par produits chimiques a baissé de manière plus significative au fil des ans que celui des pollutions pétrolières, et que la problématique générale des dégazages devant notre littoral ne revêt plus l'ampleur qu'elle avait avant le passage au nouveau millénaire.

D'autre part, les figures montrent aussi, pour toute la période de surveillance, que la tendance nettement à la baisse du nombre de pollutions pétrolières détectées chaque année ne vaut pas pour les pollutions d'autres substances nocives, qui semblent même être légèrement en hausse – bien que ceci n'ait pas encore été démontré statistiquement (Van Roy et al., 2013).

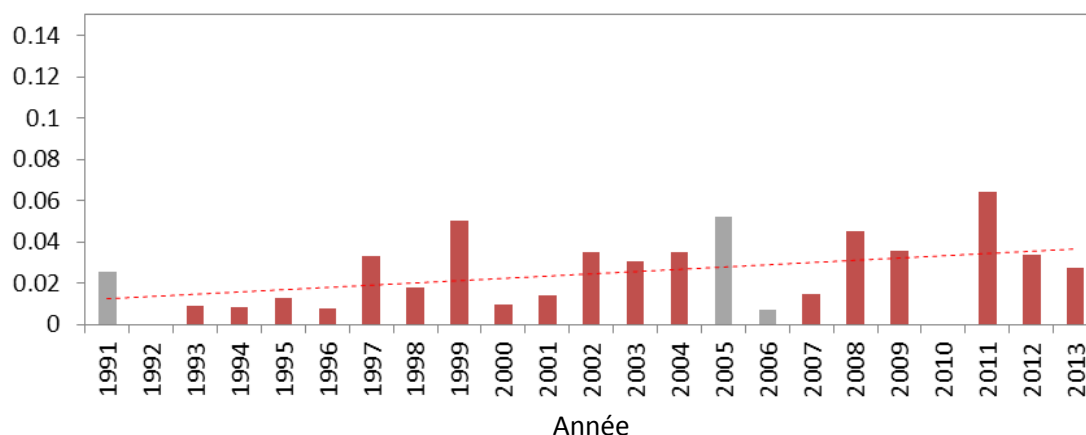


Figure 4.20 : Nombre de détections de pollution par d'autres substances nocives par heure de vol. En gris : année avec moins de vols de surveillance. Source : Données MUMM.

Le contrôle des émissions atmosphériques des navires est actuellement en phase d'essai. Comme d'autres États de la mer du Nord, la Belgique prépare également la mise en œuvre de la Directive européenne sur la teneur en soufre des combustibles marins. Dans ce contexte, on prévoit la création d'un réseau international de surveillance permettant d'organiser des contrôles de conformité avec les normes très strictes relatives à la teneur en soufre des combustibles (c'est-à-dire 0,1 % de soufre dans les combustibles marins à partir du 1<sup>er</sup> janvier 2015 dans les zones européennes de contrôle des émissions de soufre (« Sulphur Emission Control Area's » - SECA), parmi lesquelles la mer du Nord. Par le biais de ce réseau international de surveillance, on espère pouvoir réduire, dans un proche avenir, les émissions atmosphériques des navires, ainsi que leur impact sur l'homme.

#### 4.1 Munitions immergées

À la fin de la Première Guerre mondiale, il restait un excédent important de matériel militaire en Belgique. Comme le démantèlement de ces munitions comprenait alors encore trop de risques, le gouvernement décida fin 1919 de déverser ces munitions en mer, sur le site du Paardenmarkt. Bien qu'on ne dispose pas de chiffres officiels, on estime, sur la base de témoignages oculaires, que 35 000 tonnes de munitions ont ainsi été immergées. Étant donné que la part d'armes chimiques représentait à la fin de la guerre environ 30 % de l'ensemble, on peut évaluer à 500 tonnes le poids total de substances chimiques sur un total de 12 000 tonnes de munitions chimiques.

L'étude de Francken et Hafez (2009) a modélisé la dispersion d'ypérite (gaz moutarde) et des substances de combat CLARK I et II contenant de l'arsenic dans les sédiments, provenant des armes de guerre immergées. Des simulations basées sur des modèles conceptuels ont été réalisées pour déterminer la dispersion d'ypérite et de CLARK I et II dans les sédiments marins avoisinants, où les concentrations ont été obtenues sur une échelle temporelle et spatiale dans le cas où des munitions se mettraient à fuir. Partant de ces simulations, on peut affirmer que l'ypérite produirait des effets toxiques à quelques centimètres seulement de l'enveloppe qui fuit (figures 4.21 et 4.22). Ainsi, si un obus d'une contenance estimée de 44 g d'arsenic pour les simulations CLARK I et II se mettait à fuir, les produits de décomposition contenant de l'arsenic contamineraient les sédiments dans un rayon de 0,5 m au terme d'une période de 10 ans suivant l'*Estimated No Effects Concentration* (ENEC), et trois fois plus au bout de 100 ans.

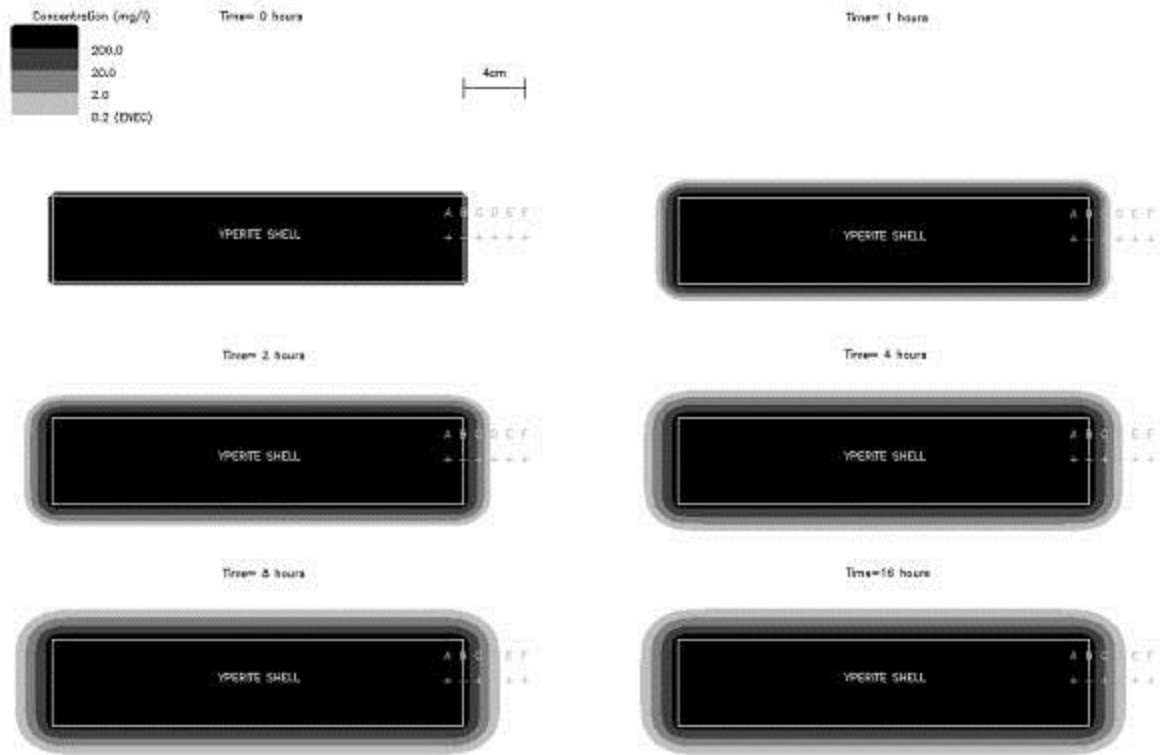


Figure 4.21 : Concentration d'ypérite dissoute dans et autour de l'obus (plan horizontal) après 0, 1, 2, 4, 8 et 16 heures. Francken et Hafez (2009).

