

# **Actualisation de l'évaluation initiale pour les eaux marines belges**

Directive-cadre Stratégie pour le milieu marin – Art 8 paragraphes 1a & 1b

## **BELGIQUE 2018 – 2024**

Octobre 2018



<b>Résumé .....</b>	<b>4</b>
<b>Abréviations .....</b>	<b>7</b>
<b>1. Introduction .....</b>	<b>9</b>
1.1. <i>Contexte d'évaluation .....</i>	9
1.2. <i>Partie belge de la mer du Nord .....</i>	10
<b>2. Pressions et facteurs d'influence sur le milieu marin .....</b>	<b>12</b>
2.1. <i>Espèces non indigènes introduites par le biais des activités humaines (D2) .....</i>	12
2.2. <i>Poissons, crustacés et coquillages exploités à des fins commerciales (D3) .....</i>	16
2.3. <i>Eutrophisation (D5) .....</i>	27
2.4. <i>Perturbation physique et perte physique du fond marin (D6) .....</i>	37
2.5. <i>Changements hydrographiques (D7) .....</i>	62
2.5.1. Changements permanents et notables des conditions hydrographiques .....	62
2.5.2. Effets néfastes en raison de la modification permanente des conditions hydrographiques sur les habitats benthiques .....	74
2.6. <i>Contamination de l'environnement (D8) .....</i>	81
2.6.1. Substances prioritaires .....	83
2.6.2. Substances polluantes dans le sédiment et le biote .....	91
2.6.3. Les concentrations de Hg, PCB, DDT, HCB et HCH dans les œufs d'oiseaux .....	103
2.6.4. Imposex – basé sur la mesure du TBT dans le biote .....	108
2.6.5. Guillemots de Troïl mazoutés ( <i>Uria aalge</i> ) .....	111
2.6.6. Maladies ichtyologiques .....	114
2.6.7. Activité EROD .....	119
2.6.8. Rejets illégaux de substances visées aux annexes I et II de MARPOL .....	122
2.6.9. Présence et ampleur des pollutions aigus significatives .....	127
2.6.10. Effets néfastes des pollutions aigus significatives .....	134
2.6.11. Le risque de pollution maritime aiguë .....	140
2.6.12. Radionucléides .....	153
2.7. <i>Contaminants présents dans les espèces de poissons destinées à la consommation humaine .....</i>	157
2.8. <i>Déchets (D10) .....</i>	163
2.8.1. Déchets sauvages échoués .....	163
2.8.2. Déchets sur le fond marin .....	170
2.8.3. Déchets retrouvés dans l'estomac du fulmar boréal .....	178
2.9. <i>Bruit sous-marin et autres formes d'énergie (D11) .....</i>	182
2.9.1. Bruit impulsif .....	182

2.9.2.	Bruit ambiant sous l'eau.....	192
<b>3.</b>	<b>État du milieu marin .....</b>	<b>199</b>
3.1.	<i>Biodiversité, réseau trophique et intégrité des fonds marins (D1, 4, 6) .....</i>	<i>199</i>
3.2.	<i>Oiseaux marins (D1) .....</i>	<i>200</i>
3.2.1.	Occurrence des oiseaux marins nicheurs .....	200
3.2.2.	Densité des oiseaux en mer .....	205
3.3.	<i>Mammifères marins (D1) .....</i>	<i>215</i>
3.3.1.	Capture accidentelle des marsouins .....	215
3.4.	<i>Poissons marins (D1) .....</i>	<i>225</i>
3.4.1.	Occurrence de la raie bouclée <i>Raja clavata</i> .....	225
3.5.	<i>Habitats marins benthiques (D1, D6) .....</i>	<i>230</i>
3.5.1.	État des habitats benthiques (substrats mous).....	230
3.5.2.	Prévalence d'espèces benthiques importantes .....	237
3.5.3.	Composition, densité et structure de la faune des substrats durs dans les zones de gravier ....	242
<b>4.</b>	<b>Colophon.....</b>	<b>251</b>

## Résumé

Dans la Partie belge de la mer du Nord (PBMN), malgré une évolution positive observée au niveau de différents éléments, le Bon état écologique n'est pas encore atteint. Cette évaluation a été effectuée principalement sur la base des objectifs environnementaux définis en 2012.

En ce qui concerne la pêche commerciale, quatre des huit stocks de poissons rapportés ont été évalués comme bons et un développement positif a été observé au niveau des quatre autres stocks. L'introduction d'objectifs de gestion ambitieux et une application plus correcte de la Politique commune de la pêche en constituent les principaux facteurs explicatifs. Certaines modifications intervenues au niveau d'autres facteurs externes (p. ex. une législation plus stricte sur les contaminants, l'eutrophisation et la croissance des algues, ...) n'ont pas été quantifiées par rapport au rétablissement des stocks de poissons commerciaux. L'eutrophisation reste un problème dans presque un tiers de la PBMN mais en raison des conditions hydrologiques, elle ne va pas systématiquement de pair avec des phénomènes indésirables comme le manque d'oxygène. On a aussi observé une tendance à la baisse au niveau des concentrations des nutriments, surtout dans la zone entre 1 et 12 milles nautiques. Les concentrations des contaminants dans les produits de poisson et de la pêche destinés à la consommation humaine satisfont aux normes sanitaires européennes. Il y a néanmoins un conflit entre les normes de consommation et les normes de qualité environnementale. Les concentrations des polluants dans l'eau, le biote et les sédiments restent plus élevées que les normes de qualité environnementale d'application dans le cadre de la DCE et d'OSPAR. La majorité des substances qui ne satisfont pas à ces normes sont des substances persistantes bioaccumulables et toxiques. Pour certaines autres substances, il est recommandé d'élaborer des valeurs cibles au niveau régional. Une évolution positive est toutefois observée (donc une tendance à la baisse) pour différentes substances, mais un suivi reste nécessaire, surtout pour le cuivre qui en raison de l'interdiction des TBT est à nouveau très utilisé dans les peintures antisalissures pour bateau. Une diminution ou une bonne évaluation (EROD) ont été observées pour la majorité des effets des contaminants. La prévalence des maladies des poissons ne peut pas encore être évaluée et le nombre des oiseaux mazoutés est en forte diminution en raison de la diminution du nombre de rejets illégaux d'hydrocarbures notée depuis le lancement du programme de surveillance aérienne en 1991.

Sur la période d'évaluation, huit nouvelles espèces non indigènes (ENI) ont été observées, contre 42 ENI identifiées sur la période d'évaluation de 2011. En ce qui concerne les déchets sauvages, la situation reste problématique et cet élément demande qu'on y accorde l'attention nécessaire. Les effets de l'approvisionnement énergétique (parmi lesquels le bruit sous-marin) sur les populations du biote marin sont encore imprécis, mais le comportement de fuite des mammifères marins, en réponse à cette activité, est, quant à lui, plus qu'évident. Le développement de la surveillance du bruit ambiant se poursuit à l'échelle régionale.

L'état de l'habitat benthique n'est pas optimal, surtout en raison de la perturbation par la pêche (plus précisément la prépondérance de la pêche au chalut qui retourne chaque année entre une et quatre fois le fond marin de la PBMN) et accessoirement, mais de manière très limitée, ou uniquement localement, en raison d'autres activités humaines. La composition en espèces des habitats benthiques s'écarte des communautés de référence en raison de l'absence d'espèces à vie longue. On a toutefois observé une tendance positive pour la raie bouclée, qui sert d'indicateur pour les espèces à vie longue, ce qui traduit le potentiel de rétablissement de ce type d'espèces. En ce qui concerne les oiseaux marins, le bon état écologique n'est pas atteint.

Pour certains objectifs, du fait que la surveillance de ces aspects n'a démarré que récemment, il faut encore rassembler des données avant de pouvoir tirer des conclusions (maladies des poissons, faune benthique, déchets sur le fond marin...). Des connaissances plus approfondies et un fondement scientifique sont encore nécessaires pour compléter et améliorer l'évaluation de certains éléments (déchets, bruit sous-marin, effets cumulatifs...) qui devraient, si possible, être développés en coopération au niveau régional et européen.

Les résultats des indicateurs utilisés dans cette évaluation sont résumés dans le graphique ci-dessous. Si possible, plus de détails sont fournis sur la condition, l'unité de mesure utilisée à cet effet est indiquée dans la note de bas de page.



% dans le graphique basé sur <sup>1</sup> nombre de stocks; <sup>2</sup> surface PBMN, <sup>3</sup> nombre de groupes de polluants, <sup>4</sup> nombre de jours avec mesure, <sup>5</sup> nombre d'années. ▲ : évolution positive, ▼ : évolution négative a été observée

## Abréviations

AFSCA : Agence fédérale pour la sécurité de la chaîne alimentaire  
ASCOBANS : Agreement on the Conservation of Small Cetaceans of the Baltic, North East Atlantic, Irish and North Seas  
BEE : Bon État Écologique  
BEQI : benthic ecosystem quality indicator  
BMDC : Belgian Marine Data Centre, IRSNB-OD Nature  
BSR : biomasse du stock reproducteur  
BTS : bottom trawl survey  
CCPIE : Comité de coordination de la politique internationale de l'environnement  
CEMPs : Coordinated Environmental Monitoring Programs  
CIEM : Conseil international pour l'exploration de la mer  
DATRAS : Database of Trawl Surveys  
DCE : Directive-cadre sur l'Eau  
DCSMM : Directive-cadre européenne Stratégie pour le milieu marin  
EcoQO : ecological quality objective  
EMODNET : European Marine Observation and Data Network  
ENI : espèces non indigènes  
EQR : ecological quality ratio  
ESAS : European Seabirds at Sea  
EUNIS : European nature information system  
F : mortalité par pêche  
HAP : hydrocarbures aromatiques polycycliques  
HELCOM : Baltic Marine Environment Protection Commission  
IA : Intermediate Assessment  
IBTS : international bottom trawl survey  
ICES : International Council for the Exploration of the Sea  
ILVO : Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek  
INBO : Instituut voor Natuur- en bosonderzoek  
IRSNB-OD Nature : Institut royal des Sciences naturelles de Belgique-Direction Opérationnelle Milieux Naturels  
IUCN : International Union for Conservation of Nature  
JWB Birds : Joint Working Board Birds  
MB : Moniteur belge  
NDGP : National Data Gathering Programme  
NQE : normes de qualité environnementale  
NS BTS : North Sea bottom trawl survey  
OMS : Organisation mondiale de la Santé  
OSPAR : Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic

PCB : polychlorobiphényle

PBMN : Partie belge de la mer du Nord. Cela comprend les eaux territoriales (la zone des douze milles nautiques) et la Zone Economique Exclusive. Son point le plus éloigné atteint 87 km dans la mer.

RMS : root mean square

RV : research vessel

SCANS : Small Cetaceans in the European Atlantic and North Sea

SNPD substance chimique nocive ou potentiellement dangereuse

SPL : sound pressure level

TAC : total allowable catch

TEQ : équivalent toxique

UGMM : Service scientifique Unité de Gestion du Modèle Mathématique de la Mer du Nord, IRSNB-OD Nature

UxO : unexploded ordnance

WGITMO : Working Group on Introductions and Transfers of Marine Organisms

# 1. Introduction

## 1.1. Contexte d'évaluation

La Directive-cadre européenne Stratégie pour le milieu marin (DCSMM) a pour principal objectif d'atteindre le 'Bon État Écologique' ou BEE dans le milieu marin d'ici 2020.

En 2012 une évaluation initiale a été effectuée pour les eaux marines belges conformément à l'article 8, alinéas 1a & 1b (État belge, 2012a). Ce document décrivait les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques de nos zones marines et les activités humaines qui les influencent. Le « Bon état écologique » a également été décrit, conformément à l'article 9, sur la base des caractéristiques relatives à différents thèmes des éléments descripteurs qualitatifs. Le rapport (État belge, 2012b) contenait également les objectifs environnementaux (Article 10) définis par la Belgique et destinés à évaluer les progrès au niveau de la réalisation du bon état écologique.

La DCSMM prévoit une révision selon un cycle de six années. Ce document contient une nouvelle évaluation de l'état des eaux marines belges sur la base des objectifs environnementaux tels qu'ils ont été fixés en 2012. Ces derniers permettent d'évaluer si le bon état écologique est atteint. Pour cela, on a utilisé les données rassemblées par les programmes de surveillance, plus particulièrement sur la période 2011-2016. Pour plusieurs éléments, on a aussi utilisé l'évaluation intermédiaire effectuée par OSPAR en 2017. Étant donné l'importance des flux transfrontières pour la situation de la Partie belge de la mer du Nord (PBMN), une approche internationale s'avère recommandée au niveau de nombreux aspects. De plus, il a également été tenu compte des dispositions et des réalisations d'autres cadres internationaux et notamment la PCP et la DCE.

Le bon état écologique et les objectifs environnementaux qui s'y rapportent sont décrits de manière complète dans « **Actualisation de la définition du bon état écologique et fixation d'objectifs environnementaux pour les eaux marines belges** » (État belge, 2012) et reposent sur les critères décrits dans la **Décision 2010/477/UE** de la Commission. L'évaluation actuelle évalue si, sur la base de ces objectifs environnementaux, le BEE a ou non été atteint pour un critère en particulier au sein d'un élément.

En 2017, les critères et les normes méthodologiques concernant le bon état écologique des eaux marines ont été revus par la **Décision 2017/848/UE** de la Commission. Une série de critères et de normes méthodologiques plus clairs et des lignes directrices spécifiques devraient contribuer à une approche plus cohérente de l'évaluation. Pour une série d'éléments descripteurs, l'évaluation actuelle a tenu compte des spécifications de cette Décision. C'est ainsi que l'évaluation de l'élément descripteur 6, intégrité physique des fonds marins, contient aussi un inventaire de la superficie et de la répartition de la perturbation et de la perte physiques du fond marin par type d'habitat (conformément aux critères 1 et 2). Conformément à la nouvelle Décision, l'état des habitats benthiques mentionné sous l'élément descripteur 6, doit être évalué en déterminant dans quelle mesure la pression humaine (focus sur la pression physique), influence (critère 2 et critère 3) la répartition (critère 4) et la qualité de ces habitats (critère 5). Dans cette évaluation, on a déjà essayé de concrétiser les critères 3 et 5. Pour l'élément descripteur 7, modifications hydrographiques, conformément à la nouvelle Décision, on a utilisé des informations issues de l'évaluation de l'intégrité physique. Les objectifs environnementaux ont déjà été adaptés et l'évaluation fournit des informations par type d'habitat (critère 2).

Certains éléments sont liés aux pressions humaines pertinentes sur l'écosystème marin, à savoir les pressions biologiques (D2 et 3), les pressions physiques (D6 et 7) et les substances, les déchets et l'énergie (D5, 8, 9, 10, 11). Trois éléments décrivent l'état, la structure et les processus de l'écosystème. Ces descripteurs d'état sont liés à la biodiversité, aux réseaux trophiques et à l'intégrité du fond marin (D1, 4, 6).

## 1.2. Partie belge de la mer du Nord

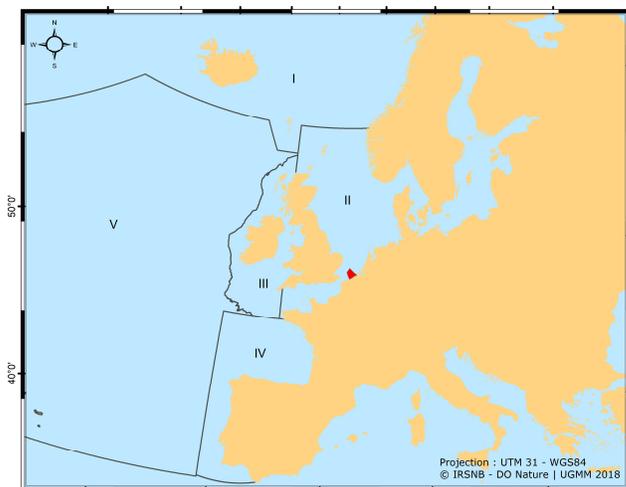


Figure 1.1. Position de la PBMN et les régions OSPAR.

La Partie belge de la mer du Nord (PBMN) est située dans la partie méridionale de la mer du Nord. La profondeur de l'eau varie de moins de 20 m près de la côte à 45 m plus loin en mer. La zone se caractérise par la présence de bancs de sable, de forts courants dus aux marées et aux vents et à une turbidité élevée. Les masses d'eau qui influencent cette zone viennent de la Manche et de différents fleuves dont les principaux sont l'Escaut et le Rhin-Meuse et aussi, mais dans une moindre mesure, la Seine-Somme. En fonction des conditions météorologiques et hydroclimatologiques, la Seine-Somme a même parfois une

influence supérieure à celle de l'Escaut (Lacroix et al., 2004). Une grande partie de la PBMN se caractérise par un fort gradient de salinité de la côte à la haute mer.

Malgré sa petite superficie (3454 km<sup>2</sup>) les activités enregistrées dans cette zone sont nombreuses et variées (voir Figure 1.2). Elles comprennent, entre autres, la navigation, les activités portuaires, les parcs à éoliennes, la pêche, l'extraction de sable et de gravier, le dragage et le déversement des déblais de dragage, les activités militaires, le yachting, etc. Ces activités sont décrites plus en détail dans l'actualisation de l'analyse économique et sociale de l'utilisation des eaux marines belges et du coût de la dégradation du milieu marin pour les eaux marines belge.

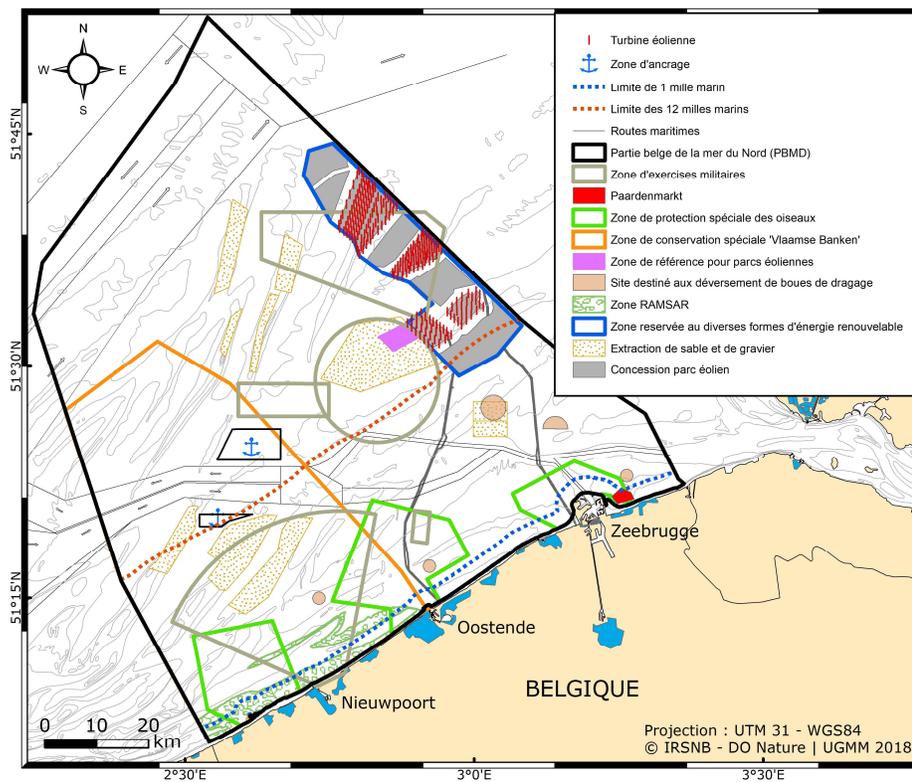


Figure 1.2. Utilisation et zones protégées de la PBMD.