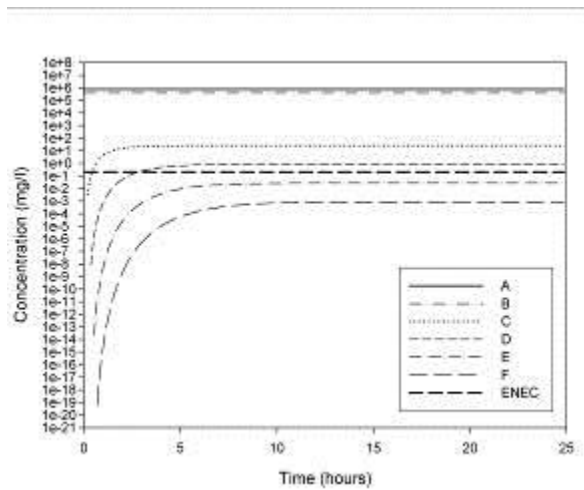


Figure 4.22 : Série chronologique de la concentration d'ypérite aux points fixes A, B, C, D, E et F à différentes distances de la surface de l'obus par rapport à la limite ENEC. Francken et Hafez (2009).



## 4.2 Déchets marins

Les déchets sauvages éparpillés sur les plages ont un impact économique et écologique considérable. Les déchets sauvages diminuent l'attrait des plages, ce qui peut entraîner des conséquences pour le tourisme sur le littoral. De très nombreux organismes subissent des conséquences négatives des déchets, surtout s'ils sont en plastique. Il est ainsi apparu d'une étude néerlandaise réalisée en 2003 qu'environ 95 % des fulmars boréaux (*Fulmarus glacialis*) échoués ont des déchets de plastique dans l'estomac (van Franeker et al., 2005). Les grands mammifères marins sont également incommodés par les déchets sauvages. L'estomac d'un cachalot échoué le 8 février 2012 à Knokke-Heist contenait un demi-bidon en plastique et il est apparu que le petit rorqual juvénile échoué le 10 mars 2013 sur la plage de Nieuport était mort d'inanition à la suite d'une occlusion digestive due à l'ingestion de divers emballage en plastique (Jauniaux et al. En prép.). Dans le cadre du projet pilote d'OSPAR *Monitoring Marine Beach Litter*, les déchets sauvages ont fait l'objet, entre 2002 et 2006, d'une étude saisonnière sur deux plages belges – Ostende et Coxyde. Pendant les campagnes de mesure OSPAR, ce ne sont pas moins d'environ 1 000 objets en moyenne qui ont été collectés par kilomètre de plage durant la période de référence, avec un pic de 4 340 objets durant l'hiver 2003–2004. Les données provenant de la période 2002-2006 varient très fortement et ne permettent donc pas de déterminer une tendance. Le contrôle a repris depuis l'hiver de l'année 2012, mais les résultats n'ont pas encore été traités.

Les fluctuations importantes observées lors de ces mesures sont imputables à l'influence des conditions météorologiques (et principalement à la direction du vent et aux courants), ainsi qu'à l'instantané de la situation du contrôle OSPAR. C'est surtout le vent du nord-ouest qui amène de nombreux déchets de la mer, alors que, durant les périodes d'érosion sableuse, les déchets qui avaient disparu sous le sable, sont remaniés. Avec une proportion oscillant autour des 80 %, le plastique est de loin le matériau le plus fréquemment retrouvé parmi les déchets sauvages. Ajoutons à cela que l'on trouve aussi régulièrement du papier et du carton, du caoutchouc, du bois, du métal et du verre sur nos plages.

Bien que l'on observe aussi une grande variabilité au niveau de l'origine de ces déchets, il s'avère que la navigation (de pêche et commerciale) s'en adjuge une part importante. Ainsi, les filets en nylon sont les objets que l'on trouve le plus sur les plages belges. Mais l'impact du tourisme n'est pas non plus à négliger. De nouveaux objets font ainsi régulièrement surface, comme des tubes en carton de feux d'artifice et des emballages neufs. Durant la période de référence, on a constaté avec surprise que l'on trouvait toujours des restes de ballons ainsi que des mégots de cigarette. Et c'est toujours le cas aujourd'hui (communication pers. F. Kerckhof).

À l'exception des déchets déversés involontairement, par exemple à la suite de pertes de chargements, il est possible d'éviter la majeure partie des déchets sauvages marins et côtiers en incitant les parties impliquées à appliquer des procédures simples et à adopter un comportement responsable. Ainsi, des mesures sont prises pour réduire les déchets sauvages à différents niveaux, qui vont de l'interdiction des sacs en plastique dans les supermarchés à la régulation internationale des déchets survenant à bord des navires. Les communes côtières lancent également toutes sortes de projets de sensibilisation et de campagnes visant à réduire les déchets sauvages : la campagne « indevuilbak » (littéralement « danslapoubelle ») ([www.indevuilbak.be](http://www.indevuilbak.be)), par exemple. Il est difficile de dire quand les effets de ces mesures seront visibles et quantifiables, précisément parce que la réduction des déchets sauvages connaît un parcours capricieux.

## 5. Biodiversité

La diversité biologique marine porte sur la variabilité des organismes marins vivants et les complexes écologiques dont ils font partie. La Convention sur la diversité biologique (Rio, 1992) a poussé les autorités et les citoyens à accorder enfin de l'attention à cette dimension environnementale qu'est la diversité des êtres vivants.

Le concept de biodiversité n'est cependant pas facile à appréhender. Pour le bassin de la mer du Nord, on connaît une bonne centaine de milliers d'espèces, mais on estime qu'il pourrait être le réceptacle de 3 millions d'espèces. La biodiversité marine est mise sous pression et probablement en baisse, mais notre ignorance concernant l'extrême richesse de toutes les formes de vie marine ne nous permet pas d'être aussi précis qu'on pourrait l'espérer.

Les activités humaines ont un impact sur la biodiversité marine du début à la fin de chaîne alimentaire. Au début, l'eutrophisation des eaux côtières conduit à la prédominance d'une espèce phytoplanctonique (voir chapitre 3) et à la fin, la surpêche affecte la structure des populations de poissons. À un point tel que, pour plusieurs espèces, dont le cabillaud, la menace conduit à une modification génétique mesurable, leur permettant d'être sexuellement matures plus jeunes. Par ailleurs, les actions humaines peuvent avoir des effets contradictoires : ainsi, l'interdiction du TBT très toxique dans les peintures anti-fouling des navires favorise la prolifération d'espèces non indigènes due à l'intensification du trafic maritime international. En revanche, le rejet des prises accessoires et autres rebuts de la pêche a un effet positif sur certaines populations d'oiseaux de mer.

Il est actuellement difficile de développer une vue holistique sur la biodiversité marine. C'est pour cela que nous nous limitons à une succession d'études de cas, dont quelques exemples sont donnés ci-après. Kerckhof et Houziaux (2003) se sont livrés à une tentative de synthèse.

### 5.1 Communautés macrobenthiques des substrats meubles côtiers

Les communautés macrobenthiques des substrats mous, qui constituent un indicateur important de la santé de l'écosystème marin, ont fait l'objet d'une étude particulièrement intensive dans les eaux marines belges. L'ensemble des résultats accumulés sur plusieurs années ont permis de distinguer quatre communautés subtidales, chacune liée à un habitat spécifique : la communauté *Macoma balthica*, la communauté *Abra alba*, la communauté *Nephtys cirrosa* et la communauté *Ophelia limacina Glycera lapidum* (Degraer *et al.*, 2003, Van Hoey *et al.* 2004). On a de surcroît pu définir plusieurs communautés dites de transition, qui assurent une continuité ininterrompue entre ces quatre communautés de base.

Le nombre important d'observations disponibles et leur excellente corrélation avec les caractéristiques des sédiments associés aux échantillons ont permis d'extrapoler des résultats ponctuels et d'établir des cartes de distribution de ces communautés (figure 6.1), qui ont été validées avec des taux de classification correcte de l'ordre de 80 % (Degraer *et al.* 2008).

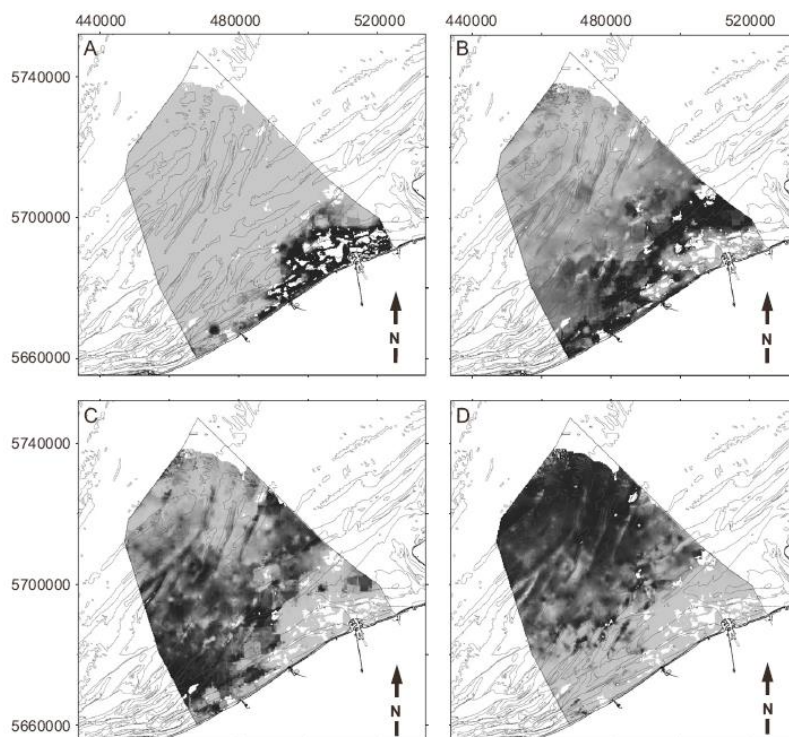


Figure 5.1 : Cartes de distribution prévues (cartes d'adéquation) pour les communautés de *Macoma balthica*, *Abra alba*, *Nephtys cirrosa* et *Ophelia limacina* *Glyceria lapidum*. Blanc : pas de données disponibles. Gris clair : 0% d'adéquation-habitat. Noir : Adéquation maximale. (Degraer et al. 2008).

Tableau 5.1 : Critères de qualité (BEQI) pour différents écosystèmes.

Habitat	Parameter		poor	moderate	good	high
Abra alba habitat	Density (ind/m <sup>2</sup> )	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 <sup>2</sup> )	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 <sup>2</sup> )	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

Cette répartition spatiale du macrobenthos ne donne pas d'évaluation qualitative sur l'état de cet écosystème. La Directive-Cadre Eau (DCE) a incité les autorités à développer des critères de qualité. Dans ce contexte, la Belgique est l'initiateur et l'utilisateur de la méthode BEQI (Benthic Ecosystem Quality Index). Pour les trois communautés présentes dans la zone de 1 mille nautique à partir de la côte, pour laquelle la DCE est d'application, les critères appropriés sont donnés au tableau 5.1. Les valeurs seuils ont été déterminées à l'aide d'un traitement statistique de toutes les données benthiques disponibles qui, pour la zone marine belge, ont l'avantage d'être particulièrement détaillées et volumineuses. Cette méthode a toutefois des limitations. D'une part, parce qu'elle utilise les données disponibles : qu'un écosystème soit, dans l'absolu, d'excellente ou d'exécrable qualité, le traitement statistique des données par ce système génère de toute façon des classes allant de mauvaise à excellente. Parce que, d'autre part, il y a besoin

d'harmoniser les méthodes et pratiques avec celles des pays voisins, les écosystèmes marins et leur qualité ignorant les frontières administratives. Ceci fait l'objet d'importantes évolutions internationales (Teixeira *et al.*, 2010).

## 5.2 Communautés macrobenthiques des substrats durs

La zone marine belge est largement dominée par des sédiments sableux vaseux. De ce fait, l'écrasante majorité des études menées sur le benthos marin dans les dernières décennies concernent ce type de fond. Pourtant, plusieurs études géo-morphologiques ont démontré l'existence de lits de gravier dans les chenaux situés entre les bancs du large (bancs flamands, bancs Hinders et bancs de Zélande) (Van Lancker *et al.*, 2007). La nature précise de ces dépôts est cependant toujours méconnue, et leur biodiversité n'a pas été étudiée de manière approfondie depuis près de cent ans. Les plus grands lits de gravier ont été observés à proximité du Westhinder (Van Lancker *et al.*, 2007).

Des textes datant de la seconde moitié du 19<sup>e</sup> siècle attestent de la présence de ces substrats durs naturels. Avant 1870, les cailloutis du Westhinder abritaient aussi des bancs naturels de l'huître plate indigène (*Ostrea edulis*), mais ces derniers ont été probablement trop massivement exploités. De tels récifs biologiques sont d'importance écologique capitale. La restauration de tels bancs d'huîtres figure à l'ordre du jour dans plusieurs états voisins (Pays-Bas, France, Royaume-Uni) et s'inscrit, entre autres, dans le cadre de la Convention OSPAR. Sur la base des données de la « Collection Gilson », avec des échantillons prélevés entre 1899 et 1914, l'Institut royal des Sciences naturelles de Belgique a pu démontrer que ces lits de gravier hébergeaient également à cette époque une riche faune benthique (Houziaux *et al.* 2008). Leur richesse biologique unique fournit une grande complexité trophique, ce qui influe sur la composition des niveaux supérieurs, comme les poissons commercialement importants. Ces habitats de cailloutis abritaient également d'importantes éclosions de hareng, par exemple, avant l'épuisement des stocks dû à la surpêche. Le hareng étant une excellente proie pour les niveaux trophiques supérieurs (grands poissons, oiseaux, mammifères marins), il est donc essentiel au bon fonctionnement de l'écosystème de la mer du Nord.

En 2005, de nouveaux échantillons ont été prélevés dans cette zone, à proximité du Westhinder. L'impact considérable de la pêche au chalut à perche a été constaté (Houziaux *et al.* 2008). Les endommagements des pierres et de l'épifaune témoignent du mouvement fréquent des nombreuses pierres qui tapissent les chenaux. Il n'est pas certain du tout que le fond ressemble encore à ce qu'il était en 1900, mais les images sous-marines confirment bien que l'habitat formé par des pierres émergeant partiellement du sable est toujours présent. Les espèces sensibles au chalutage ont été principalement observées dans des zones « refuge », sans doute épargnées par le chalutage en raison de la topographie du fond. Ces zones non impactées donnent probablement une idée correcte du type de communauté à laquelle on peut s'attendre si une diminution des impacts directs prenait effet sur l'ensemble du chenal (figure 5.2).

L'ensemble des éléments apportés par la recherche de Houziaux *et al.* (2008) confirme l'importante valeur écologique des fonds de cailloutis, et ce, en dépit de leur surface relativement limitée. Des études complémentaires et des mesures de protection spécifiques dans le cadre de conventions telles qu'OSPAR ou Natura2000 illustrent ultérieurement cette vision (Haelters *et al.*, 2007, et Degraer *et al.*, 2009).

Les communautés présentes sur ces substrats durs naturels constituent probablement une source d'organismes importante pour la colonisation des parcs éoliens.