## Références

État belge, 2012a. Évaluation initiale pour les eaux marines belges. Directive-cadre Stratégie pour le milieu marin – Art. 8, alinéas 1a et 1b. UGMM, Service public fédéral Santé Publique, Sécurité de la Chaîne alimentaire et Environnement, Bruxelles, Belgique, 81 pp.

État belge, 2012b. Définition du Bon état écologique et définition d'Objectifs environnementaux pour les eaux marines belges. Directive-cadre Stratégie pour le milieu marin – Art. 9 & 10. UGMM, Service public fédéral Santé publique, Sécurité de la Chaîne alimentaire et Environnement, Bruxelles, Belgique, 34 pp.

## 2. Pressions et facteurs d'influence sur le milieu marin

### 2.1. Espèces non indigènes introduites par le biais des activités humaines (D2)

Francis Kerckhof et Gert Van Hoey

Le nombre d'espèces non indigènes introduites par le biais des activités humaines (= espèces introduites) ne cesse d'augmenter, ce qui empêche d'atteindre le bon état écologique. Sur la période d'évaluation de 2011 à 2016, 8 nouvelles espèces introduites ont été identifiées dont trois qui, du fait d'une introduction permanente, peuvent provoquer d'importants changements («non négligeables») dans l'écosystème.

#### 2.1.1. Introduction

Ce descripteur vise les espèces non indigènes introduites par le biais des activités humaines. De nombreux termes sont utilisés pour évoquer ces espèces. C'est ainsi, par exemple, qu'on parle d'espèces exotiques, étrangères ou encore allochtones alors qu'en fait, on veut désigner des espèces introduites. C'est plus particulièrement le cas pour les espèces non indigènes (ENI), pour lesquelles on part toujours implicitement du postulat que les activités humaines ont joué un rôle déterminant dans leur introduction. Dans le cadre de la DCSMM et pour éviter tout malentendu, nous n'utiliserons que les termes « espèces introduites ».

Le bon état écologique est atteint lorsque la présence de ces espèces ne modifie pas l'écosystème ; il est évalué sur la base de l'objectif : 'Introduction de nouvelles espèces non indigènes introduites par le biais de l'homme dans la macrofaune et la macroflore (>1 mm) qui modifient l'écosystème. Il n'est pas tenu compte des espèces à propos desquelles il existe des désaccords taxonomiques et pour lesquelles les changements faisant suite à une introduction permanente, en ce compris la reproduction, sont négligeables.'

L'évaluation a été effectuée sur la base de la présence des espèces introduites, identifiées pendant la période d'évaluation. Ces espèces se rencontrent dans les échantillons prélevés sur le fond, dans l'épibenthos et les substrats durs artificiels en mer, comme les bouées et les fondations des éoliennes, et à proximité de la côte, comme sur les jetées et les installations portuaires extérieurs.

#### 2.1.2. Contexte

Certaines espèces introduites ont un impact manifeste sur les biotopes des zones côtières. Elles transforment les habitats originels, supplantent les espèces indigènes et modifient par voie de conséquence la biodiversité et la biomasse. En particulier dans les zones côtières, le risque de nouvelles introductions par le biais des activités humaines (transport) et des changements climatiques (élargissement de l'aire biogéographique des espèces) est très élevé. C'est ainsi que dans la PBMN, sur la période qui précède 2011, 42 espèces macroscopiques introduites (> 1 mm) ont été enregistrées.

Les changements intervenus au niveau des communautés benthiques dans les eaux côtières belges en raison de l'introduction de certaines espèces introduites sont notables surtout sur ces 30 dernières années. La première observation du couteau américain *Ensis directus* remonte à 1987, et depuis, cette espèce a colonisé de nombreux types de sédiments sableux mobiles de la zone côtière proche. Les échouages de millions d'animaux mourants

et de coquillages vides après les tempêtes sont devenus un phénomène courant. Presque simultanément, mais sur les substrats durs, on a aussi constaté l'introduction et l'installation massive de l'huître japonaise *Crassostrea gigas*. Cette espèce, qui a été introduite vers les années 1970 pour la mariculture, n'a connu un développement explosif que vers 1990 en raison de l'augmentation des températures de l'eau. À différents endroits le long de la côte, elle forme des récifs étendus qui constituent un nouvel habitat. Il y a un risque qu'elle supplante la moule indigène *Mytilus edulis*. La balane néo-zélandaise *Elminius modestus* est actuellement la balane la plus présente et elle s'installe sur tous les substrats durs artificiels possibles. Durant la deuxième guerre mondiale, cette espèce a été introduite accidentellement en Angleterre d'où elle a très rapidement colonisé les substrats durs dans la zone de marée dans le reste de l'Europe. On dispose d'informations indiquant que cette espèce coloniserait actuellement avec succès aussi des substrats durs subtidiaux. Au cours de cette dernière décennie, le nombre d'introductions a encore augmenté. Deux espèces de crabes asiatiques, le crabe épineux *Hemigrapsus takanoi* et le crabe sanguin *Hemigrapsus sanguineus*, introduits au début de ce siècle, comptent aujourd'hui parmi les crabes les plus courants sur les substrats durs artificiels de la zone côtière et on rencontre même déjà *H. sanguineus* dans la faune intertidale présente sur les fondations des éoliennes offshore. Au cours de cette dernière décennie, le nombre d'algues macroscopiques a également augmenté, dont l'algue brune wakamé *Undaria pinnatifida* et diverses algues rouges.

### 2.1.3. Zone géographique

La zone géographique comprend l'ensemble de la PBMN, les ports jusque devant la première écluse à l'intérieur du pays, à l'exclusion de l'Escaut et des eaux saumâtres (Kerckhof et al., 2007; Vandepitte et al., 2012).

### 2.1.4. Méthodologie

La présence d'espèces introduites a été détectée dans le cadre de trois programmes de surveillance. Il s'agit des campagnes de surveillance régulières des sédiments meubles dans la PBMN effectuées par l'ILVO, d'un nouveau programme mis au point par l'IRSNB-DO Nature, spécifiquement axé sur la recherche des structures créées par l'homme, et enfin de la recherche entamée en 2015 par l'IRSNB-DO Nature sur les substrats durs naturels (bancs de gravier) dans la zone du Westhinderbank.

Les listes des espèces correspondant à tous les échantillons prélevés sur la période 2011-2016 dans le cadre de 3 projets de recherche sur la présence d'espèces introduites et sur la celle des nouvelles introductions en Belgique ont été analysées. Il s'agit au total de 1059 échantillons de sol macrobenthique prélevés à l'aide de bennes à sédiments et de 570 échantillons épibenthiques. En ce qui concerne l'étude des substrats durs naturels (bancs de gravier), 13 échantillons prélevés avec une drague de Gilson sur une longueur de 500 m (zone de Westhinderbank), ainsi que 19 échantillons prélevés à l'aide d'un grappin Hamon (dans le chenal entre le Westhinderbank et le Oosthinderbank) ont été étudiés. Enfin, divers substrats durs artificiels ont été échantillonnés : bouées (15–20 par an), jetées (3 échantillons prélevés par raclage), fondations des éoliennes offshore (par an : 6 échantillons par raclage subtidiaux et 4 intertidaux et 6 pierres de protection contre l'érosion recueillies par les plongeurs).

Le fait pour une espèce d'être nouvelle ou de ne pas l'être est déterminé en vérifiant si elle est présente sur les listes des espèces publiées (Kerckhof et al., 2007; Vandepitte et al., 2012) ou sur les listes des espèces reprises dans les rapports nationaux belges pour 2011–2016 établies pour les réunions annuelles WGITMO du CIEM

(Kerckhof, 2012-2017). Les espèces trouvées exclusivement dans l'Escaut et dans les eaux saumâtres et qui figurent sur certaines listes ont été exclues.

Les effets modificateurs sur l'écosystème sont évalués pour chaque espèce en tenant compte de leurs effets potentiels ou démontrés.

### 2.1.5. Résultats et tendances

Sur la période d'évaluation de 2011 à 2016, 8 nouvelles espèces introduites ont été identifiées pour la première fois dans la partie méridionale de la mer du Nord, dont une nouvelle espèce pour l'Europe. Il s'agit de trois algues rouges *Caulacanthus ustulatus*, *Gracilaria vermiculophylla* et *Dasysiphonia japonica*, les chétopodes *Boccardia proboscidea* et *Boccardiella hamata*, l'araignée de mer *Ammothea hilgendorfi*, la palourde philippine *Ruditapes philippinarum* et la balane *Balanus glandula*. La balane *B. glandula* constituait une première observation en Europe et entre-temps cette espèce s'est déjà largement répandue tout le long de la côte belge. Les autres espèces étaient déjà connues dans un ou plusieurs de nos pays voisins. Après leur introduction, toutes les espèces ont été à nouveau observées au cours des années suivantes et depuis, à l'exception de *Gracilaria vermiculophylla*, elles sont rencontrées à plusieurs endroits le long de la côte belge. Sept des huit espèces ont été trouvées dans les eaux à proximité de la côte. Seule le pycnogonide *A. hilgendorfi* a été trouvée dans des lits de gravier naturels mais fortement dégradés de la zone du Westhinderbank.

On doit très certainement s'attendre à des effets modificateurs de l'écosystème, de tels effets ont déjà été démontrés pour 3 espèces (voir Tableau 2.1). En ce qui concerne les effets modificateurs de l'écosystème des autres espèces, aucun effet n'est encore certain ou n'a déjà été démontré.

Tableau 2.1. Liste des nouvelles espèces introduites identifiées sur la période 2011–2016.

Espèce	Première identification	Lieu	Groupe taxonomique	Effet modificateur de l'écosystème
<i>Boccardia proboscidea</i>	2011	Coxyde	polychaete	
<i>Boccardiella hamata</i>	2011	Zeebruges	polychaete	
<i>Caulacanthus ustulatus</i>	2011	Heist	algue rouge	
<i>Gracilaria vermiculophylla</i>	2011	Heist	algue rouge	Oui
<i>Ammothea hilgendorfi</i>	2013	Zone du Westhinderbank (offshore)	pycnogonide	
<i>Ruditapes philippinarum</i>	2014	Zeebruges	mollusque bivalve	Oui
<i>Dasysiphonia japonica</i>	2015	Zeebruges	algue rouge	
<i>Balanus glandula</i>	2015	Zeebruges	balane	Oui

La Commission OSPAR a réalisé une analyse d'une série de nouvelles espèces introduite dans la mer du Nord, y compris dans la Manche (OSPAR, 2017). Le nombre d'ENI enregistré sur la période 2003-2014 a varié au fil des ans, mais a néanmoins montré une augmentation linéaire relativement constante.

### 2.1.6. Conclusions

Il est évident que le nombre de nouvelles introductions continue à augmenter. Sur la période avant 2011, 42 espèces macrobenthiques introduites ont été enregistrées. Sur la période 2011–2016, 8 espèces se sont encore ajoutées, ce qui représente une augmentation de près de 20%. Cette augmentation est liée à l'accroissement du transport maritime combinée à une réduction de la durée des voyages. Une des espèces, *Ruditapes philippinarum*, a été introduite intentionnellement à des fins de mariculture et s'est échappée. Sur les 42 introductions déjà présentes, 26 ont provoqué des changements invasifs au niveau de l'écosystème. Nous pouvons aujourd'hui encore y ajouter 3 nouvelles espèces, ce qui porte le nombre total d'espèces problématiques ou potentiellement problématiques à 29.

Les nouvelles espèces sont des espèces opportunistes que l'on trouve partout dans le monde dans les régions qui ont le même type de climat. De cette manière, et surtout dans les zones côtières, ces espèces contribuent à l'uniformisation croissante de la flore et de la faune marines. Leur présence indique, qui plus est, que les écosystèmes sont perturbés et se dégradent, car ce type d'espèces se développe particulièrement bien dans de tels écosystèmes.

### 2.1.7. Aspects qualitatifs

Le traitement du macrobenthos a été effectué conformément à la norme ISO (ISO 16665:2014(E) et ISO 19493:2007). Depuis le 24/05/2011, ILVO (ANIMALAB) est accrédité pour effectuer cette procédure de traitement des échantillons macrobenthiques prélevés dans des substrats meubles conformément aux normes NBN et ISO/IEC 17025 (Certificat N°: BELAC T-315; période 28/04/2016-05/03/2020).

Dans la mesure du possible, les organismes macrobenthiques ont été identifiés jusqu'au niveau de l'espèce en utilisant les procédures de détermination standard de la flore et de la faune de la mer du Nord et en les complétant à l'aide de la littérature taxonomique spécifique pour pouvoir identifier les espèces inconnues susceptibles de constituer des introductions.

### 2.1.8. Données

Les données et métadonnées sont disponibles au BMDC ([www.bmdc.be](http://www.bmdc.be)).

### 2.1.9. Références

- Kerckhof, F. (2012- 2017). Belgian national reports. in ICES WGITMO. Report of the Working group on Introductions and Transfers of marine Organisms. ICES CM 2012 – 20176.
- Kerckhof, F.; Haelters, J.; Gollasch, S. (2007). Alien species in the marine and brackish ecosystem: the situation in Belgian waters. *Aquat. Invasions* 2(3): 243-257.
- OSPAR 2017, <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/pressures-human-activities/non-indigenous/>
- Vandepitte, L.; De Pooter, D.; Lescrauwaet, A.-K.; Fockedeij, N.; Mees, J. (Ed.) (2012). Niet-inheemse soorten van het Belgisch deel van de Noordzee en aanpalende estuaria. VLIZ Special Publication, 59. Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ).

## 2.2. Poissons, crustacés et coquillages exploités à des fins commerciales (D3)

Els Torreele, Loes Vandecasteele et Sofie Nimmegeers

Pour les quatre stocks de la mer du Nord - la plie, la sole, le cabillaud et le merlan - la biomasse du stock reproducteur (BSR) se situe au-dessus des limites de sécurité. Pour le cabillaud, ce n'est le cas que depuis 2016 et en ce qui concerne les autres espèces, en termes de biomasse féconde, elles se situent déjà depuis longtemps dans la zone de sécurité. Pour ces quatre stocks, on note qui plus est une tendance à la hausse de la biomasse féconde. Pour la plie et la sole, les valeurs actuelles sont même largement au-dessus du niveau durable. Seule la plie affiche une mortalité par pêche inférieure à la limite de sécurité, ce qui signifie que ce stock est le seul à être pêché de manière tout à fait durable.

En ce qui concerne les stocks pour lesquels on a calculé une tendance, la limande, le turbot, la barbu et le flet ont enregistré des progrès ces dernières années. Pour la sole limande, une tendance négative a été observée sur la plupart de ces dernières années.

### 2.2.1. Introduction

Les espèces exploitées à des fins commerciales sont évaluées sur la base de l'objectif que les populations de tous les poissons, crustacés et coquillages exploités doivent rester dans les limites de sécurité biologique et doivent présenter une structure de population en âge et en taille qui témoigne de la bonne santé du stock. Cet objectif s'inscrit dans le cadre de l'article 2 de la Politique commune de la pêche (PCP, Règlement UE 1380/2013) qui est de garantir le maintien de stocks de poissons sains dans les eaux marines situées dans les régions OSPAR (OSPAR, 2017).

Les objectifs environnementaux spécifiques évalués dans le cadre du présent document sont conformes aux objectifs de 2012 :

- Tous les stocks de poissons commerciaux gérés par le biais de la PCP le sont de manière à répondre au moins à un rendement maximal durable. Cette évaluation doit être réalisée sur la base des stocks de poissons régionaux et pas sur la base des stocks de poissons nationaux.
- Tous les stocks de poissons et de coquillages commerciaux se trouvent dans les limites biologiques sûres, avec une répartition par âge (si disponible) et par taille (en l'absence de données sur l'âge) qui indique une situation saine des différents stocks, où les stocks sont sur le long terme pêchés de manière stable, en conservant la pleine capacité de reproduction.
- Les stocks de crustacés sont gérés de façon durable.
- La capacité reproductive de tous les poissons et crustacés exploités à des fins commerciales est intégrale.
- Les valeurs relatives à la mortalité par pêche (F) et à la biomasse du stock reproducteur (BSR) se situent dans des limites biologiques sûres (F inférieur ou égal au seuil de référence pour la mortalité par pêche; BSR supérieure ou égale au seuil de référence pour la biomasse du stock reproducteur) ou affichent une tendance positive ou stable lors des études d'abondance et une tendance positive ou stable au niveau des CPUE (Catch Per Unit of Effort ou captures par unité d'effort).

- Les stocks qui ne se situent pas dans des limites biologiques sûres devraient au moins afficher des tendances d'évolution dans le sens des seuils de référence.
- Lorsque les données relatives à un stock sont même insuffisantes pour une évaluation des tendances dans une enquête CPUE ou d'abondance, ces stocks seront classés dans la catégorie « stocks avec pénurie de données » et une discussion sera engagée sur des méthodes d'évaluation alternatives. Cette catégorie sera révisée tous les 6 ans.

Le cadre d'évaluation suivi – lorsque c'est possible – est celui du Rendement maximum durable (RMD = MSY ou Maximum Sustainable Yield), tel que prescrit par la politique commune de la pêche. Ce principe, issu du monde économique, veut que les stocks exploités à des fins commerciales soient gérés à un niveau qui permet un rendement économique maximal sans compromettre la capacité de reproduction des stocks concernés (donc pas au niveau biologique maximal de la biomasse).

La pêche belge est une pêche mixte, dans laquelle on pêche des espèces de poissons démersales. Pour la plupart de ces espèces, on applique une sorte de gestion spécifique des stocks (= avis concernant une seule espèce - single species advice). Selon l'espèce et la zone, chaque année, la Commission européenne fixe les captures maximales (totaux admissibles des captures ou Total Allowable Catch - TAC). Cela s'applique aux espèces (voir État belge, 2012) reprises dans ce rapport, à savoir le cabillaud, la sole, la plie, le merlan, le turbot, la barbrue, la limande, le flet et la sole limande. La roussette n'est pêchée que dans le cadre des captures accidentelles. Le CIEM (Conseil international pour l'exploration de la mer) rédige un avis, mais le stock de la petite roussette dans la mer du Nord n'est pas soumis à un TAC. Pour les raies, le CIEM émet un avis par stock mais il n'y a pas de TAC par stock mais bien un TAC pour l'ensemble des raies. Les avis émis par le CIEM concernant le stock d'une espèce de raie en particulier le sont sur la base des données de débarquement. Pour une pêche durable et des données de débarquement correctes des requins et des raies, il est essentiel que ces espèces soient identifiées et enregistrées sous leur nom exact, aussi bien à bord qu'aux criées et dans l'ensemble du reste de la filière du poisson. Du fait que certaines de ces espèces se ressemblent fort, elles sont souvent confondues et les erreurs d'identification sont fréquentes. Cette situation entraîne le risque que des espèces vulnérables comme la raie mûlée (*Raja microocellata*) soient mal enregistrées et que de ce fait, il n'y ait un risque réel que cette espèce ne soit pas suffisamment protégée. Ces dernières années, des efforts ont toutefois été faits pour rapporter séparément l'arrivée des différentes espèces de raie à la criée (<http://www.ilvo.vlaanderen.be/language/nl-BE/NL/Diensten-en-producten/Harokit#.Wo3TgajblU>).