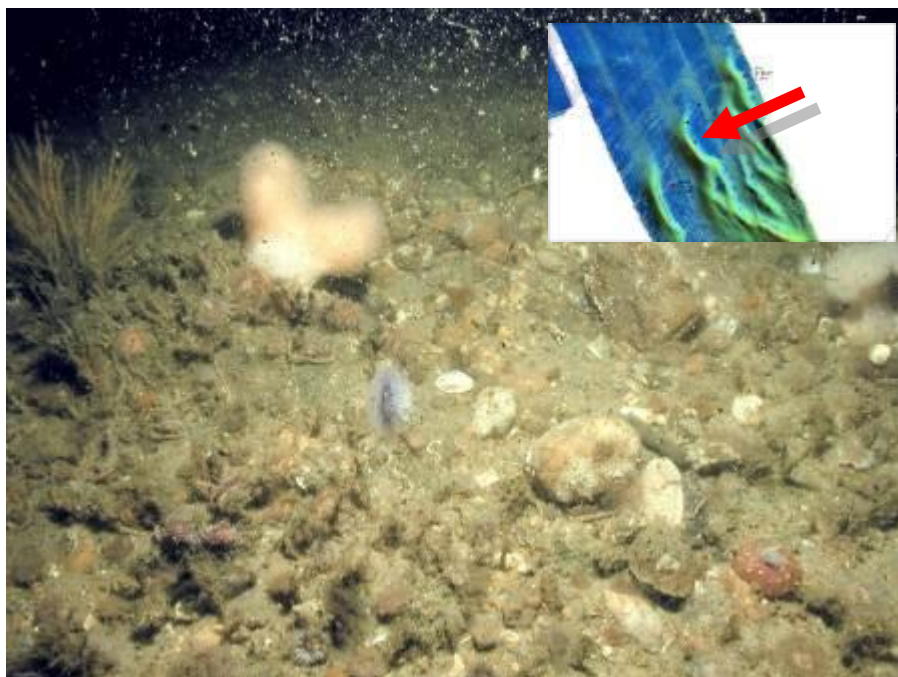


Figure 5.2 : Image (A. Norro, 2007) du fond de cailloutis le long du flanc ouest du banc Oosthinder, dans une zone naturellement protégée du chalutage par une grande dune. Flèche rouge : endroit d'où la photo a été prise ; zones bleues : gravier ; zones jaunes : banc de sable. Carte acoustique : M. Roche, Ministère des Affaires économiques, Fonds pour l'extraction des sables.

### 5.3 Espèces non indigènes

Dans les zones côtières, le risque de nouvelles introductions en conséquence des activités humaines (transport) et des changements climatiques (extension de l'aire biogéographique des espèces) est très élevé. Une centaine d'espèces non indigènes (y compris les individus errants) ont ainsi déjà été signalées dans les eaux côtières belges et même dans les ports de mer et dans l'estuaire de l'Escaut.

Kerckhof *et al.* 2007 fournissent un aperçu des espèces non indigènes présentes dans les eaux marines et saumâtres en Belgique. Vandepitte *et al.* 2012 donnent des informations complémentaires. Les premières observations d'espèces non indigènes datent du 19<sup>e</sup> siècle, mais des sources archéologiques révèlent que plusieurs espèces avaient antérieurement déjà été remarquées ici. Le nombre des observations démontre une tendance croissante, avec une augmentation surprenante après 1975, qui est en partie redevable aux observations plus ciblées et plus intensives.

Les arthropodes (*Arthropoda*, incluant les homards et les crabes, les balanes et autres crustacés, mais également des insectes) constituent la majeure partie des espèces non indigènes (figure 5.3). Tout à fait remarquable est l'importante présence de balanes. Les balanes vivent accrochées à toutes sortes de substrats durs immergés. Elles profitent apparemment de la disponibilité croissante de constructions réalisées par l'homme comme les installations portuaires, les coques de navires, les bouées (Kerckhof et Cattrijsse, 2001), ainsi que, plus récemment, la construction d'éoliennes. C'est également le cas des algues. Les mollusques constituent aussi un groupe important. Les observations portent surtout sur de plus grands organismes. Les plus petites espèces et les unicellulaires sont sous-représentés parce qu'ils sont plus difficiles à observer et que l'expertise taxonomique nécessaire à leur identification fait défaut.

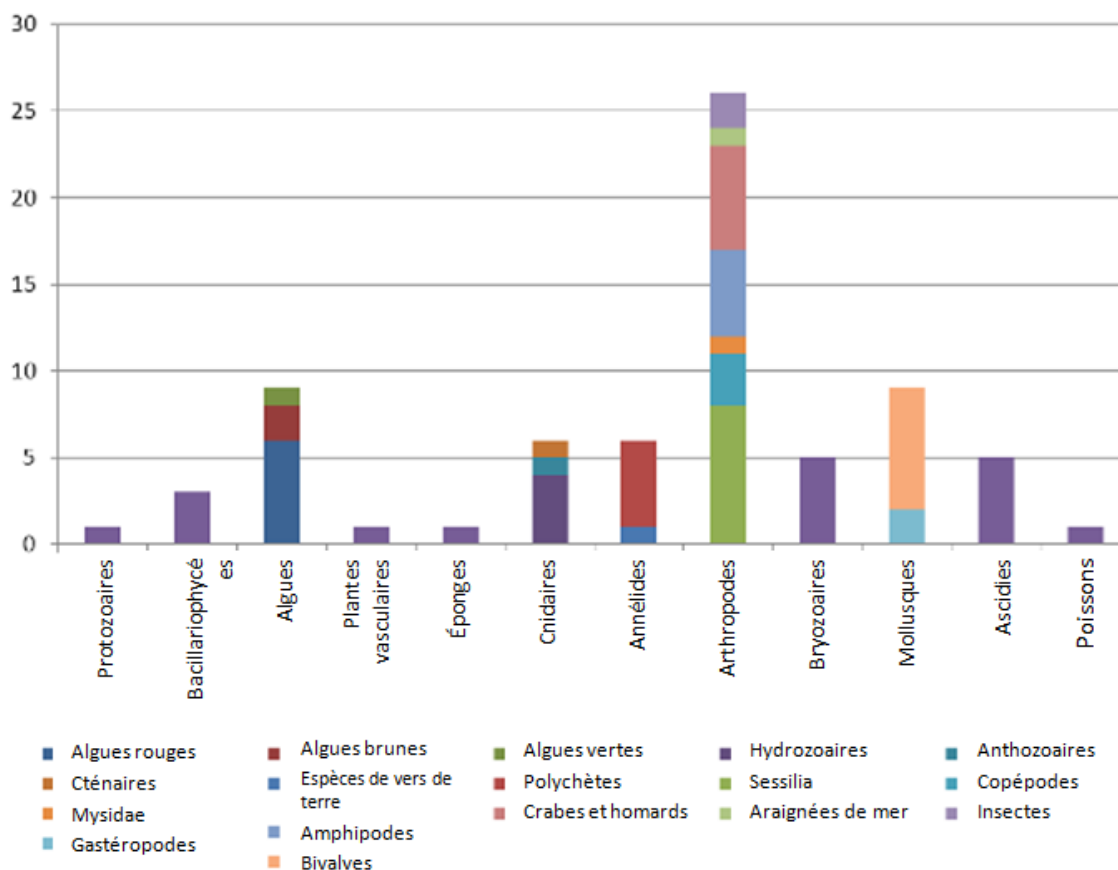


Figure 5.3 : Nombre d'espèces non indigènes implantées par groupe taxonomique, dans la partie belge de la mer du Nord et l'estuaire attenant. Source : F. Kerckhof et al. (2007) avec informations complémentaires jusqu'en juillet 2014

Plusieurs espèces, comme le couteau américain *Ensis directus*, l'huître japonaise *Crassostrea gigas*, la balane néo-zélandaise *Elminius modestus*, la crépidule *Crepidula fornicata* et 2 espèces de crabes asiatiques *Hemigrapsus sanguineus* et *H. Takanoi*, sont aujourd'hui devenues dominantes dans les habitats côtiers marins. Ce sont des espèces opportunistes qui, vu leur grande faculté d'adaptation et des cycles de reproduction rapides, constituent une menace importante pour la faune et la flore indigènes. Ce sont véritablement des espèces invasives.

On relève toujours à l'heure actuelle de nouvelles introductions. Les introductions de ces dernières années comprennent les algues rouges *Caulacanthus ustulatus* (Mertens ex Turner) Kützing, 1843 et *Gracilaria vermiculophylla* (Ohmi) (2012), la palourde asiatique *Ruditapes philippinarum* (2014) et la réintroduction de la méduse japonaise à croix brune *Gonionemus vertens* A. Agassiz, 1862. Au moment de leur découverte, ces espèces étaient déjà relativement nombreuses et bien ancrées. Comme bon nombre d'introductions récentes, la plupart de ces espèces proviennent de la zone tempérée du Pacifique ouest. Elles sont arrivées dans les eaux belges après avoir été introduites dans des pays voisins.

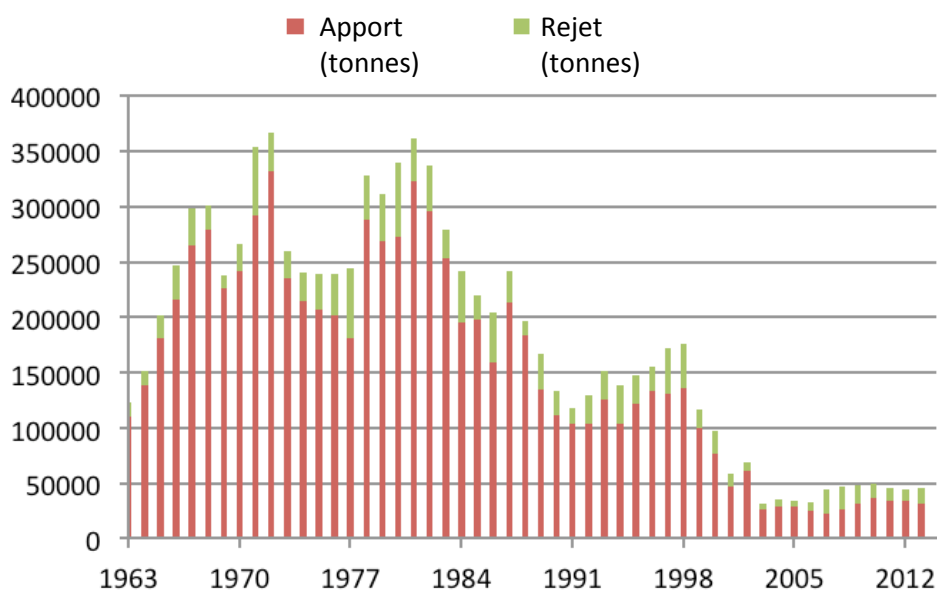
Les espèces introduites produisent un impact manifeste sur les biotopes des zones côtières. Elles transforment les habitats originels, supplantent les espèces indigènes et modifient par conséquent la biodiversité et la biomasse.

## 5.4 Populations de poissons :

Le Plateau continental belge (PCB) ne peut pas être considéré comme une zone maritime distincte où des courants ou des stocks de poissons peuvent être délimités. Dans le cadre de l'étude de l'évolution des stocks de poissons, le PCB doit être considéré comme une partie d'un plus grand ensemble, à savoir la mer du Nord. C'est pourquoi la situation des stocks exploités commercialement est évaluée au niveau européen et non au niveau national (États membres).

Bon nombre de stocks de poissons dans la mer du Nord, pour lesquels des estimations scientifiques des populations sont effectuées chaque année et qui sont soumis à des quotas de pêche, comme le turbot, le barbeau, la plie, la limande et la sole, évoluent de manière positive, notamment en raison de la gestion commune de la pêche à l'échelle européenne. Pour des espèces toujours plus nombreuses, la biomasse dépasse ces dernières années le niveau minimum nécessaire au maintien des populations, ce qui permet de pêcher le « surplus » de manière durable. Bien que les changements s'opèrent lentement dans cette gestion des pêcheries, ils ont néanmoins un effet clairement positif. Des plans de gestion à long terme sont établis pour plusieurs espèces clés dans la mer du Nord, comme le cabillaud, la plie et la sole. Une attention particulière est également accordée à la limitation des techniques de pêche qui perturbent le fond (P. ex., la pêche au chalut), ainsi qu'à la problématique des rejets, notamment de poissons n'ayant pas la taille requise, d'espèces non commerciales, d'invertébrés et de déchets. Nonobstant ces évolutions positives, il reste toujours des stocks de poissons qui sont soumis à de fortes pressions, comme le cabillaud. La pêche ciblée sur ce stock s'est avérée particulièrement nuisible. La Belgique n'a que des prises accessoires limitées de cabillaud, même si on peut s'attendre à ce qu'un stock plus sain de cette espèce conduira à une augmentation des prises accessoires. Le cabillaud n'est pas une espèce cible des pêches belges.

Le cabillaud ayant été moins lourdement pêché en mer du Nord depuis l'an 2000, on a pu constater depuis 2007 que le nombre d'individus à maturité sexuelle avait sensiblement augmenté. Et pourtant la taille de population se situait fin 2013 toujours à 61 % du niveau souhaité. La succession d'années de faible recrutement (l'arrivée dans le stock d'une nouvelle classe d'âge de poissons) empêche provisoirement une restauration plus marquée de ce stock.



(a)

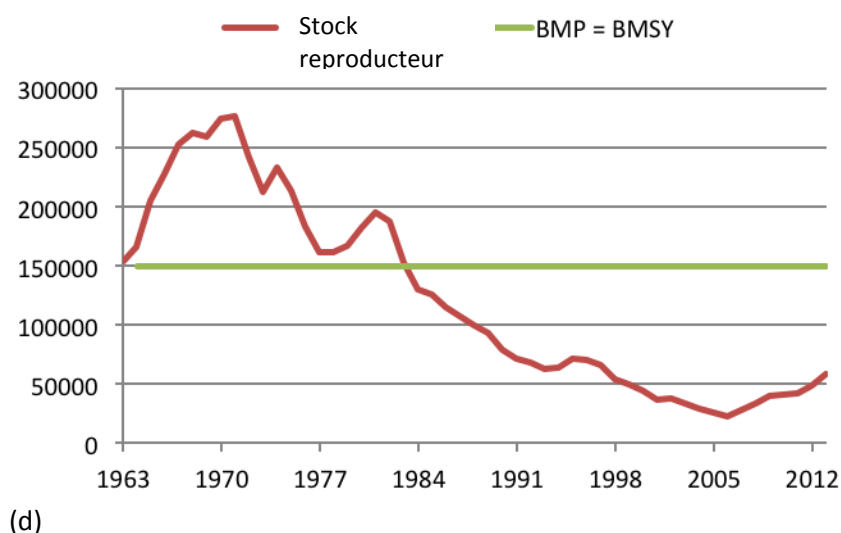
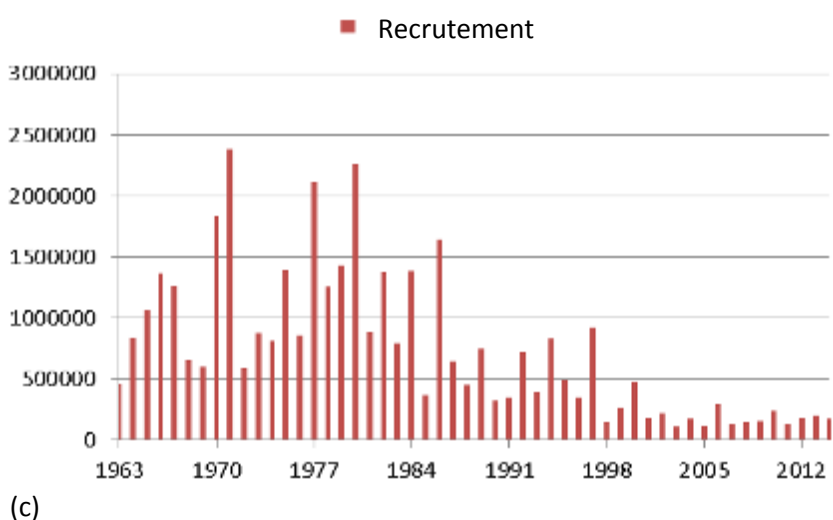
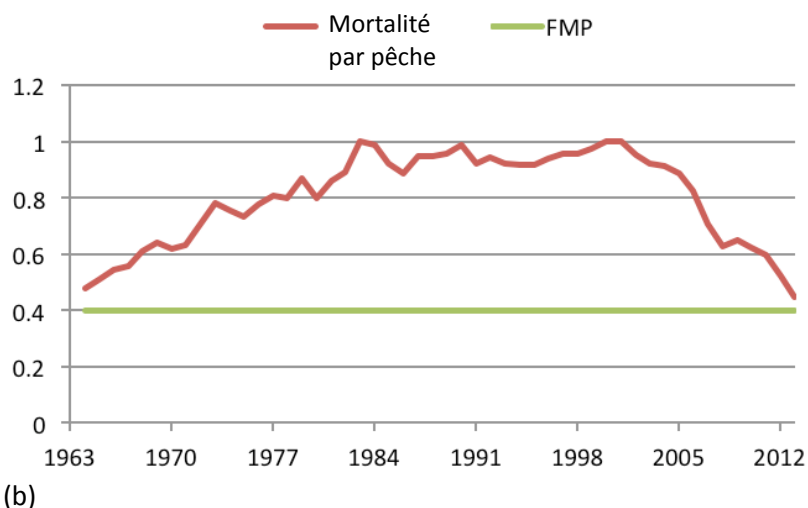