Pour la crevette grise (*Crangon crangon*) dans la mer du Nord, on ne dispose ni d'une évaluation des stocks, ni d'un plan de gestion. De ce fait, la crevette grise dans la mer du Nord ne peut pas être évaluée conformément aux directives et aux paramètres d'évaluation édictés. Pour cette raison, cette espèce n'a pas été reprise dans le présent rapport.

Pour pouvoir conclure à un stock biologiquement sain dans le cadre du RMD, la mortalité par pêche F et la biomasse du stock reproducteur (BSR) sont comparées aux valeurs de référence de sécurité pour ces paramètres (= stock de catégorie 1 du CIEM). Sur la base de ce qui précède, le présent rapport contient des données sur les stocks en mer du Nord du cabillaud *Gadus morhua*, de la plie *Pleuronectes platessa*, de la sole *Solea solea* et du merlan *Merlangius merlangus*. Pour les stocks pour lesquels il n'a pas été possible d'évaluer le RMD, une

tendance a été calculée sur la base d'une analyse des données issues des recensements scientifiques ou des données de débarquement. Cette tendance ne peut pas représenter une diminution. Les espèces sélectionnées appartiennent toutes à la catégorie 3, et sont le turbot *Scophthalmus maximus*, la barbue *Scophthalmus rhombus*, la limande *Limanda limanda*, le flet *Platichthys flesus*, la sole limande *Microstomus kitt*, la petite roussette *Scyliorhinus canicula*, la raie bouclée *Raja clavata*, la raie lisse *Raja brachyura* et la raie tachetée *Raja montagui* ainsi que la crevette grise (*Crangon crangon*).

Pour toutes les espèces soumises à évaluation par le CIEM, à savoir la catégorie 1 (sole, plie, cabillaud et merlan) et la catégorie 3 (turbot, barbue, limande, flet et sole limande) le présent rapport a tout simplement repris cette évaluation. Pour les espèces pour lesquelles on dispose de trop peu de données, comme pour les roussettes et les raies, à l'avenir, l'objectif est de reprendre aussi dans l'évaluation les données du volet belge du Beam Trawl Survey / BTS.

### 2.2.2. Contexte

Dans le contexte de cet objectif environnemental, la notion d'espèces de poissons et crustacés exploités à des fins commerciales comprend uniquement les stocks pour lesquels les données ont été collectées en exécution du Règlement relatif à la collecte des données (CE) n° 199/2008 (DCF - Data Collection Framework), à l'intérieur du champ d'application géographique de la Directive 2008/56/CE. Via le Programma national belge, la Belgique y contribue aussi. Pour certaines espèces de poissons pêchées, et pour toutes les espèces de crustacés et de coquillages soit 1) il n'y a pas d'évaluation des stocks concernés, soit 2) il n'y a pas d'obligation européenne imposée à la Belgique de collecter des données. Dans le cadre de cet objectif environnemental, ces espèces ne peuvent donc de toute façon pas être prises en compte étant donné qu'elles ne sont pas pertinentes pour évaluer l'état des stocks de poissons exclusivement dans les eaux belges.

L'état des stocks de poissons est en outre déterminé, de préférence au niveau du stock. Dans ce cadre, les stocks sont supposés représenter des populations reproductives distinctes et, par essence, la combinaison d'une espèce et d'une région (ou une combinaison de régions). Les zones géographiques dans lesquelles les stocks sont présents sont, en tout cas, plus grandes que le PBMN et le rapport ne doit donc pas se rapporter, de préférence, à ces stocks au niveau des eaux nationales. Les données collectées sont donc envoyées par tous les pays affiliés au CIEM, où toutes les données sont rassemblées par stock. La méthodologie utilisée et les analyses et évaluations à proprement parler sont déterminées par stock au sein de groupes de travail CIEM géographiques et fonctionnels (p. ex. espèces démersales, pélagiques) (CIEM, 2017).

La liste des espèces qui entrent en ligne de compte pour ce rapport (Tableau 2.2) satisfait les 3 conditions suivantes :

- espèces présentes dans la PBMN.
- espèces qui doivent être échantillonnées en Belgique au niveau des paramètres biologiques conformément à l'exécution nationale de la DCF (<https://datacollection.jrc.ec.europa.eu/wps>). Il s'agit automatiquement des espèces sur lesquelles la pêche belge a un impact.
- espèces pour lesquelles il existe une évaluation CIEM au sein d'une zone géographique dont fait partie la PBMN et pour lesquelles des limitations de capture ont été définies dans le cadre de la PCP.

Tableau 2.2. Stocks sélectionnés.

Stock	Zone	Catégorie CIEM
Sole 4	Mer du Nord	1
Plie 4	Mer du Nord	1
Cabillaud 4, 7d	Mer du Nord et Manche orientale	1
Merlan 4, 7d	Mer du Nord et Manche orientale	1
Limande 4, 3a	Mer du Nord, Skagerrak et Kattegat	3
Flet 4, 3a	Mer du Nord, Skagerrak, Kattegat	3
Turbot 4	Mer du Nord	3
Barbue 4, 3a, 7d-e	Mer du Nord, Skagerrak, Kattegat et Manche	3
Sole limande 4, 3a, 7d	Mer du Nord, Skagerrak, Kattegat et Manche orientale	3

Selon le type et la quantité des données disponibles pour un stock donné, et la catégorie d'évaluation du stock qui peut être effectuée avec ces données, un ou plusieurs des trois critères ci-dessous (& indicateurs y afférents) peuvent être utilisés, et plus précisément :

- Niveau de la charge due à l'activité de la pêche : mortalité par pêche (F) ou l'étude de tendance de la CPUE en tant qu'indicateur pour les stocks pour lesquels F n'est pas connu
- Capacité de reproduction du stock : biomasse du stock reproducteur (BSR)
- Structure de la population au niveau de l'âge : % d'adultes et d'exemplaires actifs en termes de reproduction, et % de jeunes qui détermine le potentiel d'avenir de la population.

### 2.2.3. Méthodologie

De nombreuses données biologiques sur les stocks ont été rassemblées dans les régions CIEM dans le cadre du Règlement CE 199/2008 relatif à la Collecte des données. La Belgique est active, dans ce cadre, dans les régions dans lesquelles le secteur belge de la pêche est actif : la mer du Nord et le Skagerrak (Greater North Sea), les eaux occidentales septentrionales (mers Celtiques), le golfe de Gascogne (Bay of Biscay and the Iberian Coast). Les données rassemblées pour la plie, la sole, le cabillaud, le turbot et la barbue sont les nombres, la taille, le poids, l'âge et le sexe. Pour les espèces comme la limande, la sole limande et le flet, seuls les nombres et les tailles ont été déterminés.

Selon la quantité des données disponibles pour les différents stocks, différents types d'évaluations des stocks ont été effectués. Le CIEM distingue 6 catégories (voir CIEM, 2017).

Pour les espèces pour lesquelles on dispose de nombreuses données (stocks de catégorie 1 et Tableau 2.2) l'état d'un stock est évalué sur la base des trois paramètres suivants :

- Recrutement (R)= nombre de jeunes poissons (âge inférieur à l'âge de reproduction). Une valeur R élevée représente un apport plus important de poissons dans la population, un plus grand potentiel de restauration en cas de surpêche et de plus grandes chances d'avenir pour la pêche.
- Biomasse du stock reproducteur (BSR): biomasse des poissons à maturité sexuelle et étalon de

mesure du potentiel de reproduction. Plus la biomasse féconde est importante, plus on a de chances d'avoir une valeur R élevée.

- Mortalité par pêche ou mortalité (F): reflète l'importance de la mortalité due à la pêche. Elle fait partie de la mortalité totale avec la mortalité due à une cause naturelle. La pression de la pêche ne peut pas être trop élevée et nous visons donc de faibles valeurs F.

Les stocks de poissons pour lesquels il existe une estimation quantitative du stock avec des données sur l'âge font partie de la catégorie 1 (CIEM, 2012). C'est le cas de la plie, de la sole et du cabillaud dans la mer du Nord. Pour pouvoir évaluer la durabilité de BSR et de F, les valeurs calculées pour les stocks de la catégorie 1 sont comparées aux valeurs de référence (respectivement  $MSY_{B_{trigger}}$  et  $F_{MSY}$ ) définies selon la théorie du Rendement maximal durable (RMD) ou selon d'autres principes fixés dans les plans de gestion (plans de gestion - MP - management plans). Aussi longtemps que F et BSR se situent respectivement au-dessus ou en dessous des valeurs de référence définies pour ces paramètres, le stock halieutique n'est pas géré durablement et le bon état écologique n'est pas atteint.

Les conseils sur les stocks de poissons de catégorie 3 (turbot, barbue, limande, flet et sole limande) suivent une tendance indicative. Dans ces cas, la tendance au niveau de la population est évaluée sur la base des captures réalisées par les recensements scientifiques standardisés, dans le cadre desquelles les quantités capturées par unité d'effort (CPUE) servent d'indicateurs de la mortalité par pêche F. La mesure de la CPUE précisément utilisée peut différer d'un stock à l'autre (voir avis du CIEM). La tendance est déterminée par la CPUE moyenne sur les deux dernières années en comparaison avec la valeur moyenne sur les trois années précédentes (l'utilisation des moyennes permet de corriger les facteurs de coïncidence – principalement la variation des conditions météorologiques – qui peuvent influencer l'exécution des recensements scientifiques au niveau des nombres des captures).

#### 2.2.4. Zone géographique

Les données rassemblées sont regroupées conformément aux différentes régions CIEM (voir Figure 2.1).

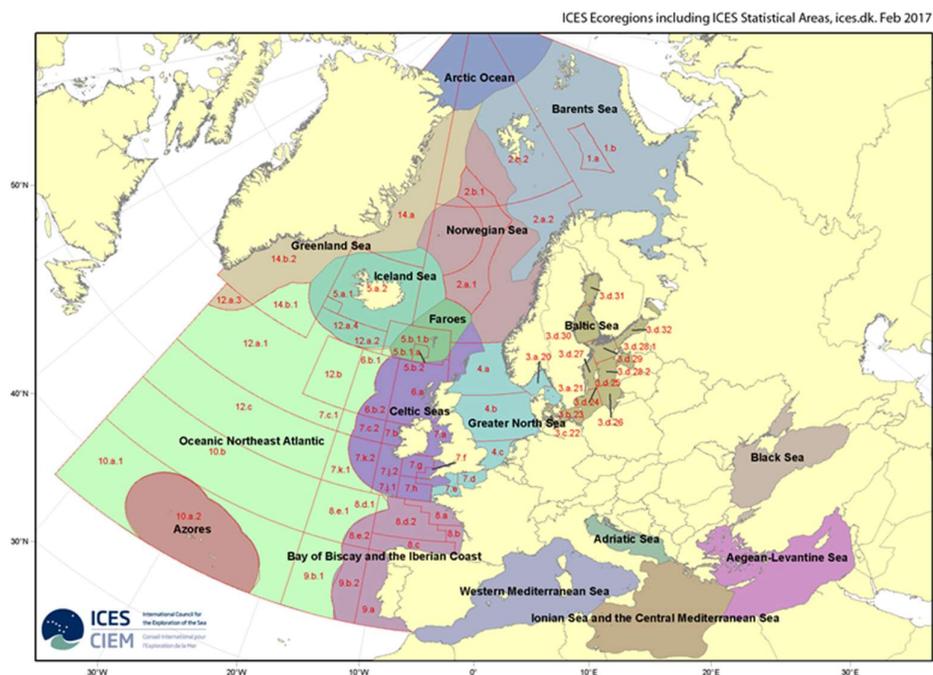
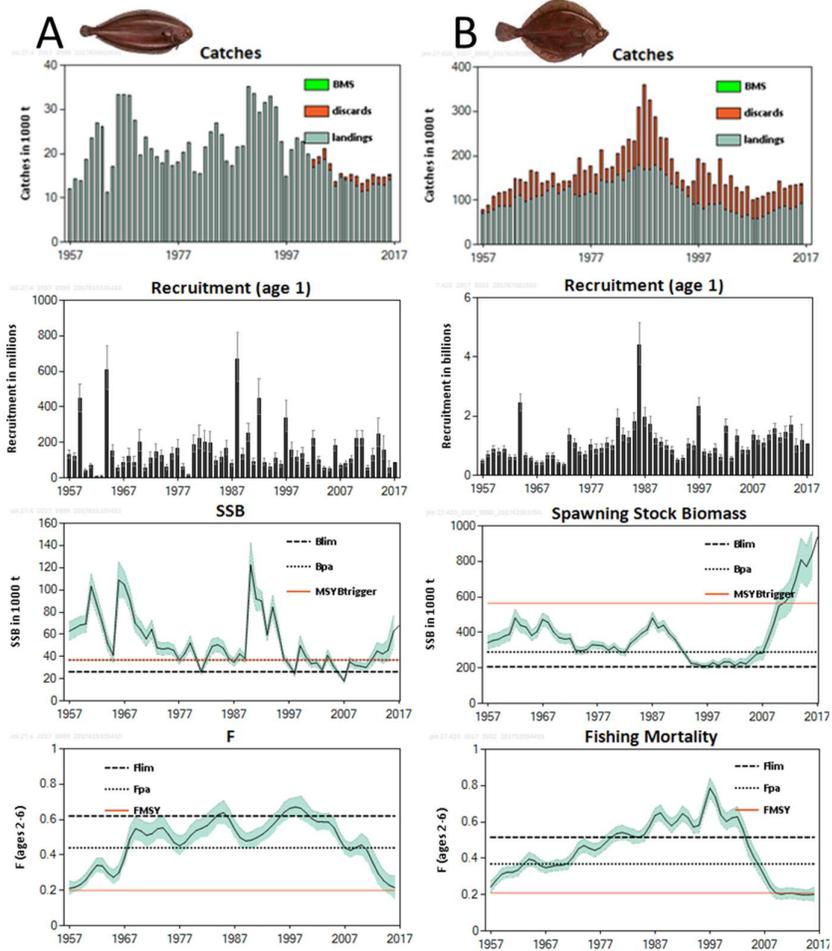


Figure 2.1. Différentes régions définies par le CIEM utilisées dans la dénomination des stocks de poissons et qui peuvent être composées géographiquement de différentes régions (CIEM, 2017).

### 2.2.5. Résultats et tendances

La Figure 2.2 résume les tendances par région pour les stocks de poissons de la catégorie 1 repris dans cet indicateur, à savoir la plie, la sole, le cabillaud et le merlan. Il convient de noter que les stocks de la sole et de la plie sont des stocks de poissons exclusivement de la mer du Nord tandis que les stocks de cabillaud et de merlan s'étendent plus loin dans la Manche orientale. Pour la plie et le cabillaud, le Skagerrak (ICES Subdivision 20) est aussi compris dans la zone utilisée pour ce stock. Les Figure 2.3 et Figure 2.4 illustrent les tendances des stocks de catégorie 3 reprise dans cet indicateur (turbot, barbue, limande et flet).



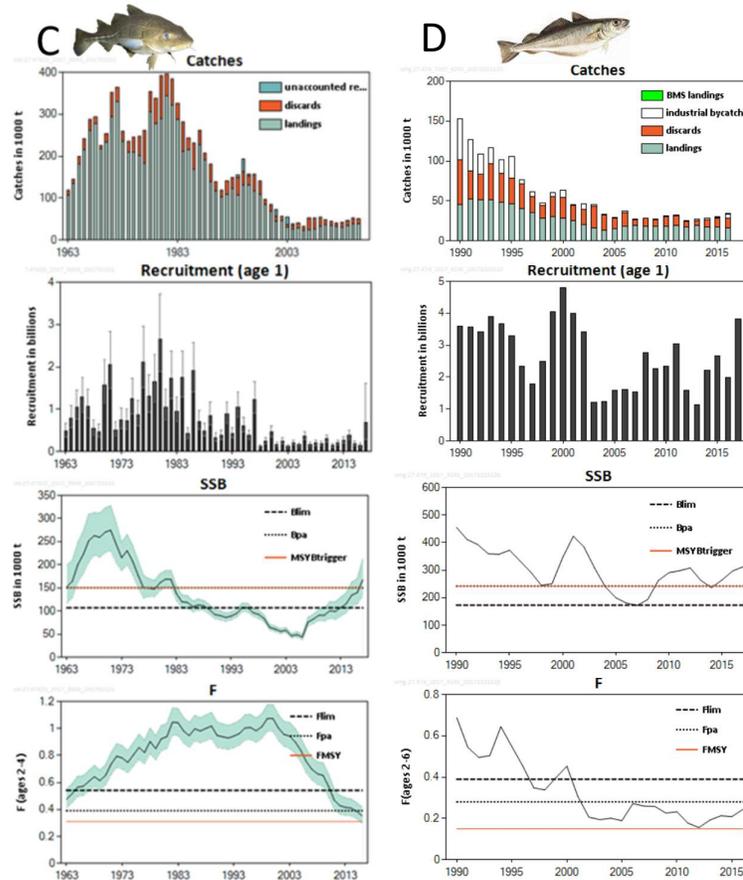


Figure 2.2. Tendances au niveau des captures, du recrutement, de la biomasse féconde et de la mortalité par pêche des stocks de la sole dans la mer du Nord (zone CIEM 4) (A), de la plie (zones CIEM 3a et 4) (B), du cabillaud (zones CIEM 3a, 4 et 7d) (C) et du merlan (zones CIEM 4 et 7d) (D) dans la mer du Nord. Source : CIEM (2017).

Pour les différents paramètres, les tendances sont les suivantes :

- **R (recrutement)**: pour la sole, en dessous de la moyenne; pour la plie, au niveau de la moyenne; pour le cabillaud, en dessous de la moyenne mais pour 2017 des signes indiquent une augmentation de R.
- **BSR (biomasse du stock reproducteur)**: tendance à la hausse partout et la sole et la plie sont loin au-dessus du  $MSY_{Btrigger}$  et en 2017 le cabillaud était juste au-dessus du  $MSY_{Btrigger}$
- **F (mortalité par pêche)**: tendance à la baisse partout : la sole et le cabillaud se situent juste au-dessus de  $F_{MSY}$  et la plie à  $F_{MSY}$
- Sur la base de ces paramètres nous pouvons déduire que cet état des stocks de poissons permet de conclure à un score positif pour cet indicateur.

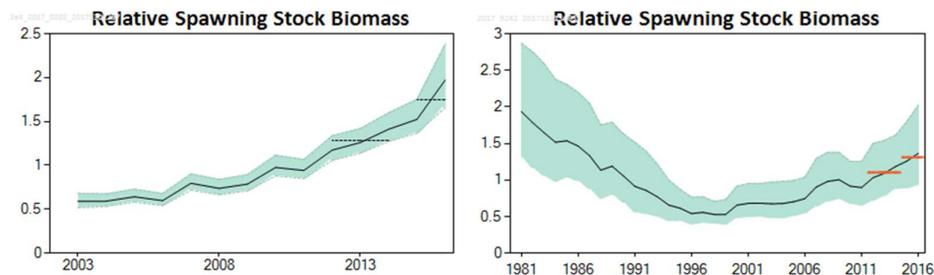


Figure 2.3. Tendances au niveau de la biomasse féconde relative pour les stocks de la mer du Nord de la limande (zones CIEM 3a et 4) (à gauche) et du turbot (zone CIEM 4) (B). Source : CIEM (2017).

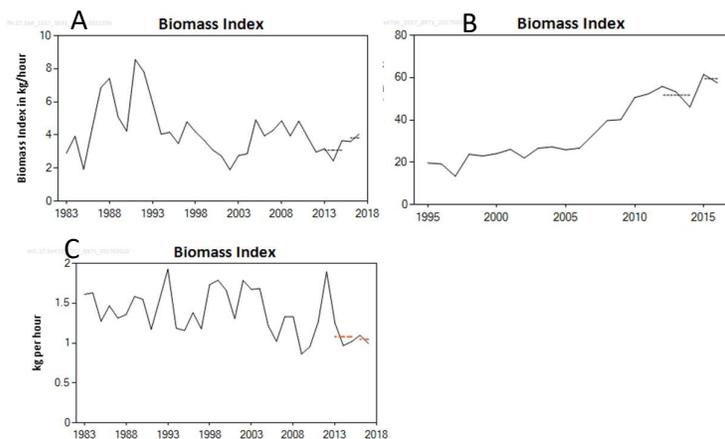


Figure 2.4. Tendances au niveau des captures (par unité d'effort de pêche, CPUE) pour les stocks de la mer du Nord du flet en kg/heure (zones CIEM 3a et 4) (A), de la barbu en kg/jour (zones CIEM 3a, 4 et 7d-e) (B) et de la sole limande en kg/heure (zones CIEM 3a, 4 et 7d) (C). Source : CIEM (2017).

Le niveau durable des stocks de poissons est repris dans la partie verte de la Figure 2.5. Quand le stock halieutique se situe dans la zone orange, cela signifie que seulement 1 des 2 paramètres (biomasse du stock reproducteur ou mortalité par pêche) satisfait au critère de durabilité. Dans la zone rouge, ni la biomasse du stock reproducteur, ni la mortalité par pêche ne se situent au niveau de la durabilité.



Figure 2.5. Position des stocks de poissons dans un modèle de durabilité : biomasse du stock reproducteur (BSR) et mortalité par pêche par rapport aux points de référence des limites et de la durabilité ; Dans cette figure, les stocks de la catégorie 1 qui font partie de la mer du Nord (zone CIEM 4) sont pris en compte.

## 2.2.6. Conclusions

Dans la mer du Nord, la plie affiche de très bons résultats et la sole obtient de bons résultats. Dans cette zone (y compris la Manche orientale), depuis 2016, le cabillaud, qui a historiquement souffert de surpêche, montre une lente restauration et se situe aujourd'hui au-dessus de ses valeurs de référence. Ces quatre stocks de poissons : la sole, le cabillaud, la plie et le merlan montrent tous une tendance à la hausse de leur biomasse du stock reproducteur avec, pour la plie et la sole, une valeur largement au-dessus du niveau de durabilité ; Après avoir atteint son point historiquement le plus bas en 2006, la biomasse du stock reproducteur du cabillaud se situe, pour la première fois à nouveau, en 2016, au-dessus de son niveau durable. Au niveau de la mortalité par pêche on note aussi une tendance similaire pour la sole, la plie et le cabillaud dans la mer du Nord, à savoir, une valeur qui se situe environ au niveau durable. Pour le merlan, par contre, la mortalité par pêche se situe largement au-dessus du niveau durable. La croissance de la population de la sole varie légèrement tandis que celle de la plie reste stable. Bien que la croissance de la population de cabillaud soit positive, elle reste à un niveau très bas et la prudence reste donc de mise. Il en va de même pour le merlan en raison de son taux élevé de mortalité par pêche.

Sur la base des tendances observées au niveau des recensements, pour les autres stocks de la mer du Nord discutés dans cette évaluation, on peut dire que la limande, le turbot, la barbue et le flet ont progressé ces dernières années et que la sole limande a reculé par rapport aux dernières années. Sur la base des données des recensements (voir D1C2) une tendance positive a été observée au niveau de la raie bouclée. En ce qui concerne la petite roussette, la raie lisse, la raie tachetée et la crevette, on ne peut pas encore se prononcer pour l'instant.

## 2.2.7. Aspects qualitatifs

La collecte des données et les analyses de ces espèces ont été effectuées en conformité parfaite avec les directives du CIEM.

### 2.2.8. Données et analyse

Les données et les analyses sont disponibles auprès du CIEM (<http://standardgraphs.ices.dk> ) et pour la PBMN auprès de l'Institut voor Landbouw en Visserijonderzoek, ILVO ([www.smartfisheries.be](http://www.smartfisheries.be)).

### 2.2.9. Références

- Belgische Staat, 2012. 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, België, 34 pp.
- ICES, 2017. ICES Stock Assessment Database. Copenhagen, Denmark. ICES. [2017]. <http://standardgraphs.ices.dk>
- ICES. 2012. ICES Implementation of Advice for Data-limited Stocks in 2012 in its 2012 Advice. ICES CM 2012/ACOM 68. 42 pp.
- ICES. 2017a. Report of the Working Group on the Assessment of Demersal Stocks in the North Sea and Skagerrak (WGNSSK), 26 April–5 May 2017, ICES Headquarters, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2017/ACOM:21. In preparation.
- ICES. 2017b. Report of the Benchmark Workshop on North Sea Stocks (WKNSEA), 6–10 February 2017, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2017/ACOM:34. 673 pp.
- ICES. 2017c. Report of the Working Group on Mixed-Fisheries Advice (WGMIXFISH-ADVICE) ), 22–26 May 2017, ICES Headquarters, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2017/ACOM:18. In preparation.
- OSPAR 2017, <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017>
- STECF. 2016. Reports of the Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries (STECF) – 51st Plenary Meeting Report (PLEN-16-01). 2016. Publications Office of the European Union, Luxembourg, EUR 27758 EN, JRC 101442. 95 pp.

## 2.3. Eutrophisation (D5)

Xavier Desmit, Dimitry Van der Zande, Wendy Bonne, Karien De Cauwer et Geneviève Lacroix

Les indicateurs pertinents de l'eutrophisation montrent qu'environ 30% de la zone marine Belge n'est pas en bon état. Les eaux côtières belges (1<sup>er</sup> mille nautique) ne sont pas en bon état environnemental, les eaux territoriales belges (12 milles nautiques) sont en transition vers le bon état environnemental (qui sera vraisemblablement atteint en 2020), et les eaux du large sont en bon état environnemental (au-delà des 12 milles nautiques).

### 2.3.1. Introduction

Le bon état écologique est atteint quand l'eutrophisation d'origine humaine, en particulier pour ce qui est de ses effets néfastes, tels que l'appauvrissement de la biodiversité, la dégradation des écosystèmes, la prolifération d'algues toxiques et la désoxygénation des eaux de fond, est réduite au minimum.

La concentration en chlorophylle *a* (Chl) est un indicateur de la biomasse du phytoplancton responsable de la photosynthèse en milieu marin. Le maximum annuel en Chl est statistiquement bien décrit par le percentile 90 de Chl (Chl P90) sur la période de croissance (mar-oct). Ce maximum de Chl est observé chaque année en avril-mai et correspond principalement à l'efflorescence et à l'accumulation des colonies de *Phaeocystis globosa*. Chl P90 est également bien corrélé aux concentrations hivernales en nutriments qui en sont la cause (Desmit et al., 2015a).

Par conséquent, le Chl P90 et les concentrations hivernales en nutriments (azote N et phosphore P) constituent les indicateurs pertinents de l'eutrophisation pour la détermination du bon état environnemental en zone belge. L'abondance de *P. globosa* est considérée comme un indicateur redondant tant que l'indicateur Chl P90 reste au-dessus de sa valeur seuil. Le bon état pour l'eutrophisation sera réalisé si:

- le percentile 90 de la concentration en chlorophylle *a* (calculé de mars à octobre et sur 6 ans) est inférieur à 15 µg/l.
- la concentration hivernale en azote inorganique dissous (DIN) est inférieure à 22.5 µmol/l. La valeur seuil a été adaptée par rapport aux rapports précédents et est en meilleure cohérence avec la valeur seuil de Chl P90 (cf. annexe D5). L'ancienne valeur seuil était de 15 µmol/l.
- la concentration hivernale en phosphore inorganique dissous (DIP) est inférieure à 0.8 µmol/l.

Pour des raisons essentiellement physiques, les indicateurs liés à l'oxygène dissous, à la transparence de l'eau ou aux macroorganismes photosynthétiques ne sont pas pertinents pour établir un diagnostic sur l'eutrophisation dans les eaux belges (voir définition du bon état écologique & définition d'objectifs environnementaux pour les eaux marines belges).

### 2.3.2. Contexte

Les activités humaines dans les bassins versants des rivières (agriculture, urbanisation, industries) et aussi la déposition atmosphérique d'azote (Dulière et al., 2017) sont à l'origine d'un export considérable de nutriments (azote N et phosphore P) depuis la terre vers les zones côtières. L'apport en nutriments par les rivières induit dans les eaux marines belges un excès substantiel en N et en P par rapport à la silice dissoute. Ces apports sont la cause de l'eutrophisation dans les eaux belges puisqu'ils stimulent la production excessive du phytoplancton. En particulier, l'excès de N par rapport à la silice favorise la formation des colonies de *Phaeocystis globosa* (Prymnesiophyceae) après la fin de l'efflorescence des premières diatomées de printemps (Lancelot et al., 1987 ; Rousseau et al., 2013). Dans l'état actuel des connaissances, les effets indésirables résultant de l'eutrophisation dans les eaux marines belges sont liés à la prolifération de *P.globosa* dont l'abondance printanière a été multipliée par cinq depuis les années 1970-1980 (Jickells 1998). En cas d'eutrophisation, les colonies de *P.globosa* peuvent atteindre des tailles importantes et, en toute hypothèse, elles peuvent devenir non comestibles pour le zooplancton copépode (Rousseau et al., 2000). Cet aspect couplé à la faible qualité nutritionnelle de *P.globosa* inhibe vraisemblablement la production d'œufs du zooplancton copépode à la fin du printemps (Daro et al., 2006). En l'absence de la pression des copépodes, la matière organique accumulée dans les colonies de *P.globosa* stimule le réseau microbien plutôt que les niveaux supérieurs du réseau trophique, ce qui diminue l'efficacité trophique du système (Lancelot et al., 2009).



Figure 2.6. Mucus de *Phaeocystis globosa*.  
Source: C. Lancelot.



Figure 2.7. L'agriculture conventionnelle est un facteur important de l'eutrophisation en mer.

### 2.3.3. Zone géographique

La Baie sud de la mer du Nord est soumise aux apports en nutriments (N et P) provenant des rivières Seine, Somme, Tamise, Escaut, Rhin et Meuse et de l'Atlantique. Ces nutriments s'accumulent en mer sous forme minérale et organique, et leur transport résiduel s'effectue depuis le sud-ouest vers le nord-est (Ruddick and Lacroix, 2006). En zone belge, les eaux océaniques pénétrant par la Manche se mélangent avec les eaux douces des rivières sous l'effet des marées. Selon les années, l'importance relative des eaux douces et salées en zone côtière varie avec les conditions hydrologiques et météorologiques (Lacroix et al., 2004). Les schémas venteux

participent au transport des masses d'eau et mènent à des distributions variables de nutriments qui influencent la production du phytoplancton et la distribution spatiale de la Chl (Desmit et al., 2015a et cf. annexe D5). De manière générale, les eaux belges se distinguent par un gradient persistant des nutriments et de la Chl, avec de hautes valeurs près de la côte qui diminuent en direction du large (Rousseau et al., 2006). La présente évaluation concerne, d'une part, l'ensemble de la PBMN et, d'autre part, une subdivision plus fine (Figure 1.2):

- la zone côtière (premier mille nautique, identique à la zone côtière sensu DCE)
- la zone territoriale (12 premiers milles nautiques à l'exception de la zone côtière)
- la zone du large (le reste de la PBMN).

#### 2.3.4. Méthodologie

La mesure des concentrations hivernales (janvier-février) des nutriments (N et P) est assurée par le Programme National de Monitoring en dix sites d'échantillonnage (cf. annexe D5) représentatifs des masses d'eau environnantes. En utilisant toutes les mesures 2011-2016, la relation avec la salinité a été calculée et la valeur correspondant à une salinité de 33.5 est dérivée pour chaque année. La superficie de la zone dans laquelle les concentrations en nutriment dépassent les seuils respectifs a été calculée sur base de la relation avec la salinité hivernale et une climatologie de la distribution spatiale de la salinité (cf. annexe D5). Les cartes qui en résultent donnent une bonne image synoptique des concentrations en nutriment en zone belge. Par ailleurs, pour tenir compte du gradient côte-large et illustrer les tendances temporelles en détail, les concentrations ont été évaluées dans trois zones différentes de la PBMN: zone côtière, zone territoriale et zone du large. Les tendances longues de l'évolution des concentrations en nutriment dans les trois zones ont été évaluées statistiquement (cf. annexe D5).

La concentration en chlorophylle *a* est estimée à partir d'images satellitaires (ENVISAT-MERIS) validée basée sur des données in-situ. Cela permet d'établir un diagnostic concernant la chlorophylle *a* basée sur des données avec une haute résolution temporelle et spatiale. La méthodologie ainsi que la validation sont décrites en annexe. Grâce au programme COPERNICUS ([www.copernicus.eu](http://www.copernicus.eu)), la coopération entre la Commission européenne (CE) et l'Agence spatiale européenne (ESA) garantit des données satellitaires sur la couleur de l'océan jusqu'en 2036. RBINS/OD Nature souhaite intégrer les données de Sentinel-3 dans le programme de surveillance pour les périodes d'évaluation suivantes.

Pour cet exercice, la méthode d'intégration des indicateurs vers le critère correspondant et des différents critères vers le diagnostic final est celle de la DCE pour les eaux côtières, *One Out All Out* (OOAO), et d'OSPAR au-delà (OSPAR 2013). Par ailleurs, de nouvelles méthodologies d'évaluation sont en développement qui prennent plus précisément en compte la dimension spatiale. Il est proposé, par exemple, d'utiliser une isoligne prédéfinie pour le Chl P90 à une valeur de 15 µg/l correspondant au bon état environnemental. L'isoligne détermine la limite entre la partie en bon état et celle qui ne l'est pas et le déplacement de l'isoligne au cours du temps indique les progrès accomplis. Cette approche s'agence bien avec l'utilisation accrue des images satellitaires et des modèles dans le futur.

### 2.3.5. Résultats et tendance

#### Nutriments

La concentration hivernale en azote inorganique dissous (DIN) et phosphore inorganique dissous (DIP), moyennée sur la période 2011-2016 et normalisée à la salinité 33,5, est respectivement de 30,2  $\mu\text{mol/l}$  et 0,84  $\mu\text{mol/l}$  (Figure 2.8).

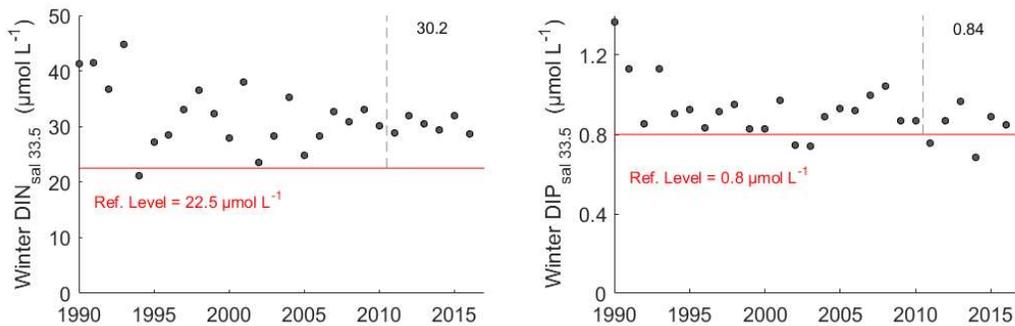


Figure 2.8. Evolution de la concentration en DIN et DIP normalisée à la salinité 33.5. Ligne rouge: valeur seuil. La moyenne multiannuelle des concentrations hivernales en nutriment sur la période 2011-2016 est indiquée en haut à droite. La ligne grise verticale indique le début de la période de référence pour ce cycle d'évaluation.

Dans la zone côtière, les deux nutriments indiquent chacun une valeur moyenne sur la période 2011-2016 qui est supérieure aux valeurs seuils respectives du bon état (cf. Figure 2.9). La tendance à long terme indique une très lente amélioration pour les deux nutriments. Dans la zone territoriale, la moyenne de la concentration hivernale en azote reste au-dessus de la valeur seuil mais la tendance est à l'amélioration, à telle enseigne que le bon état pourrait être atteint en 2020. En ce qui concerne la concentration hivernale en phosphore dans la zone territoriale, elle est passée sous la valeur seuil au cours de la période de référence. Par conséquent, le bon état est atteint pour l'indicateur phosphore et sa tendance est encore à l'amélioration. Dans la zone du large, les indicateurs azote et phosphore indiquent le bon état et la tendance à long terme est stable.