Figure 5.4 : a) Apports et rejets (tonnes), b) mortalité par pêche (nombre), c) recrutement (nombre) et d) stock reproducteur (tonnes) du cabillaud *Gadus morhua* en mer du Nord  $F_{MP}$  = mortalité maximale admissible par pêche selon le plan de gestion existant pour cette espèce,  $B_{MP}$  = niveau souhaité de la biomasse selon ce plan de gestion,  $B_{MSY}$  = niveau de la biomasse dans le cas d'une exploitation durable maximale.



Les stocks de plies et de soles en mer du Nord ont été évalués positivement en 2014. Ces deux espèces se situent dans des limites biologiques sûres, avec une forte baisse de la mortalité par pêche et une augmentation des stocks reproducteurs (fin 2013, respectivement 129 % et 34 % au-dessus des tailles de stocks souhaitées). La sole et la plie disposent aussi d'une éclosérie dans la zone côtière du PCB. Le PCB est en effet une zone où l'on rencontre surtout des larves et des individus juvéniles (de 0 à 1 an) de ces deux espèces.

Lors d'échantillonnages, 78 espèces de poissons ont été identifiées dans l'ensemble du PCB. Il s'agit principalement de poissons juvéniles commerciaux (sole, cabillaud, plie...) et de poissons non commerciaux (gobies, chabousseaux, souris de mer...). Les espèces juvéniles commerciales les plus courantes (dans > 65 % des échantillons) sont la limande (90 %), la plie (94 %), le merlan (82 %) et la sole (69 %). Il s'agit en même temps d'espèces présentant dans le PCB les densités moyennes les plus élevées de respectivement : 0,5 ind/1000 m<sup>2</sup>, 0,15 ind/1000 m<sup>2</sup>, 0,23 ind/1000 m<sup>2</sup> et 0,23 ind/1000 m<sup>2</sup>. Le sprat (0,21 ind/1000 m<sup>2</sup>) et le hareng (0,17 ind/1000 m<sup>2</sup>) ont également été observés en densités relativement élevées, mais le chalut n'est pas l'outil de pêche le plus approprié pour prélever des échantillons quantitatifs de ces espèces pélagiques.

Les espèces non commerciales les plus courantes (> 65 % des échantillons) sont le dragonet ordinaire (72 %), l'arnoglossus (71 %), le gobie (71 %) et la souris de mer (67 %). Lorsqu'on examine les densités moyennes les plus élevées, on remarque un modèle légèrement différent, avec la petite vive comme espèce la plus abondante (0,58 ind/1000 m<sup>2</sup>), suivie du gobie (0,33 ind/1000 m<sup>2</sup>), du dragonet ordinaire (0,3 ind/1000 m<sup>2</sup>) et de la souris de mer (0,18 ind/1000 m<sup>2</sup>).

Les poissons commerciaux juvéniles les plus courants (sole, plie et merlan) présentent des densités plus élevées dans la zone du littoral. Ces densités diminuent à mesure que la distance à la côte augmente. Au large, seules les limandes présentent des densités relativement élevées tout au long de l'année. Le rapport poissons commerciaux/poissons non commerciaux juvéniles est à peu près moitié-moitié dans la zone du littoral, alors qu'au large, on observe une nette prédominance (densités jusqu'à 3x- 10x plus élevées) des poissons non commerciaux. L'espèce de poisson la plus dominante au large est la petite vive, une espèce qui ne se rencontre pas dans la zone du littoral, mais qui peut, au large, atteindre localement sur des bancs de sable des densités très élevées allant jusqu'à 5 ind/1000 m<sup>2</sup>.

Les différences saisonnières sont claires : toutes les espèces de poissons présentent généralement des densités plus élevées en automne qu'au printemps. On remarque également qu'au printemps, la zone côtière abrite surtout des densités plus élevées de poissons commerciaux (cabillaud, bar, merlan...), tandis qu'en automne, ce sont les poissons plats juvéniles (sole, barbot, turbot, limande...) qui y présentent des densités plus élevées. La répartition du merlan est plus large au printemps, étant donné qu'il se retrouve alors également dans des zones de haute mer, ce qui est beaucoup moins le cas en automne.

À l'échelle mondiale, les poissons cartilagineux ont beaucoup de mal à se maintenir dans des mers en proie à une pêche de plus en plus intensive. Plusieurs espèces de raies et de requins étaient par le passé relativement courantes dans les eaux belges : la raie bouclée *Raja clavata*, la raie douce *Raja montagui*, la raie grise *Dipturus intermedius*, la pastenague commune *Dasyatis pastinaca*, la roussette *Scyliorhinus canicula*, l'émissole *Mustelus mustelus*, l'aiguillat *Squalus acanthias* et le requin-raie *Squatina squatina* (Gilson 1921, Poll 1947).

Certaines de ces espèces sont aujourd'hui encore capturées et leurs populations sont à nouveau en hausse (p. ex., la roussette, la raie bouclée et la raie douce), mais elles demeurent toujours beaucoup plus rares qu'il y a un siècle. D'autres espèces continuent de rétrograder (p. ex., l'aiguillat) ou ont entre-temps entièrement disparu de nos eaux, et même probablement de toute

la mer du Nord (p. ex., le requin-raie, la raie grise et la raie douce). Pour ces espèces très rares, il a fallu procéder à la limite de capture la plus radicale, c'est-à-dire l'interdiction totale de débarquement. Le problème de ces espèces est qu'elles se reproduisent lentement, avec un nombre limité de descendants, et qu'elles atteignent la maturité sexuelle à un âge relativement avancé. De plus, les juvéniles comme les adultes sont vulnérables aux prises accessoires en raison de leur taille. Plusieurs espèces déposent leurs oothèques sur des substrats durs, où ils sont vulnérables aux techniques de pêche qui perturbent le fond, et les juvéniles se développent dans des zones littorales peu profondes marquées par une pêche intensive. Citons à cet égard la raie bouclée comme exemple de la vulnérabilité des raies en général. L'animal atteint la maturité sexuelle à l'âge de 7 à 10 ans et une longueur de plus de 1 mètre. Les femelles produisent moins de 100 oothèques par an.

### 5.5 Angiospermes, macroalgues

Il n'y a pas de nouvelles données disponibles pour ce chapitre depuis le rapport fédéral en matière d'environnement 2004-2008, auquel le lecteur est renvoyé (MUMM et SPF, 2009)

### 5.6 Mammifères marins : le marsouin commun

Le marsouin commun *Phocoena phocoena* est le plus petit cétacé et en même temps le plus fréquemment rencontré dans la mer du Nord. Comme tous les autres mammifères marins, il s'agit d'une espèce protégée. Au début des années 1950, le marsouin commun avait presque complètement disparu de la partie méridionale de la mer du Nord, mais il a fait un retour spectaculaire à la fin des années 1990 (Haelters en Camphuysen, 2009). De nos jours, l'espèce fait à nouveau des apparitions saisonnières régulières dans nos eaux.