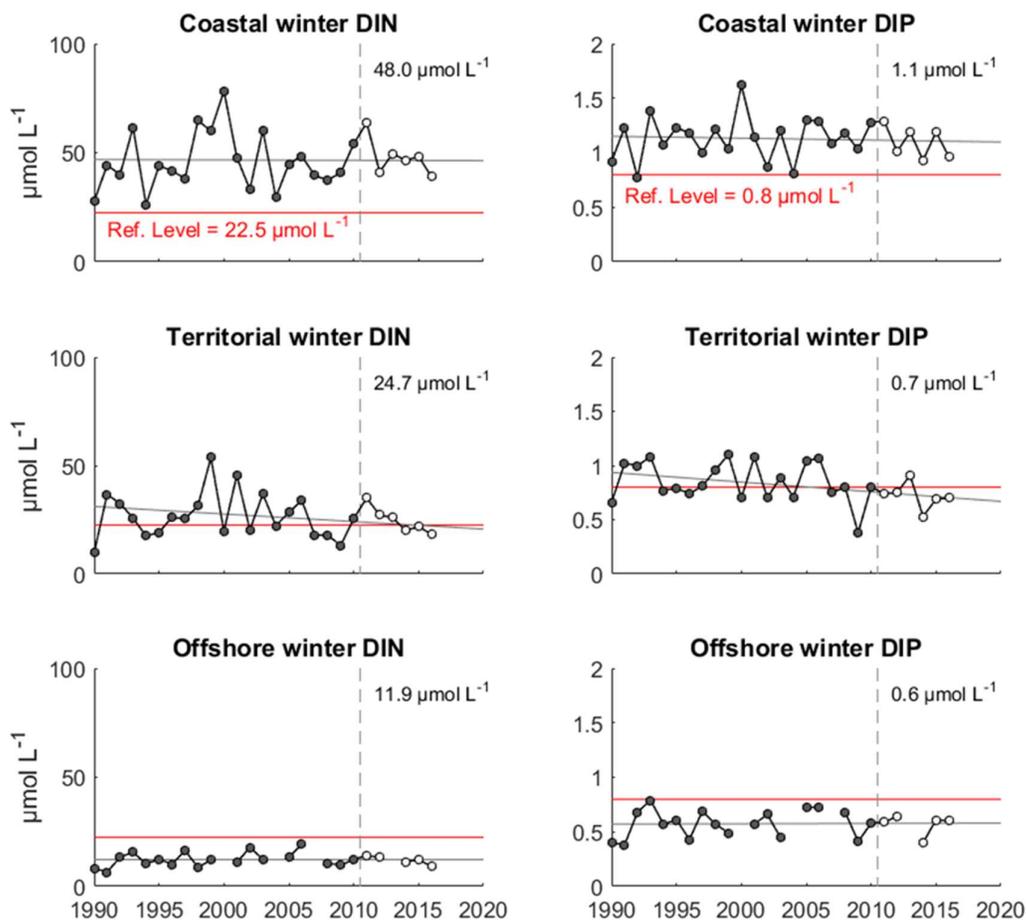


Figure 2.9. Longues séries temporelles des concentrations hivernales en DIN (gauche) et DIP (droite) dans les trois zones du PBMN. Les lignes rouges indiquent les valeurs seuils pour le bon état et les lignes grises indiquent les tendances. La moyenne multiannuelle des concentrations hivernales en nutriment sur la période 2011-2016 est indiquée en haut à droite. La ligne grise verticale indique le début de la période de référence pour ce cycle d'évaluation.

La superficie de la PBMN qui n'a pas encore atteint le bon état environnemental au cours de la période de référence a été calculée: 48% des eaux belges n'ont pas atteint le bon état selon l'indicateur azote et 31% des eaux belges n'ont pas encore atteint le bon état selon l'indicateur phosphore. Il s'agit des eaux côtières et d'une partie des eaux territoriales, c'est-à-dire la partie des eaux belges la plus exposée aux apports des rivières (cf. Figure 2.10).



Figure 2.10. Gauche: DIN hivernal ( $\mu\text{mol/l}$ ). Droite: DIP hivernal ( $\mu\text{mol/l}$ ). Les isolignes indiquent les concentrations en nutriment et les isolignes rouges correspondent aux concentrations particulières indiquant le bon état (valeur-seuil). Avec la réduction des exports des nutriments vers la mer dans le futur, on s'attend à voir la ligne rouge se rapprocher de la côte (cf. annexe D5).

### Chlorophylle a

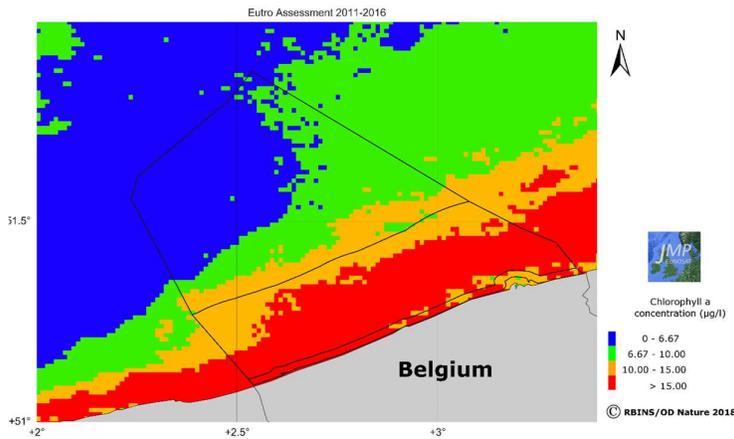


Figure 2.11. Classification du Chl P90 satellitaire (2011-2016) dans la PBMN. La zone rouge indique un Chl P90 > 15  $\mu\text{g/l}$ .

La Figure 2.11 montre le Chl P90 produit à partir d'images satellitaires et organisé par classes de concentrations dans les eaux belges pour la période 2011-2016. La fraction de la zone belge qui affiche des Chl P90 supérieurs à 15  $\mu\text{g/l}$  est indiquée en rouge et recouvre 29% de la surface de la PBMN. Cette surface est située en eaux territoriales le long de la côte. Le Chl P90 moyen pour l'ensemble de la PBMN est de 11,8  $\mu\text{g/l}$ ; 19,3  $\mu\text{g/l}$  pour les eaux côtières, 17,6  $\mu\text{g/l}$  pour la zone de 1 à 12 milles nautiques et 7,6  $\mu\text{g/l}$  au large.

large.

Dans le projet européen JMP-EUNOSAT, des produits similaires ont été créés sur la base de données satellitaires disponibles sur 20 ans. Cette série temporelle (voir Figure 2.12) montre une forte augmentation de la superficie ayant un Chl P90 supérieur à 15  $\mu\text{g/l}$  pour le produit de 2002-2007 à 2007-2012, après quoi une diminution progressive peut être observée jusqu'au dernier produit pour la période 2012-2017. L'évolution temporelle du produit Chl P90 est en partie due à des processus naturels. Le chl P90 présente une forte variabilité annuelle et est également influencé par les cycles hydro-climatiques à long terme (voir annexe D5).

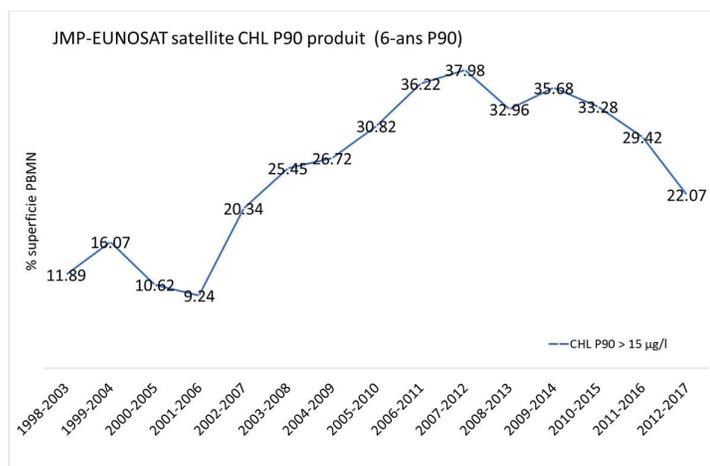


Figure 2.12. Série temporelle de la superficie de la PBMN où la valeur de chl-P90 > 15 µg/l. Les données sont basées sur les données satellitaires disponibles depuis 1998.

### 2.3.6. Conclusions

À partir des données dont nous disposons, nous avons établi que :

- En zone côtière, les trois indicateurs (N et P hivernaux et Chl P90) dépassent leurs valeurs seuils respectives. La tendance est à la diminution très lente et il est invraisemblable que la zone côtière atteigne le bon état en 2020.
- En zone territoriale, deux des trois indicateurs sont au-dessus de leurs valeurs seuils respectives. La tendance est à la diminution et il est vraisemblable que la zone territoriale puisse atteindre le bon état en 2020.
- En zone du large, les trois indicateurs sont sous leurs valeurs seuils respectives. La tendance est stable et il est très vraisemblable que la zone du large demeure en bon état en 2020.
- Environ 30% de la superficie de la PBMN n'atteint pas le bon état environnemental. Ce constat est basé sur l'indicateur de chlorophylle *a* (voir la procédure OSPAR). En ce qui concerne l'azote et le phosphore, 48% et 31% de la superficie, respectivement, dépassent la norme.

Il est important de mettre en évidence que l'absence de bon état diagnostiquée dans certaines parties des eaux belges n'implique pas nécessairement les dégradations classiques liées à l'eutrophisation, telles que les phénomènes d'hypoxie ou la prolifération de macroalgues opportunistes. Néanmoins il est très vraisemblable que l'eutrophisation entraîne des perturbations dans le réseau trophique en raison de la croissance excessive de *P. globosa*.

Pour ce qui concerne l'avenir, une réduction des flux de nutriments (N et P) depuis les bassins versants des rivières vers la zone côtière et la mer impliquera nécessairement une modification des activités humaines. Une étude récente de modélisation (Desmit et al., 2015b; Desmit et al., 2018) à l'échelle de la façade atlantique de l'Europe montre que les directives déjà en place ne suffisent pas à assurer le bon état dans les eaux côtières

européennes. Des progrès significatifs dans la restauration de l'environnement marin ne pourront pas être atteints sans des changements profonds au niveau du système de production agricole et de certains mécanismes économiques, impliquant même des changements culturels tels qu'une consommation de viande réduite de moitié en moyenne à l'échelle de l'Europe de l'ouest. Par ailleurs, de tels changements impliqueront aussi une collaboration internationale et des efforts simultanés des états membres puisqu'il a été montré que les apports en nutriments par les rivières et l'atmosphère peuvent avoir un impact loin en mer, bien au-delà de la limite des eaux nationales (Dulière et al., 2017; Ménesguen et al., 2018).

### 2.3.7. Aspects qualité

Les données in-situ des concentrations hivernales en nutriments (N et P) sont adéquates pour l'établissement d'un diagnostic concernant l'eutrophisation.

Les données in-situ en chlorophylle *a* ne sont pas adéquates pour le moment car elles sont trop peu nombreuses chaque année pour capturer la dynamique saisonnière de la chlorophylle *a*. Le programme de mesure a été adapté pour atteindre un échantillonnage mensuel et une analyse par la méthode HPLC.

C. Les données satellitaires de chlorophylle *a* contribuent grandement à établir un diagnostic d'eutrophisation dans les eaux belges, notamment grâce à leur couverture spatiale et leur haute fréquence temporelle qui permet de détecter plus précisément le début de l'inflorescence printanière. Dans cette optique, le projet 'JMP EUNOSAT' prépare, en collaboration régionale, l'utilisation d'images satellitaires pour l'évaluation du niveau d'eutrophisation pour la mer du Nord. L'acquisition des données satellitaires par Sentinel-3 est garantie par Copernicus jusqu'en 2036. Les images satellitaires et les mesures de chlorophylle *a* par HPLC sur les échantillons recueillis in situ se complètent mutuellement. Le satellitaire offre une vision spatiale plus exhaustive et permet d'identifier les motifs d'inflorescence à large échelle géographique. En revanche, il n'offre que la vision des processus de surface et les valeurs de chlorophylle *a* sont issues d'algorithmes qui doivent être calibrés. Les mesures de chlorophylle *a* par HPLC pourront offrir, grâce au nouveau programme de monitoring in situ, une meilleure compréhension des processus phytoplanctoniques à fréquence tidale et des processus verticaux entre le fond et la surface.

La mesure de la chlorophylle *a* est un indice de la biomasse du phytoplancton largement utilisé et standardisé. Il pourrait cependant être très utile aussi de mesurer régulièrement la photosynthèse du phytoplancton, par exemple avec des proxies dérivés de la Fast Repetition Rate Fluorimetry (FRRF). Cela pourrait considérablement améliorer notre compréhension du système, notamment sur des processus tels que la pression du zooplancton sur le phytoplancton. Cela pourrait aussi confirmer les algorithmes calculant la production phytoplanctonique à partir des images satellitaires.

L'échantillonnage in-situ est à la base de la connaissance que nous avons du milieu marin. Cependant cet échantillonnage se fait généralement sans prise en compte des phases de la marée. Or les différentes phases de la marée ont vraisemblablement une influence significative sur la mesure en un point fixe, notamment pour les particules en suspension (organiques ou inorganiques). Il est donc recommandé de faire à l'avenir des mesures en continu sur un cycle de marée afin d'évaluer en chaque site d'échantillonnage l'effet tidal sur la mesure.

### 2.3.8. Données

Les données et métadonnées sont disponibles au BMDC ([www.bmdc.be](http://www.bmdc.be)).

### 2.3.9. Références

- Daro N., Breton E., Antajan E., Gasparini S. and V. Rousseau. 2006. Do *Phaeocystis* colony blooms affect zooplankton in the Belgian coastal zone? In: Current Status of Eutrophication in the Belgian Coastal Zone. V. Rousseau, C. Lancelot and D. Cox (Eds). Presses Universitaires de Bruxelles, Bruxelles, pp. 61-72
- Desmit X., Ruddick K., Lacroix G. 2015a. Salinity predicts the distribution of chlorophyll a spring peak in the southern North Sea continental waters. *Journal of Sea Research* 103:59-74 Doi: 10.1016/j.seares.2015.02.007.
- Desmit X., Lacroix G., Thieu V., Ménesguen A., Dulière V., Campuzano F., Billen G., Neves R., Lancelot C., Gypens N., Dussauze M., Garnier J., Silvestre M., Passy P., Lassaletta L., Guittard G., Théry S., Thouvenin B., Garcia C., Pinto L., Sobrinho J., Mateus M., Ascione Kenov I. (2015b). EMOSEM Final Report - Ecosystem Models as Support to Eutrophication Management In the North Atlantic Ocean. 174pp. Link: [https://odnature.naturalsciences.be/downloads/publications/emosem\\_final\\_report.pdf](https://odnature.naturalsciences.be/downloads/publications/emosem_final_report.pdf)
- Desmit X., Thieu V., Billen G., Campuzano F., Dulière V., Garnier J., Lassaletta L., Ménesguen A., Neves R., Pinto L., Silvestre M., Sobrinho J.L., Lacroix G. (2018, accepted). Reducing marine eutrophication may require a paradigmatic change. *Sci Total Environ*.
- Dulière V., Gypens N., Lancelot C., Luyten P., Lacroix G. Origin of nitrogen in the English Channel and Southern Bight of the North Sea ecosystems. *Hydrobiologia* (2017). <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3419-5>
- Jickells TD. (1998). ) Nutrient Biogeochemistry of the Coastal Zone. *Science* 281:217–21
- Lacroix G., Ruddick K., Ozer J., Lancelot C. (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: 149-163. doi: 10/1016/j.seares.2004.01.003.
- Lancelot C, Billen G, Sournia A, Weisse T, Colijn F, Veldhuis MJW, Davies A, Wassman P (1987) *Phaeocystis* Blooms and Nutrient Enrichment in the Continental Coastal Zones of the North Sea. *Ambio* 16:38–46.
- Lancelot C, Rousseau V, Gypens N (2009) Ecologically based indicators for *Phaeocystis* disturbance in eutrophied Belgian coastal waters (Southern North Sea) based on field observations and ecological modelling. *J Sea Res* 61:44–49.
- Ménesguen A, Desmit X, Dulière V, Lacroix G, Thouvenin B, Thieu V, Dussauze M (2018) How to avoid eutrophication in coastal seas? A new approach to derive river-specific combined nitrate and phosphate maximum concentrations. *Sci Total Environ* 628–629:400–414
- OSPAR (2013). Common Procedure for the Identification of the Eutrophication Status of the OSPAR Maritime Area. OSPAR Commission, 2013-8.
- Rousseau V, Becquevort S, Parent J-Y, Gasparini S, Daro M-H, Tackx M, Lancelot C (2000) Trophic efficiency of the planktonic food web in a coastal ecosystem dominated by *Phaeocystis* colonies. *J Sea Res* 43:357–372.
- Rousseau V, Park Y, Ruddick K, Vyverman W, Parent J-Y, Lancelot C (2006) Phytoplankton blooms in response to nutrient enrichment. In: Rousseau V, Lancelot C, Cox D (eds) Current status of eutrophication in the Belgian coastal zone. Presses Universitaires de Bruxelles, Brussels, p 45–59.
- Rousseau V, Lantoiné F, Rodriguez F, LeGall F, Chrétiennot-Dinet M-J, Lancelot C (2013) Characterization of *Phaeocystis globosa* (Prymnesiophyceae), the blooming species in the Southern North Sea. *J Sea Res*

76:105–113.

Ruddick K., Lacroix G., 2006. Hydrodynamics and meteorology of the Belgian Coastal zone. In Rousseau V., Lancelot C. and Cox D. (eds). *Current status of Eutrophication in the Belgian Coastal Zone*. Presses Universitaires de Bruxelles. Pp.1-15.

## 2.4. Perturbation physique et perte physique du fond marin (D6)

Vera Van Lancker, Lars Kint et Giacomo Montereale Gavazzi

- (1) Les habitats du fond marin sont soumis à la pression omniprésente de la pêche, mais aussi à des pressions liées à l'extraction d'agrégats, au dragage et au déversement des boues de dragage, aux parcs éoliens, aux pipelines et aux câbles. Les éoliennes et les câbles d'énergie ont augmenté de près de 200% depuis 2011. Pour la PBMN, avec une occupation de 100% de la pêche, aucune augmentation supplémentaire significative n'a été observée dans l'étendue spatiale des autres pressions sur la période 2011-2016. Cependant, aucun effet à distance et cumulatif n'est pris en compte ici.
- (2) Aucune mesure de gestion des espaces n'est encore d'application pour diminuer la pression de la pêche. Néanmoins, le Plan d'aménagement des espaces marins a déjà identifié et a délimité quatre zones partielles dans lesquelles des prescriptions particulières, comme interdiction ou limitation de certaines techniques de pêche, sont d'application.
- (3) Des progrès méthodologiques significatifs ont été enregistrés au niveau de la cartographie acoustique des habitats du fond marin (vases, sables et sédiments grossiers). Des changements ont été observés au niveau de la cartographie des sédiments dans l'évaluation initiale, mais ils sont surtout dus à une différence au niveau de l'approche méthodologique. On a besoin d'une approche multicritère pour pouvoir démontrer les changements observés au niveau du fond marin liés aux activités humaines.
- (4) Une méthodologie a été développée pour quantifier l'ensablement des zones de gravier. Des séries chronologiques de mesures acoustiques du fond marin ont surtout montré des variations se situant dans la marge d'erreur. Des classifications plus détaillées du fond marin ont permis de montrer des variations dans le rapport entre le gravier et le sable qui ont pu être liées à des changements au niveau de la sédimentation.

### 2.4.1. Introduction

Le bon état écologique est atteint lorsque l'intégrité des fonds marins garantit que la structure et les fonctions des écosystèmes sont préservées et que les écosystèmes, benthiques en particulier, ne sont pas perturbés. La perturbation physique et la perte du fond marin constituent la première partie de l'évaluation de l'intégrité du fond marin et étayent l'évaluation de l'état des habitats benthiques marins (section 3.5).

La perte physique est définie comme un changement permanent du fond marin pendant deux cycles (12 ans) ou plus (Walmsley et al., 2017). En revanche, la perturbation physique est une modification du fond marin qui peut être restaurée si l'activité responsable de ces pressions physiques cesse d'exister. Cependant, l'indication effective de «perte» ou de «perturbation» par activité est sujette à interprétation et peut différer selon les États membres (voir Kint et al., 2018 pour une discussion).

Pour déterminer l'étendue spatiale des pertes et des perturbations physiques, plusieurs approches sont possibles. À l'échelle de la PBMN, toutes les activités humaines de nature à influencer le fond marin peuvent être cartographiées. Cette cartographie est possible grâce au fait que toutes les activités sont soumises à une

obligation de déclaration et que les bateaux sont équipés de systèmes de surveillance électroniques qui enregistrent à la fois leur position géographique et leur activités. Les pressions effectives sont plus difficiles à déterminer, et pour cette raison, il est nécessaire de procéder à une cartographie plus détaillée du fond marin, combinées à des prélèvements d'échantillons.

Déterminer les effets de la pêche est difficilement réalisable étant donné que cette activité est pratiquée sur l'ensemble de la PBMN. Pour cette raison, il est plus efficace d'imposer des mesures de gestion dans des zones limitées et d'y interdire ou limiter certaines techniques de pêche. La cartographie répétée de certaines zones permet, en outre, de suivre de manière détaillée les changements au niveau de la morphologie du fond marin et de la composition de ses sédiments.

En ce qui concerne l'évaluation des changements physiques de l'environnement du fond marin, les perturbations et les pertes physiques ont été cartographiées à différents niveaux d'échelle :

- (1) Cartographie dans l'espace et dans le temps (2011-2016) de toutes les pressions attribuables aux activités humaines suite à la nouvelle décision de la Commission.
- (2) Cartographie et suivi des mesures de gestion des espaces ayant pour objectif de réduire les pressions liées à la pêche. Objectifs environnementaux :
  - Tendance positive au niveau de la surface du fond marin, exempte en permanence de perturbations dues aux engins de pêche entrant en contact avec le fond dans chacun des types d'habitats benthiques (= indicateur de pression), permettant un développement naturel de la faune et de la flore benthiques et une minimisation du morcellement artificiel des fonds marins (= état désiré).
  - Tendance positive au niveau de la surface du fond marin, perturbée uniquement par des engins de pêche écologiques alternatives, qui poursuit une réduction substantielle de la turbulence du fond dans chacun des types d'habitats benthiques (= indicateur de pression), permettant d'améliorer la qualité des habitats benthiques et de minimiser le morcellement artificiel des fonds marins (= état désiré).
- (3) Cartographie et suivi de la prévalence des habitats benthiques à grande échelle dans la PBMN sur la base de méthodes de mesure acoustique, d'échantillonnages et d'observations. Objectif environnemental :
  - L'étendue spatiale et la répartition des habitats EUNIS de niveau 3 (vases sableuses ou vases, sables vaseux ou sables et sédiments grossiers), de même que celles des lits de gravier, fluctuent – par rapport à l'état de référence décrit dans l'évaluation initiale - dans une marge limitée à l'exactitude des données de distribution actuelles.
- (4) Cartographie des tendances au niveau de l'évolution de la morphologie et du type de substrat présent dans les lits de gravier dans 2 zones de test à l'aide de techniques de mesure acoustique, d'échantillonnages et d'observations. Objectif environnemental :
  - Dans les zones de test à définir dans les lits de gravier, le ratio entre les surfaces en substrats durs (c.-à-d. les surfaces colonisées par une épifaune de substrat dur) et les surfaces de substrats meubles (c.-à-d. les surfaces meubles recouvrant le substrat dur et empêchant le développement de la faune de substrat dur), ne présente pas de tendance négative.

Il n'y a pas de correspondance exacte avec les indicateurs OSPAR sauf pour l'indicateur OSPAR BH4 relatif à la perte d'habitats.

#### 2.4.2. Contexte

La vie marine (par exemple les crustacés, les poissons plats, les vers, les bactéries) est fortement liée à la nature et à la qualité du fond marin. Les sédiments (vases, sables et graviers) fournissent un habitat important ou abritent de nombreuses espèces qui vivent dans le sol. Cet habitat est caractérisé par une dynamique naturelle et subit de plus en plus de pressions humaines.

La cartographie des pertes physiques (par exemple liées à des structures marines fixes) et des perturbations physiques (comme l'érosion, l'ensablement, l'envasement) de l'habitat du fond marin est importante car elle constitue un premier avertissement d'un éventuel déclin de la biodiversité. Le plus souvent, ces pertes et ces perturbations sont liées à une augmentation des activités humaines, tant au niveau spatial que temporel. La majorité des pressions sont locales et gérables grâce à un suivi régulier des changements de l'environnement du fond marin par les instances compétentes. Au niveau des pressions supraterritoriales, comme la pêche, il est toutefois très difficile de suivre les changements. Dans ce cas, il est recommandé de mettre en place des mesures de gestion des espaces qui interdisent ou limitent l'utilisation de certaines techniques de pêche.

Les activités humaines peuvent toutefois aussi avoir des effets en dehors des zones où elles sont pratiquées. Pour cette raison, il est important de suivre et de cartographier avec une grande précision la présence et l'étendue des habitats (Figure 2.13), et plus précisément la composition des sédiments et la morphologie du fond marin. Des mesures acoustiques à haute résolution, combinées à des prélèvements d'échantillons, permettent de cartographier le fond marin dans toutes ses dimensions et d'évaluer l'importance des processus qui sont susceptibles de modifier sa nature. Dans cette optique, les lits de gravier ont été choisis pour procéder à une étude détaillée. Ces lits de gravier constituent des habitats importants, mais ils subissent de plus en plus de pressions. Il y a 150 ans, on pêchait déjà dans les zones de gravier, mais d'autres activités, et notamment l'extraction des sédiments du fond marin, n'ont cessé d'augmenter. Ces différentes activités peuvent modifier la sédimentation et constituent dès lors une source d'information importante dans le cadre de l'élaboration des futures mesures de gestion.

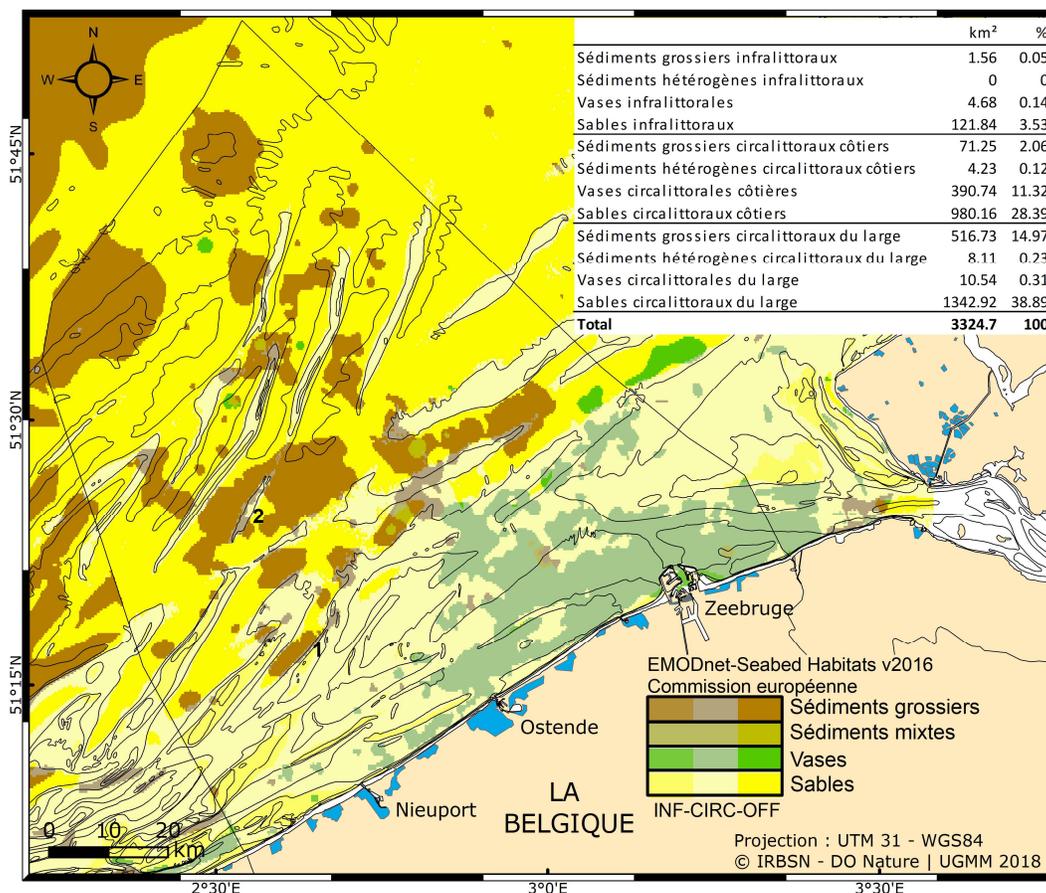


Figure 2.13. Types d'habitats à grande échelle dont la prévalence et la distribution sont suivies dans le temps. Voir le tableau 2.11 pour la définition du infralittoral, circalittoral côtier, circalittoral du large.

### 2.4.3. Zone géographique

Les pertes et les perturbations physiques ont été cartographiées à l'échelle de la PBMN. Les changements dans la répartition spatiale des types de sédiments à grande échelle ont été suivis le long de transects et dans des zones partielles. La cartographie des tendances de l'évolution des substrats durs versus meubles a été effectuée dans deux zones de gravier dans les Bancs Flamands et la Zone de la directive Habitat: (1) Bancs Flamands: chenal entre les bancs de sable Kwintebank et Buitenratel; (2) Hinder Banken: côté ouest du banc de sable Oosthinder. Pour un aperçu, voir Figure 2.14.

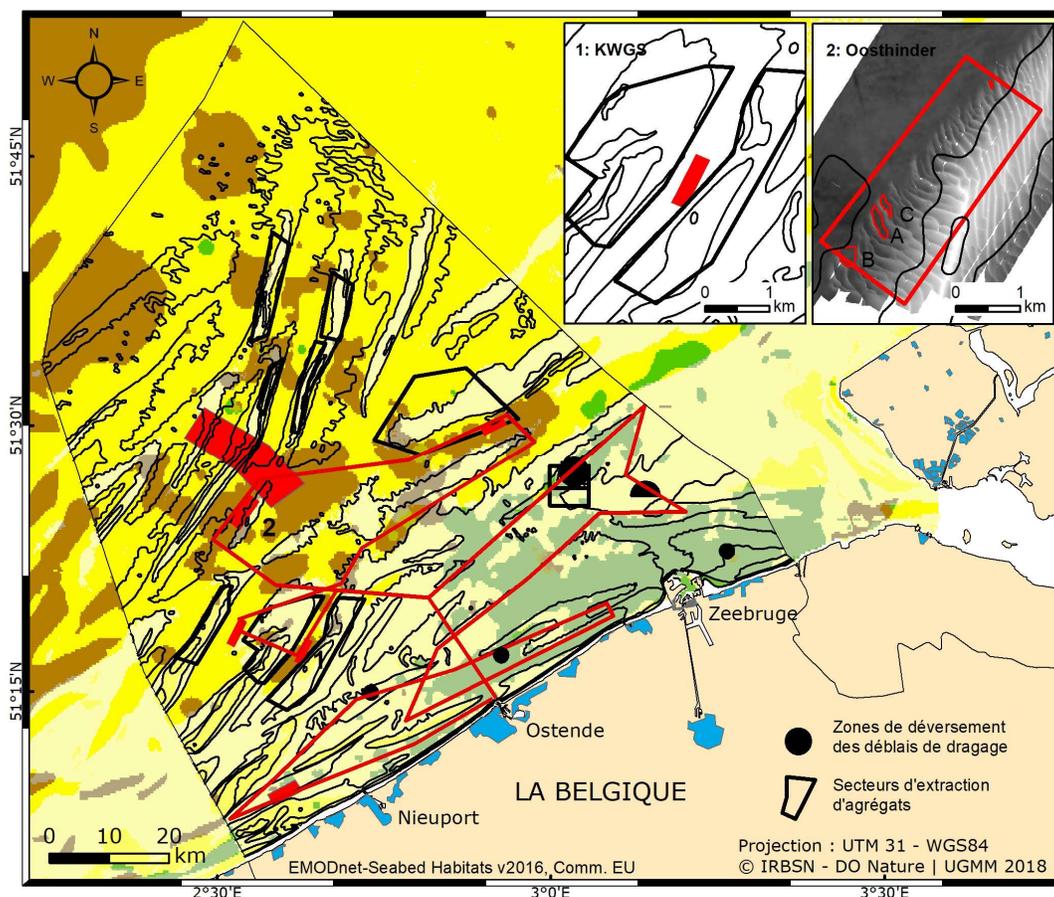


Figure 2.14. Transects et zones partielles cartographiés à l'aide de la technologie multifaisceau pour quantifier l'évolution de la distribution des types de sédiments à grande échelle (Figure 2.13). Les lits de gravier pour lesquels des séries chronologiques des données obtenues avec l'échosondeur multifaisceau ont permis de quantifier l'évolution des substrats durs versus meubles au fil du temps sont indiqués en haut à droite.

#### 2.4.4. Méthodologie

(1) Cartographie dans l'espace et dans le temps (2011-2016) de toutes les pressions attribuables aux activités humaines.

Les données publiques disponibles ont été demandées auprès des instances compétentes. Pour un aperçu, voir Tableau 2.3 Figure 2.4.

Tableau 2.3. Aperçu des activités humaines qui peuvent mener à des pertes et/ou des perturbations physiques du fond marin.

Pressions humaines	Source
Aquaculture	IRSN-DO Nature et UGMM
Dragage et déversement des déblais de dragage	Gouvernement flamand. Le afdeling Maritieme Toegang et Agentschap voor Martieme Diensten en Kust (Afdeling Kust) sont respectivement responsables de l'entretien des voies d'accès maritime et des portes des ports ainsi que de l'Escaut et des ports de plaisance.

Extraction d'agrégats	IRSN-DO Nature et UGMM SPF Économie, PME, Classes- moyennes et Énergie-, Direction Générale Qualité et Sécurité, Service Plateau Continental.
Infrastructures portuaires	Vlaamse Overheid, Mobiliteit en Openbare Werken (MOW), Afdeling Maritieme Toegang
Pylônes et stations radar	IRSN-DO Nature et UGMM Vlaamse Overheid, Agentschap Maritieme Dienstverlening en Kust (MDK), Afdeling Kust; Vlaamse Hydrografie
Pipelines	IRSN-DO Nature et UGMM SPF Economie, PME, Classes- moyennes et Energie-, Direction Générale Qualité et Sécurité , Service Plateau Continental.
Câbles d'énergie	IRSN-DO Nature et UGMM
Câbles de télécommunication	IRSN-DO Nature et UGMM SPF Économie, PME, Classes- moyennes et Énergie-, Direction Générale Qualité et Sécurité , Service Plateau Continental.
Pêche	Évaluation intermédiaire OSPAR 2017 ( <a href="https://odims.ospar.org">https://odims.ospar.org</a> )
Munitions de guerre	IRSN-DO Nature et UGMM
Parcs éoliens	IRSN-DO Nature et UGMM
Epaves	IRSN-DO Nature et UGMM Vlaamse Overheid, Agentschap Maritieme Dienstverlening en Kust (MDK), Afdeling Kust; Vlaamse Hydrografie

Les données ont été importées dans un système d'information géographique pour en quantifier l'étendue spatiale et la prévalence. Cela a permis de créer un inventaire des activités par an. Les superficies des pertes physiques qu'entraînent les activités humaines ont été calculées indépendamment pour chaque activité affectant de manière permanente le fond marin ou entraînant une abrasion ou une sédimentation à long terme. L'évaluation de la perte spatiale liée à une activité repose sur une estimation de l'étendue spatiale réelle de cette activité. Pour les perturbations physiques, un intervalle a été estimée sur la base des données de la littérature (Kint et al., 2018). Pour la période 2011–2016, ces calculs ont été effectués par activité et par an afin de pouvoir identifier des tendances. Pour pouvoir procéder à une évaluation des tendances, on a ensuite déterminé le pourcentage que représentait l'ensemble des superficies concernées par rapport à la superficie totale de la PBMN (3454 km<sup>2</sup>). Pour cela, on a utilisé comme référence la ligne de base définie en 2012<sup>1</sup>. La même méthodologie a été utilisée pour déterminer les pertes et les perturbations physiques par type d'habitat à grande échelle.

(2) Cartographie et suivi des mesures de gestion des espaces ayant pour objectif de réduire les pressions liées à la pêche.

Dans la transposition de la DCSMM en Belgique des mesures de gestion des espaces concernant la pêche ont été explicitement formulées (plus précisément délimitation des zones dans lesquelles la pêche est interdite et des zones qui ne sont accessibles qu'avec des engins de pêche touchant le sol respectueux de l'environnement).

<sup>1</sup> La ligne de base correspond à la laisse de basse mer de la côte, ou des hauts fonds découvrants à marée basse pour autant qu'ils se trouvent à moins de douze milles nautiques de cette laisse de basse mer, ou des extrémités des installations portuaires permanentes dépassant ladite laisse de basse mer, comme il est indiqué sur les cartes marines officielles belges à grande échelle. (Loi fixant la largeur de la mer territoriale de la Belgique, 6/10/1987, Art. 1, § 1er). La ligne de base est déterminée par la Vlaamse Hydrografie.

(3) Cartographie et suivi de la prévalence des habitats benthiques à grande échelle dans la PBMN.

L'évaluation initiale (État belge, 2012) contenait une carte de la distribution des types d'habitats à grande échelle (habitats EUNIS level 3). Dans une première étape, cette carte de la distribution des types d'habitats à grande échelle a été revue, sur la base d'un vaste ensemble de données et d'une échelle cartographique plus précise (1:250.000 vs. 1:1.000.000) (voir 2.4.8). Les données reposent uniquement sur l'interpolation d'observations ponctuelles.

Pour le suivi de l'évaluation initiale, il a été proposé de recourir à la technologie du sondeur multifaisceaux qui mesure la profondeur du fond marin (m) et enregistre les valeurs de rétrodiffusion ('backscatter' en décibels, dB) du signal acoustique. De manière complexe, l'intensité de la rétrodiffusion acoustique dépend de différents facteurs dont la géométrie des mesures (angle des faisceaux acoustiques), des caractéristiques propres de la surface du fond marin (rugosité, granulométrie des sédiments, teneur en débris de coquilles) et également de la pénétration du signal dans le fond marin (comme par exemple dans un sédiment boueux). Pour géométrie de mesure donnée, les valeurs de rétrodiffusion constituent des indicateurs («proxy») de la nature du sédiment. La classification des différents types de sédiments sur la base des données acoustiques est aujourd'hui en plein développement. Elle nécessite l'enregistrement des données acoustiques combinées avec des échantillonnages et des observations visuelles du fonds marin.