Depuis 2008, des repérages aériens standardisés sont effectués pour déterminer le nombre et la répartition des mammifères marins. Les résultats démontrent que c'est surtout au printemps (de mars à mai) que l'on rencontre couramment des marsouins dans nos eaux, et que leur densité est la plus élevée dans les parties nord et ouest. On remarque toutefois d'importantes variations annuelles du taux de dissémination et du nombre d'individus.

Les premiers résultats (figure 5.5) confirment la fluctuation saisonnière, avec plus de marsouins en hiver et au début du printemps. Selon les estimations, la densité moyenne du marsouin dans nos eaux varie de 0,2 à plus de 3 individus par km<sup>2</sup>.

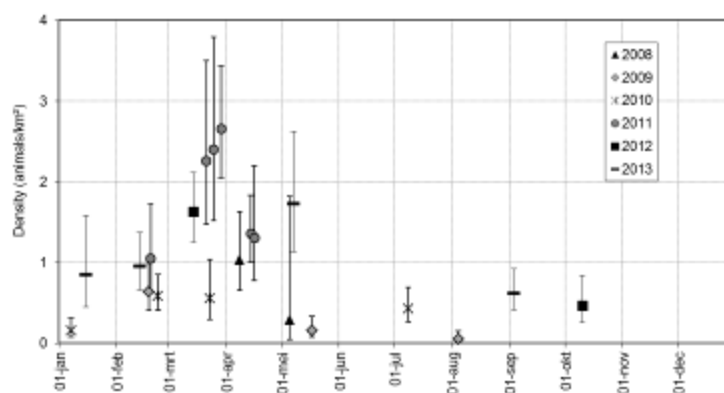


Figure 5.5 : Densité moyenne du marsouin commun dans une zone qui couvre pour ainsi dire la totalité des eaux maritimes belges, selon les estimations fournies par les comptages aériens effectués entre 2008 et 2013 (les intervalles de confiance à 95 % sont également indiqués). Source : Données MUMM : non publiées

Le retour du marsouin commun est illustré de la façon la plus éloquente au moyen des données d'échouage. Alors qu'on n'enregistrait que quelques échouages dans les années 1970 et 1980, pas moins de 846 marsouins communs se sont échoués entre 2004 et 2013 (figure 5.6).

Les données d'échouages indiquent aussi la présence saisonnière de l'espèce : ils ont été couramment observés en hiver et au début du printemps et ils se font plus rares le reste de l'année (Haelters et al., 2011).

Alors que la cause de la disparition de l'espèce dans les années 1950 reste un mystère, le retour initial a été occasionné par un déplacement vers le sud de la population de la mer du Nord, vraisemblablement en raison de la raréfaction des ressources alimentaires dans la partie septentrionale de la mer du Nord. Il est possible que cela soit dû aux changements climatiques. Des études supplémentaires sont nécessaires pour examiner ultérieurement l'éventualité d'une lente croissance de la population.

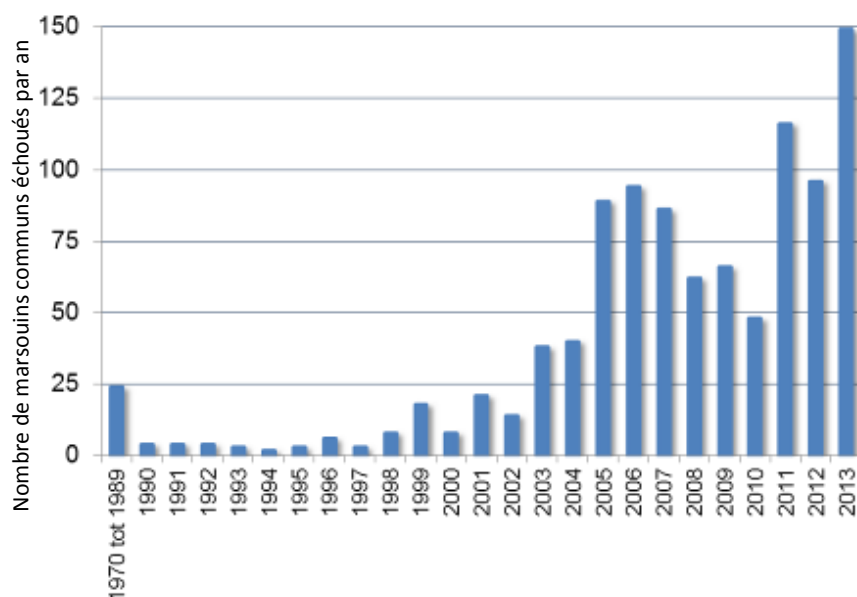


Figure 5.6 : Nombre de marsouins communs échoués en Belgique entre 1970 et 2013. Adapté conformément à Haelters & Camphuyzen (2009)

Une analyse approfondie des nombreux marsouins communs échoués a permis d'identifier l'une des plus importantes causes de mortalité : la prise accessoire dans les filets de pêche. Cette prise accessoire, qui se produit pour ainsi dire exclusivement dans des filets maillants et emmêlants, est considérée dans la mer du Nord et dans l'océan Atlantique adjacent comme l'une des principales menaces émanant des humains à l'égard de l'espèce. Le système de pêche qui met les marsouins en danger est toutefois généralement considéré comme relativement respectueux de l'environnement : la prise accessoire d'espèces non-cibles est restreinte, le fond n'est pas affecté et la consommation énergétique est relativement faible. C'est pourquoi on recherche activement des adaptations permettant d'éviter la prise accessoire de mammifères marins. Une des solutions les plus prometteuses consiste à utiliser des écho-sondeurs (« pingers ») : il s'agit de petits appareils qui se fixent au filet et qui produisent un signal qui dérange ou effraie les marsouins.

La pollution, les changements climatiques et la surpêche produisent également une influence sur la population de marsouins communs dans la mer du Nord, mais il est ici très difficile d'établir des liens de cause à effet. La construction de parcs éoliens en haute mer, qui produisent des bruits d'une intensité très élevée, constitue une nouvelle menace pour ces animaux ; ils dépendent en effet complètement de leur système sonar pour s'orienter, pour communiquer et pour chercher leur nourriture. Divers projets étudient ultérieurement les causes de mortalité, l'impact de la

pêche et les effets potentiels de la construction de parcs éoliens au large. Dans ce contexte, une bonne connaissance de la population de marsouins communs s'impose. Une bonne connaissance de ce prédateur apical dans l'écosystème de la mer du Nord peut en effet nous apprendre beaucoup sur la situation de notre milieu marin en général.

Une nouvelle cause de mortalité des marsouins communs, décrite pour la première fois pour deux animaux échoués en Belgique (Haelters et al., 2012), mais importante dans nos pays voisins, est la prédation des phoques gris sur les marsouins communs. Ce phénomène semble récent, mais il s'est rétrospectivement peut-être produit pour la première fois au début du 21<sup>e</sup> siècle. Il est probablement dû à la coïncidence de l'augmentation de la densité des phoques gris dans la mer du Nord méridionale et du nombre plus élevé de marsouins dans ces mêmes eaux, qui fait que ces espèces se rencontrent plus souvent.

En dehors des marsouins, on rencontre fréquemment des phoques ordinaires, des phoques gris et des dauphins à nez blanc dans nos eaux maritimes. Très rarement, on note aussi la présence d'un grand dauphin, d'un petit rorqual ou d'une baleine à bosse. Les plus récents échouements d'un cachalot et d'un petit rorqual datent respectivement de 2012 et 2013. Le petit rorqual était mort à la suite de l'ingestion de sachets en plastique. L'estomac du cachalot contenait également du plastique et une autopsie de l'animal a révélé un taux très élevé de la bactérie *Edwardsiella tarda* dans le sang.

## 5.1 Oiseaux marins

Grâce aux comptages standardisés effectués à bord de navires depuis 1992 par l'INBO (Institut pour la Recherche sur la Nature et les Forêts), on a acquis une bonne connaissance de la répartition et de la densité des oiseaux marins dans la partie belge de la mer du Nord. Le tableau 5.2 donne un aperçu de la densité moyenne des espèces les plus communes au cours de la saison où leur présence est jugée maximale. Dans la dernière colonne, ces nombres sont indiqués comme un pourcentage de la taille estimée de la population biogéographique de l'espèce. Selon les standards internationaux, on considère qu'une espèce est localement importante lorsqu'elle constitue plus de 1 % de la population globale. Malgré l'envergure limitée de la partie belge de la mer du Nord, c'est le cas pour la mouette pygmée, le goéland marin, le fou de Bassan, le goéland brun et la sterne pierregarin.

Les populations présentes dans la partie belge de la mer du Nord sont en proie à une grande variabilité, aussi bien spatiale (gradient littoral/haute mer) que temporelle (en conséquence du succès variable de la reproduction, de l'offre alimentaire et en fonction des conditions météorologiques). Cela signifie que les pourcentages indiqués au tableau 5.2 peuvent être sujet d'année en année à d'importantes fluctuations et qu'ils sont difficiles à utiliser comme indicateurs de qualité environnementale. Les densités maximales peuvent donc être temporairement beaucoup plus élevées que les valeurs indiquées. Certaines années, le seuil de 1 % a été ainsi largement dépassé pour la sterne caugek aux alentours de Zeebruges.

La partie méridionale de la mer du Nord est également une importante route de migration, dans le contexte duquel le dessin des côtes constitue un goulet d'étranglement. On estime que 1 à 1,3 million d'oiseaux marins transitent chaque année par cette voie (Stienen *et al.*, 2007). On considère également que plus de la moitié des populations de grands labbes, de mouettes pygmées, de sternes caugek et de sternes pierregarin passent par ce goulet d'étranglement. Pour la mouette pygmée, il pourrait même s'agir de l'ensemble de la population biogéographique ! Les différents parcs éoliens pourraient former une barrière continue d'environ 35 km de large, et ce, dans une zone où le passage entre le continent et la Grande-Bretagne ne fait pas plus de 140 km de large.

Tableau 5.2 : Nombres saisonniers d'oiseaux de mer dans la partie belge de la mer du Nord, sur la base des résultats des recensements d'oiseaux marins effectués entre 2001 et 2007 (la population estivale étant indiquée par x<sup>S</sup>, la population migrante et/ou hibernante par x<sup>M</sup>, les nombres en jaune dépassent le seuil de 1 % (les valeurs seuils sont basées sur Mitchell et al., 2004 & Wetlands International 2013 et 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
<b>Little gull</b>	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
<b>Lesser black-backed gull</b>	ssp. <i>graellsii</i> + <i>intermedius</i>	(5,500 <sup>S</sup> + 3,800) <sup>M</sup>	418	8,595	6,271	3,076
Herring gull	ssp. <i>argenteus</i> + <i>argentatus</i>	(10,200 <sup>S</sup> + 20,100) <sup>M</sup>	1,844	3,124	2,621	874
<b>Great black-backed gull</b>	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
<b>Common tern</b>	S/W Europe + N/E Europe	(1,800 <sup>S</sup> + 9,800) <sup>M</sup>	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
<b>Total</b>			46,451	30,077	14,985	36,839

## 6. Abréviations

AA	Annual average
AEE	Agence européenne de l'environnement
AID	Azote inorganique dissous
As	Arsenic
BAC	Background assessment concentrations
BC	Background concentrations
BEE	Bon état écologique
BEQI	Benthos Ecosystem Quality Index - indice de qualité de l'écosystème benthique
BMDC	Belgian Marine Data Center
Cd	Cadmium
CEMP	Coordinated Environmental Monitoring Programme
CHL-P90	Chlorophylle $\alpha$
CO <sub>2</sub>	Dioxyde de carbone
Cr	Chrome
Cu	Cuivre
dB	Décibel
DCE	Directive-cadre sur l'Eau 2000/60/CE Directive-cadre Stratégie pour le milieu marin 2008/56/CE MARPOL: International
DCSMM	Convention for the Prevention of Pollution From Ships
DDT	Dichlorodiphényltrichloroéthane
DH	Directive Habitats 92/43/CEE
DIC	Carbone inorganique dissout
DMS	Diméthylsulfure
EAC	Environmental assessment criteria : critère d'évaluation environnementale
ENEC	Estimated No Effects Concentration
EQS	Environmental quality standards : normes de qualité environnementale (NQE)
EUNIS	European Nature Information System : système d'information européen pour la nature
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
HCB	Hexachlorobenzène
HCH	Hexachlorocyclohexane
HELCOM	Commission pour la protection du milieu marin dans la mer Baltique
ICES	International Council for the Exploration of the Sea
ILVO	Institut de recherche pour l'Agriculture et la Pêche
Jg	Mercure
MAC	Maximum allowable concentrations
MPA	Aire marine protégée
MPS	Matières particulaires en suspension
MSY	Maximum sustainable yield : rendement maximal durable
N	Azote
NAO	North Atlantic Oscillation
ng	Nanogramme
Ni	Nickel
NPA	Niveau de pression acoustique
NQE	Normes de Qualité Environnementale
OSPAR	Convention pour la protection du milieu marin dans l'Atlantique du nord-est

OSPAR	
COMP	Procédure commune OSPAR
OSPAR	Objectifs de qualité écologique OSPAR:
EcoQO	<a href="http://www.ospar.org/content/content.asp?menu=00690302200000_000000_000000">http://www.ospar.org/content/content.asp?menu=00690302200000_000000_000000</a>
OSPAR	OSPAR Joint Assessment and Monitoring Programme : programme conjoint d'évaluation et
JAMP	de surveillance continue
P	Phosphore
PAEM	Plan d'aménagement des espaces marins
Pb	Plomb
PBDE	Polybromodiphényléther
PCB	Plateau continental belge ou polychlorobiphényles
pCO <sub>2</sub>	Pression de CO <sub>2</sub> partielle
PCP	Politique commune de la pêche
PFPG	Plan de gestion du district hydrographique international
pH	Potentiel hydrogène
PID	Phosphore inorganique dissous
POC	Pesticides organochlorés
PPG	Production primaire totale
PSU	Practical salinity unit
QSR	Quality status report
SECA	Sulphur Emission Control Area
TBT	Tributylétain
UGMM	Unité de Gestion du Modèle mathématique de la mer du Nord
Zn	Zinc

## Références

- 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. UGMM, 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.
- UGMM 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 CO<sub>2</sub> 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*. UGMM 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 CO<sub>2</sub> 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 CO<sub>2</sub> 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 CO<sub>2</sub> 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 (UGMM), 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 SPSPD-II, Final report. 249 pp. Available online at the URL: [http://www.belspo.be/belspo/home/publ/pub\\_ostc/EV/rappEV45\\_en.pdf](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). UGMM, 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, Michielsens 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 UGMM, 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 baggerspeciestortingen (Vergunningsperiode 01/01/2012 – 31/12/2016). Rapport UGMM/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](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 Commission, 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 UGMM 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 UGMM/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 thermosteric 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. UGMM-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., Lescauwae 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 UGMM/KBIN, 19 pp. Zie: [http://www.mumm.ac.be/Downloads/surv\\_2012\\_nl\\_final.pdf](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. Remerciements**

Le présent rapport est une contribution conjointe de la direction opérationnelle Milieux naturels de l'Institut royal des Sciences naturelles de Belgique de la Politique scientifique fédérale, de l'Institut de recherche de l'Agriculture et de la Pêche (ILVO) et de l'Université de Liège (Ulg), coordonnée par l'Unité de Gestion du Modèle mathématique de la mer du Nord (UGMM).  
[www.mumm.ac.be](http://www.mumm.ac.be)

Voir également la liste des personnes mentionnées dans la partie 2 du rapport.



service public fédéral

**SANTÉ PUBLIQUE,  
SECURITE DE LA CHAÎNE ALIMENTAIRE  
ET ENVIRONNEMENT**

Place Victor Horta 40/10

1060 Bruxelles

Tel : 02 524 97 97

Mail : [stephanie.baclin@environnement.belgique.be](mailto:stephanie.baclin@environnement.belgique.be)