De tels ensembles de données ont été recueillis sur la période 2015-2017 le long de transects stratégiques planifiés (405 km, avec les navires RV Belgica et RV Simon Stevin) qui traversent tous les types d'habitat à grande échelle de la PBMN, y compris les zones présentant une forte probabilité de présence de gravier. Une série de plus petites zones ont aussi été sélectionnées dans lesquelles le fond marin a été entièrement cartographié. L'analyse statistique des données a permis de définir des signatures acoustiques présentant des caractéristiques similaires. Pour permettre une comparaison avec l'évaluation initiale, le fond marin a été classé en trois groupes : boue, sable, et sédiment à gros grains, y compris le gravier. Les prélèvements d'échantillons et les observations visuelles (nombre: 157) ont été utilisés pour entraîner et valider la classification du fond marin, ainsi que pour en déterminer la précision. La Figure 2.14 donne un aperçu des zones dans lesquelles de nouvelles données ont été obtenues avec des sondeurs multifaisceaux et où des échantillonnages complémentaires ont été effectués.

(4) Cartographie des tendances au niveau de l'évolution du type de substrat dans les lits de graviers dans deux zones de test.

Le rapport gravier/sable au fil du temps a été déterminé sur la base de données issues de sondeurs multifaisceaux. Deux zones de gravier ont été choisies pour lesquelles des séries chronologiques de données obtenues avec des sondeurs multifaisceaux étaient disponibles (2004-2016, RV Belgica). Pour chaque série chronologique, l'étendue spatiale des types de fond marin a été quantifiée. Contrairement à l'analyse précédente dans laquelle les types de fond marin avaient été catégorisés en 3 classes (vase, sables et sédiments à gros grain), ici, le fond marin a été classé de manière détaillée, à savoir en sable fin, sable moyen avec présence de coquillages et sable grossier avec gravier. L'évolution en valeur absolue des valeurs de rétrodiffusion issues des sondeurs multifaisceaux a été analysée dans le temps de même que la prédominance

spatiale des différentes classes de sédiments. Enfin, le rapport entre les superficies des substrats durs (gravier) et les superficies de sédiments meubles (sable) dans les lits de gravier a également été estimé. L'approche méthodologique a été publiée dans Montereale-Gavazzi et al. (2017).

#### 2.4.5. Résultats et tendances

(1) Cartographie dans l'espace et dans le temps (2011-2016) de toutes les pressions attribuables aux activités humaines.

Sur la période 2011-2016, la perte physique liée à l'installation des pylônes et des stations radars (0,002 km<sup>2</sup>), des pipelines (8,08 km<sup>2</sup>), des câbles de télécommunication (0,05 km<sup>2</sup>) et des épaves (0,17 km<sup>2</sup>) est restée constante. La seule chose à remarquer est une augmentation en 2016 de la perte physique de 0,04 km<sup>2</sup> en 2011 à 0,09 km<sup>2</sup> due à l'installation des éoliennes et, en 2011, une perte de 0,04 km<sup>2</sup> en 2011 à 0,08 km<sup>2</sup> liée au placement des câbles d'énergie afférents. À l'avenir, une nouvelle augmentation de ces pertes pourrait s'observer, en relation avec la construction de nouveaux parcs éoliens et éventuellement, en relation avec l'utilisation de nouvelles techniques novatrices dans le domaine des énergies renouvelables. Potentiellement, cette augmentation devrait être négligeable par rapport à la superficie de la PBMN (0,25%). On peut donc en conclure que la perte physique du fond marin attribuable aux activités humaines dans la PBMN (Figure 2.15) est faible et qu'elle est restée constante sur le premier cycle DCSMM (Tableau 2.4). Il convient de faire remarquer que l'infrastructure portuaire actuelle se situe en direction des terres par rapport à la ligne de base et n'a donc pas d'impact sur les chiffres.

Il est ressorti d'une évaluation de la perte physique par type d'habitat à grande échelle que les types d'habitat circalittoraux et infralittoraux à grains grossiers et mixtes ne sont que peu touchés et qu'il en va de même des habitats sableux et mixtes en direction de la mer (Tableau 2.5). En raison des déversements de pierres sur les gazoducs, les zones circalittorales et plus en direction de la mer (sédiments grossiers, vases et sables) ont enregistré une faible perte physique.

Tableau 2.4. Perte physique par activité humaine par an en km<sup>2</sup> et en % par rapport à la PBMN.

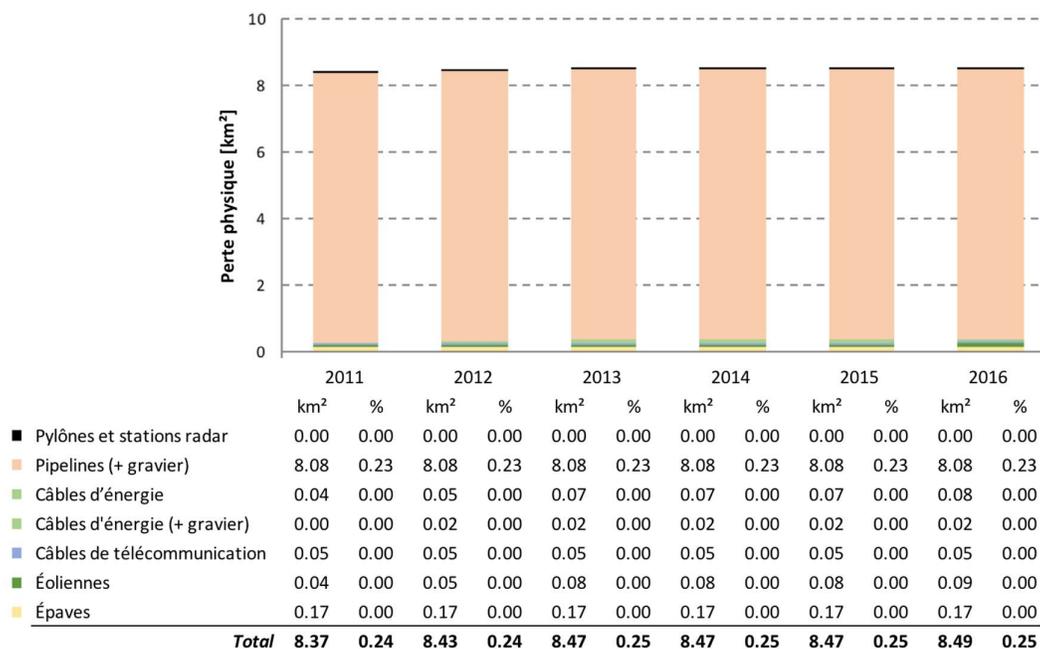
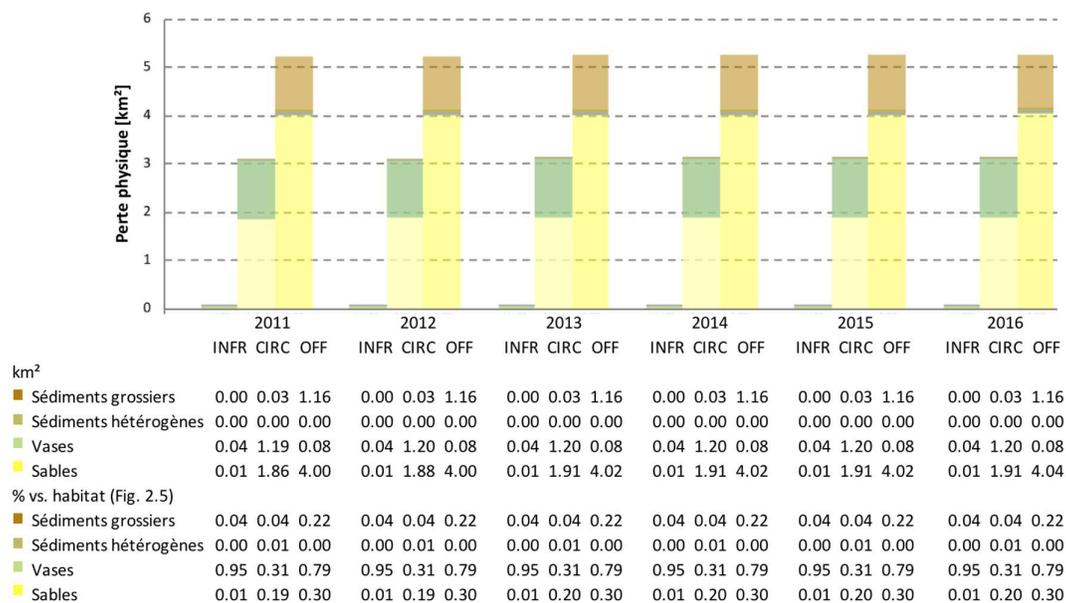


Tableau 2.5. Perte physique par type d'habitat à grande échelle par an en km<sup>2</sup> et en % par rapport à la PBMN.



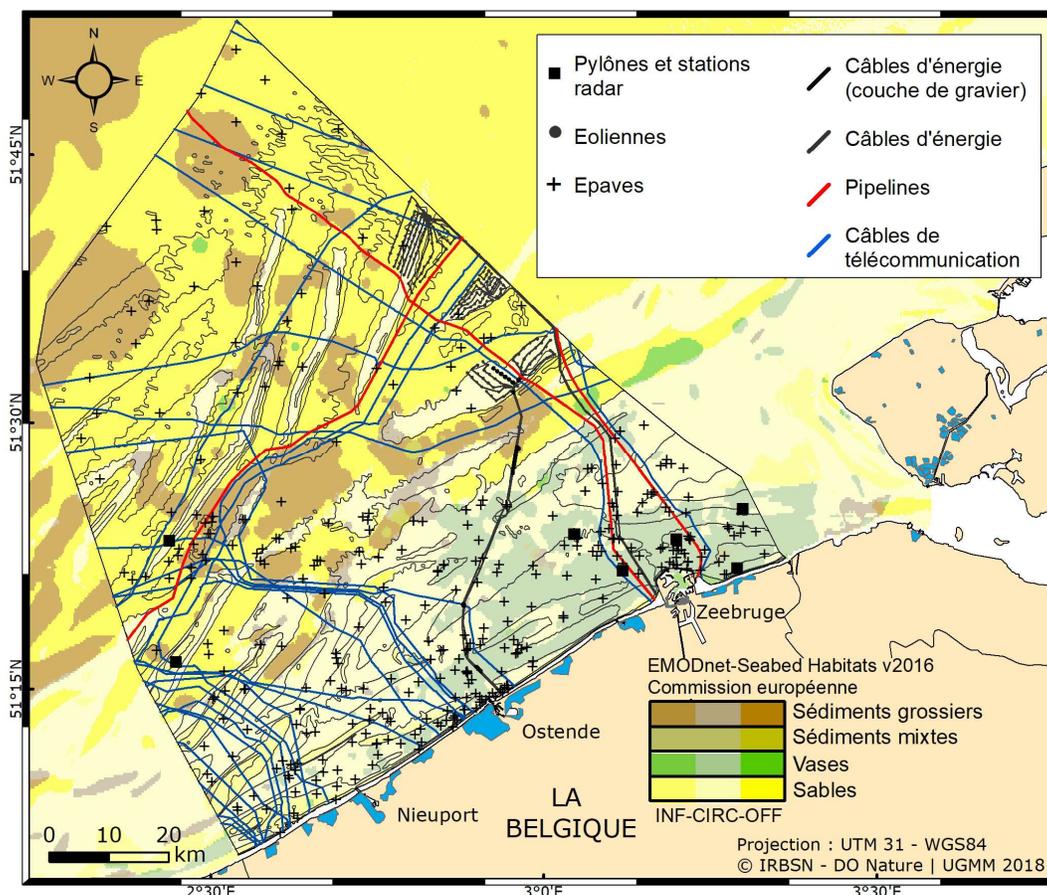


Figure 2.15. Perte physique par type d'habitat à grande échelle dans la PBMN sur la période 2011 -2016 (pas à échelle).

L'étendue spatiale de la perturbation physique est la plus grande pour la pêche qui perturbe le fond marin. En outre, les zones sont perturbées par le dragage et le déchargement de matériaux de dragage, l'extraction de sable, l'installation de parcs éoliens et la pose de câbles associée (Figure 2.16). Entre 2011 et 2016 compris, la perturbation physique du fond marin est restée quasi constante. Certaines activités sont permanentes, d'autres varient d'année en année. Outre la pêche qui perturbe le fond marin, les autres activités humaines perturbent en moyenne une surface supplémentaire de 2,5 à 3% par an (Tableau 2.6).

Une évaluation de la perturbation physique par type d'habitat à grande échelle montre que les travaux de dragage et le déversement des matériaux de dragage coïncident surtout avec les habitats circalittoraux de vase et de sable ; l'extraction d'agrégats marins coïncide avec les habitats de sable et de sable grossier circalittoraux et plus en direction de la mer. Le dépôt de munitions de guerre 'Paardenmarkt' coïncide avec les habitats de vases infralittoraux. La présence de sédiments mixtes et d'habitats de vase en direction de la mer est perturbée de manière fragmentaire par l'extraction d'agrégats marins (à remarquer en 2013, 2014 et 2016, Tableau 2.7).

Tableau 2.6. Perturbation physique par activité humaine par an en km<sup>2</sup> et en % par rapport à la PBMN.

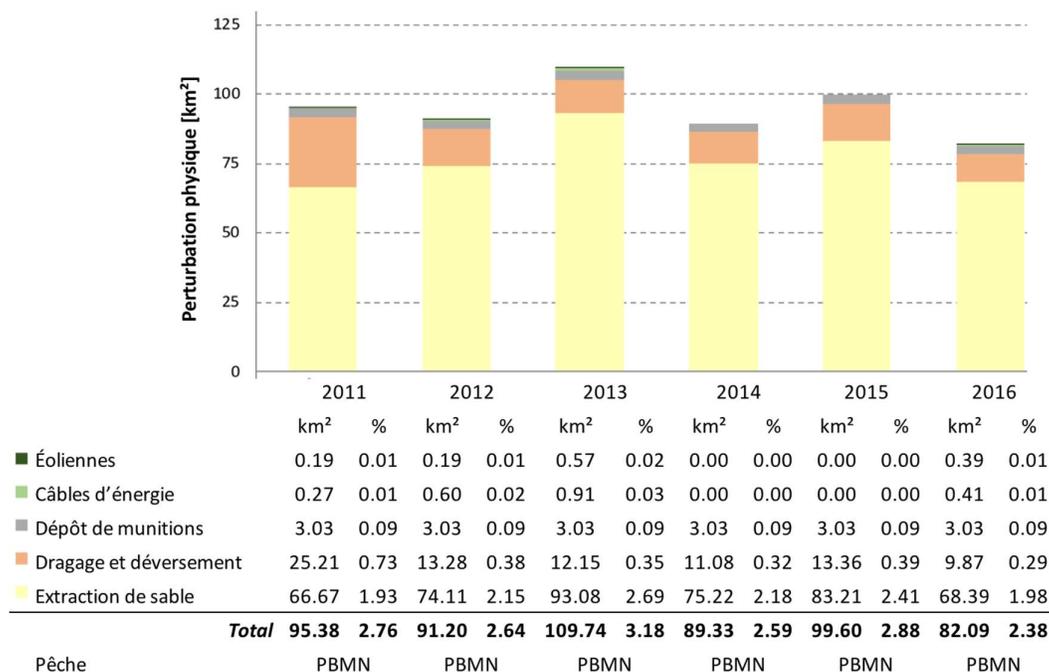
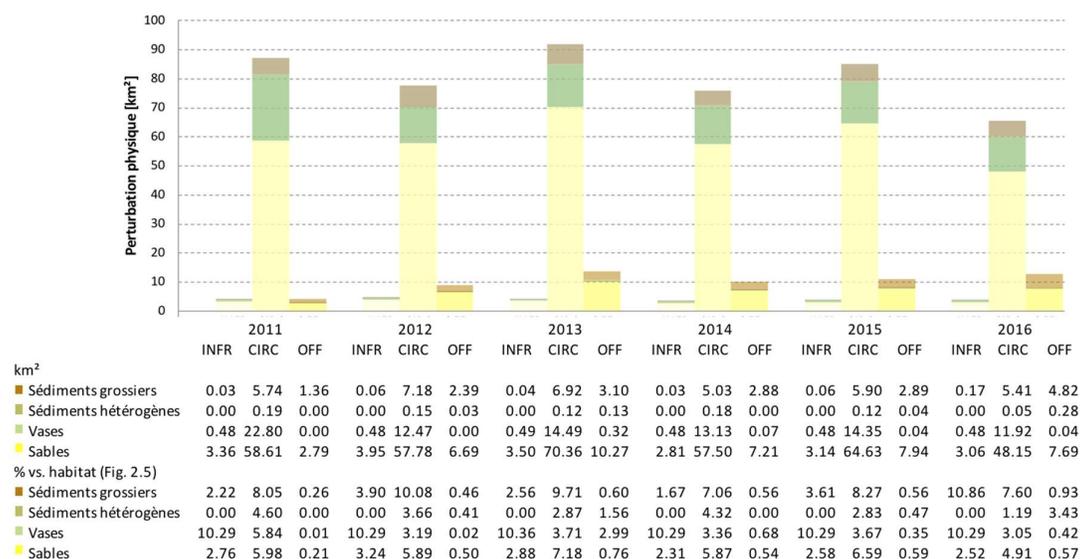


Tableau 2.7. Des perturbations physiques annuelles supplémentaires par type d'habitat à grande échelle par an en km<sup>2</sup> et en % dans la PBMN (2011-2016) en plus de la pêche omniprésente perturbant les sols.



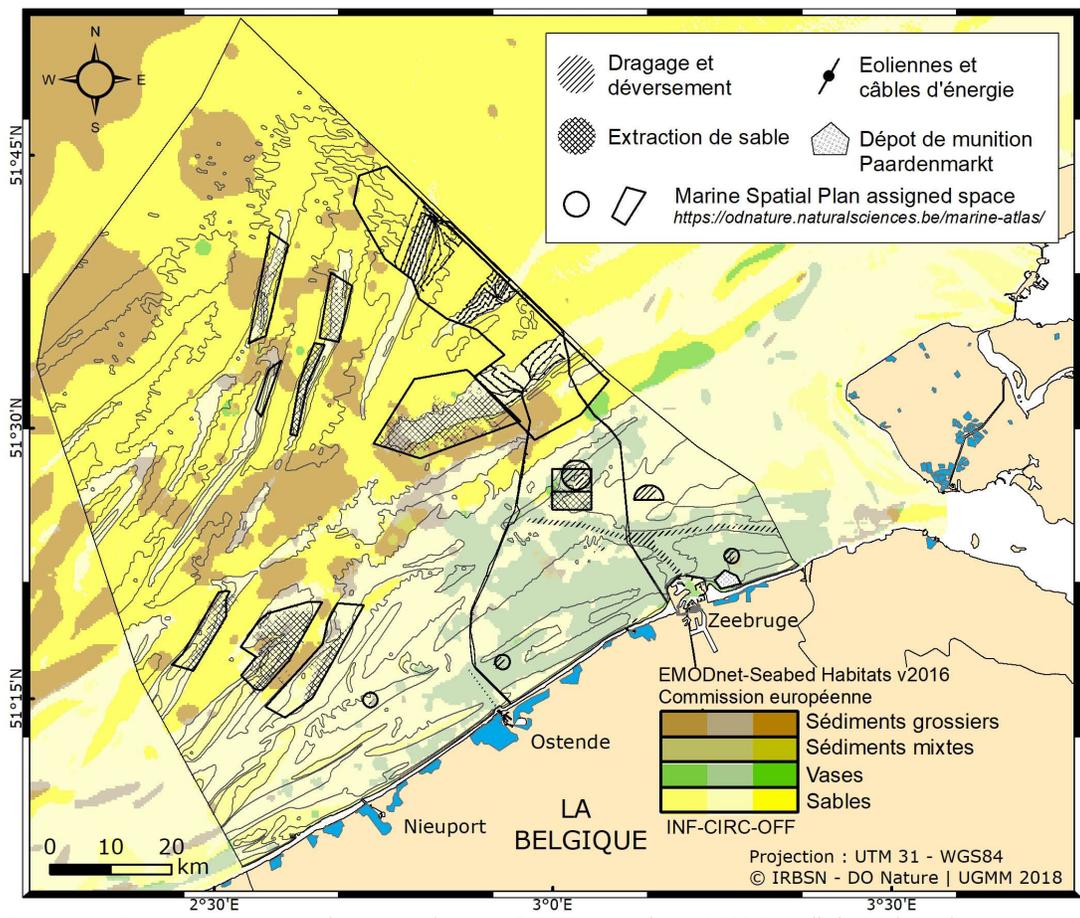


Figure 2.16. Perturbation physique (cumulative) dans la PBMN sur la période 2011-2016 (à échelle), la pêche qui perturbe le fond marin est omniprésente.

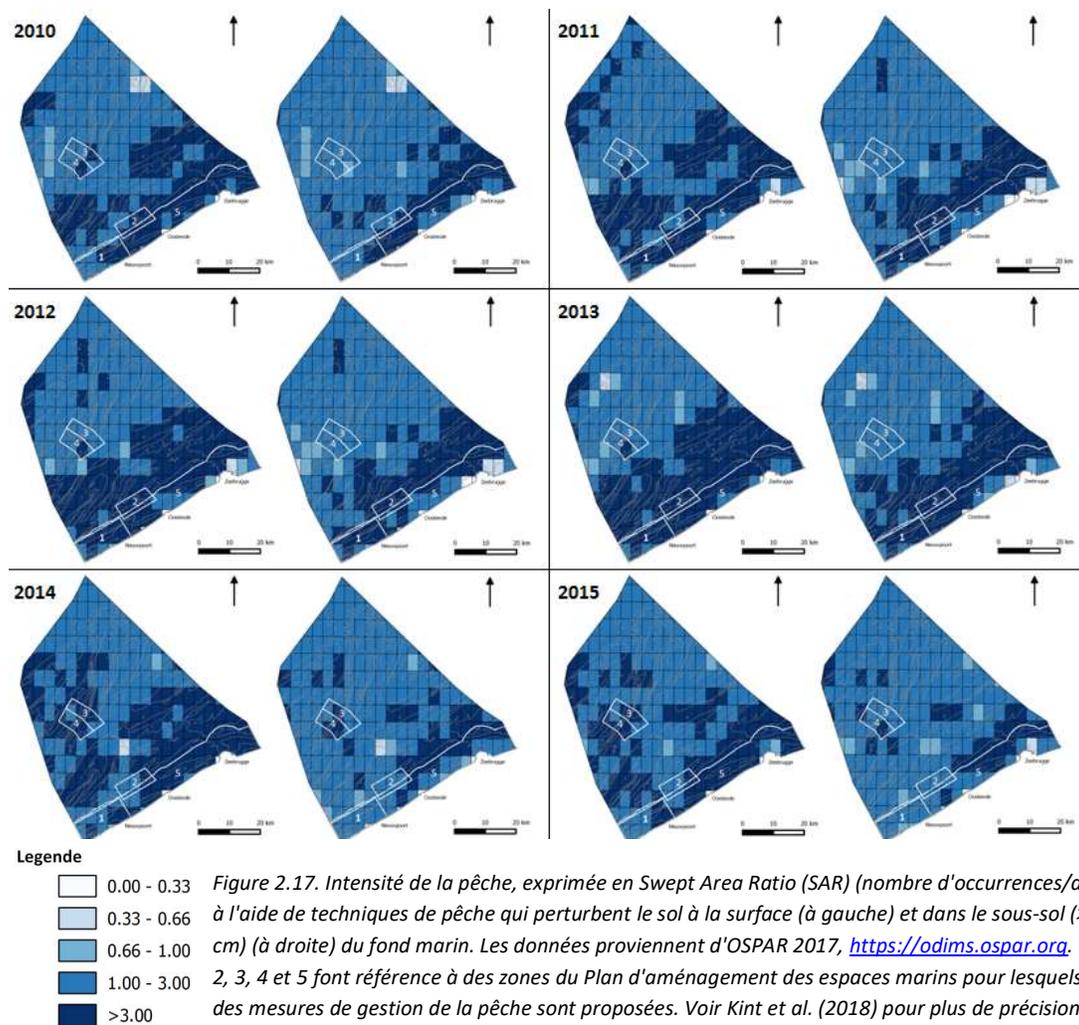


Figure 2.17. Intensité de la pêche, exprimée en Swept Area Ratio (SAR) (nombre d'occurrences/an) à l'aide de techniques de pêche qui perturbent le sol à la surface (à gauche) et dans le sous-sol (> 2 cm) (à droite) du fond marin. Les données proviennent d'OSPAR 2017, <https://odims.ospar.org>, 1, 2, 3, 4 et 5 font référence à des zones du Plan d'aménagement des espaces marins pour lesquels des mesures de gestion de la pêche sont proposées. Voir Kint et al. (2018) pour plus de précision sur les données de la pêche.

(2) Cartographie et suivi des mesures de gestion des espaces ayant pour objectif de réduire les pressions liées à la pêche.

Dans ce 1<sup>er</sup> cycle de la DCSMM, la Belgique a proposé plusieurs zones dans lesquelles sont appliquées des mesures de gestion de la pêche dans son Plan d'aménagement des espaces marins (AR du 20/03/2014, Art.6.§1<sup>er</sup>). Il y a une zone 3 où une interdiction de la pêche qui perturbe le fond marin a été proposée ; zone 1 où certaines conditions devront être imposées à la pêche qui perturbe le fond marin et zones 2 et 4 qui ne seront plus ouvertes à la pêche que comme zones de test pour de nouvelles techniques alternatives de pêche.

### (3) Cartographie et suivi de la prédominance spatiale des habitats benthiques à grande échelle dans la PBMN.

#### *Révision de l'évaluation initiale*

La nouvelle cartographie de la prédominance spatiale des vases, sables et des sédiments grossiers, maintenant à l'échelle 1/250.000 et sur la base de plus d'échantillons a surtout mené à une plus grande précision au niveau de la répartition des sédiments grossiers. La cartographie a aussi permis d'identifier de plus petites zones de vase dans la zone à proximité de la côte ainsi qu'une augmentation de la présence de vase plus en direction de la mer (Figure 2.18 Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.).

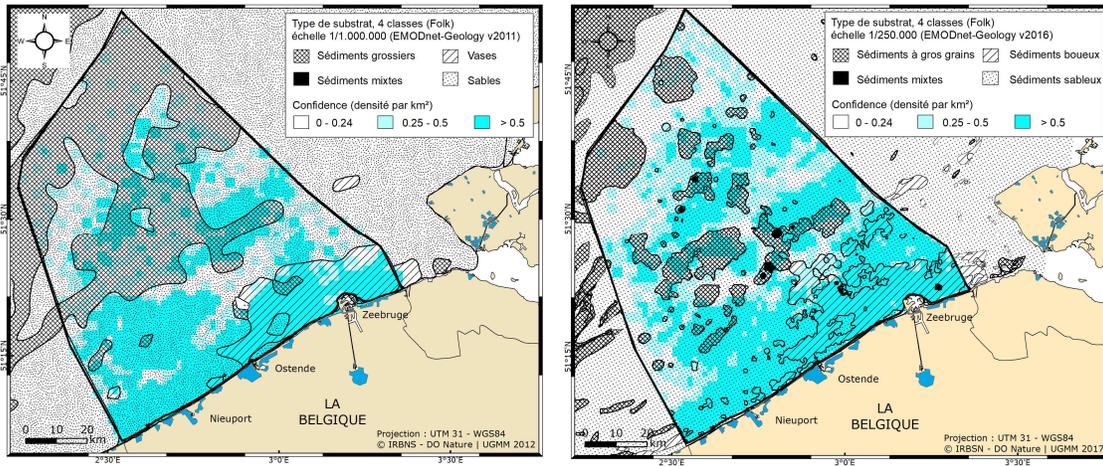


Figure 2.18. Présence et répartition des types de habitat à grande échelle : vases, sables, sédiments mixtes et sédiments grossiers en 2012 (Stevenson et al., 2012) et 2016 (European Commission, 2016a,b) (classification de Folk), ainsi qu'une mesure de confidentialité basée sur la densité de points par km<sup>2</sup>.

#### *Suivi des changements au niveau des sédiments par la technologie multifaisceau*

Les différences dans les valeurs de rétrodiffusion issues des sondeurs multifaisceaux permettent de suivre la stabilité spatiale des classes principales de sédiments (vases, sables et sédiments grossiers) cartographiées dans l'évaluation initiale. La Figure 2.19 illustre par des exemples, la manière dont les sondeurs multifaisceaux permettent de segmenter – classifier le fond marin suivant les classes principales de sédiments ainsi que l'obtention finale d'aires cartographiques classifiées par interpolation d'observations ponctuelles. La comparaison avec les résultats de l'évaluation initiale à l'échelle de la PBMN montre de grandes différences, soutenant la nécessité de recherches supplémentaires (voir 2.4.8). Le défi consiste à lier les changements observés sur base des données acoustiques aux influences naturelles ou humaines.

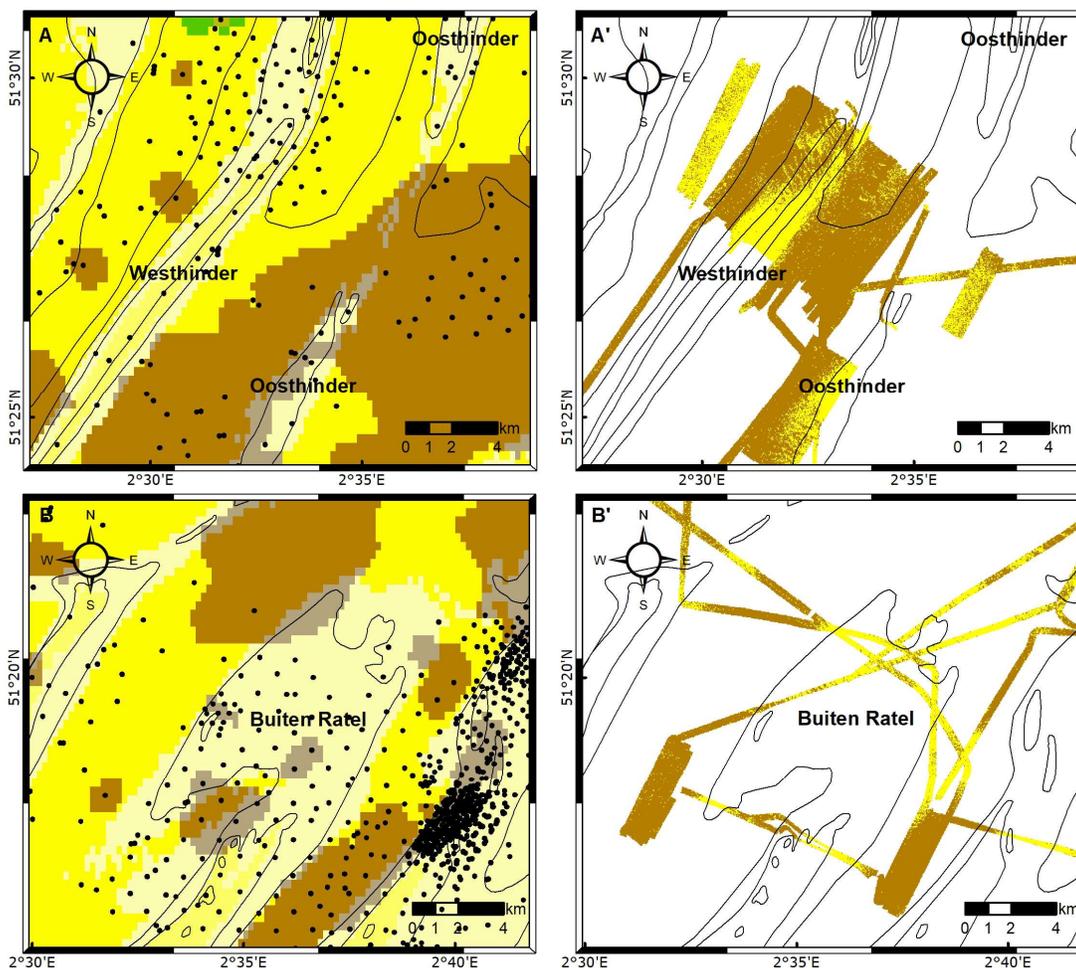


Figure 2.19. Répartition des types de sédiments sableux (jaunâtre) et de sédiments grossiers (en brun) sur deux types de bancs de sables (A : Bancs de Hinder; B : Bancs de Flandres) dérivé d'une interpolation des échantillons (à gauche) et d'une classification des données multifaisceaux (à droite).

- (4) Cartographie des tendances au niveau de l'évolution du type de substrat dans les lits de graviers dans deux zones de test.

#### Zone de test des Bancs de Flandres ('KWGS')

Mesurée depuis 2009 et utilisée depuis 2015 par le Service Plateau continental comme zone de référence pour la bathymétrie et la rétrodiffusion, la zone « KWGS » située dans le chenal Kwinte entre les bancs de sable Kwinte Bank et Buiten Ratel (voir 2.4.3) se caractérise par du gravier sableux avec plus de sable au nord et plus de gravier dans le sud (Figure 2.20). Les valeurs absolues en décibels des niveaux moyens de rétrodiffusion des enregistrements réalisés entre 2009 et 2015 avec le sondeur multifaisceaux Kongsberg EM3002D du RV Belgica montrent des variations comprises dans un intervalle de 1 dB, valeur correspondant à la résolution instrumentale communément admise pour ce type de sondeur multifaisceaux (Hammerstad, 2000) (Figure 2.20).

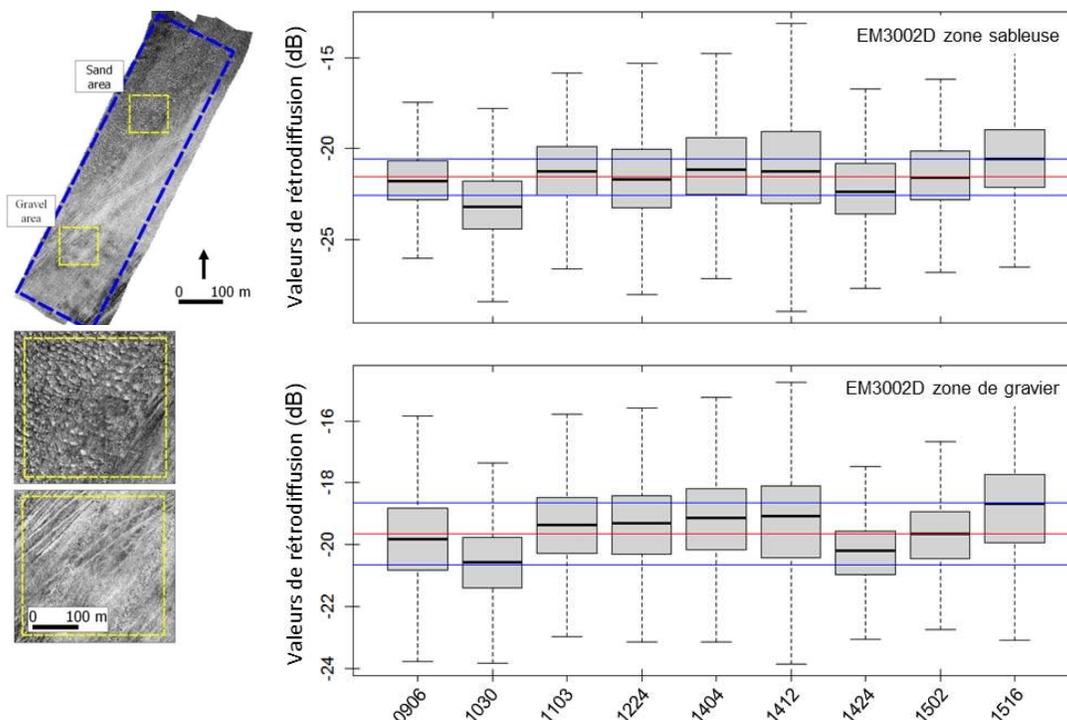


Figure 2.20. Variation des valeurs de rétrodiffusion (dB) (moyenne sur une zone de sable de gravier) sur la période 2009 à 2015 (axe x: aamm), dans une zone de gravier située dans les Bancs de Flandres (Figure 2.13 pour la localisation). Les lignes rouges et bleues indiquent respectivement la moyenne pondérée et l'erreur  $\sigma \pm 1$  dB des mesures. Données SPF Economie enregistrées avec le sondeur multifaisceaux EM3002D du RV Belgica.

D'une campagne de mesure à l'autre, les niveaux bathymétriques et de rétrodiffusion moyens sont stables et ne montrent aucune tendance significative (Roche et al., 2018). Pour cette raison, cette zone est considérée comme une zone de référence pour la calibration des données issues des sondeurs multifaisceaux (voir 2.4.7). Cette zone est déjà inscrite comme zone de référence scientifique dans le prochain Plan spatial marin de la PBMN impliquant que plus aucune activité humaine susceptible d'affecter l'intégrité du fond marin n'y sera autorisée à partir de 2020.

#### Zone de test des Bancs de Hinder

Des lits de gravier sont présents dans les dépressions situées entre les très grandes dunes qui modèlent le flanc ouest du banc Oosthinder (Figure 2.14). Les valeurs absolues de rétrodiffusion obtenues avec le sondeur multifaisceaux dans trois dépressions situées entre les très grandes dunes (A, B, C) montrent des variations de  $\pm 1$  dB qui restent dans la marge de l'erreur instrumentale (Hammerstad, 2000) (Figure 2.21) (Montereale-Gavazzi et al., 2017).

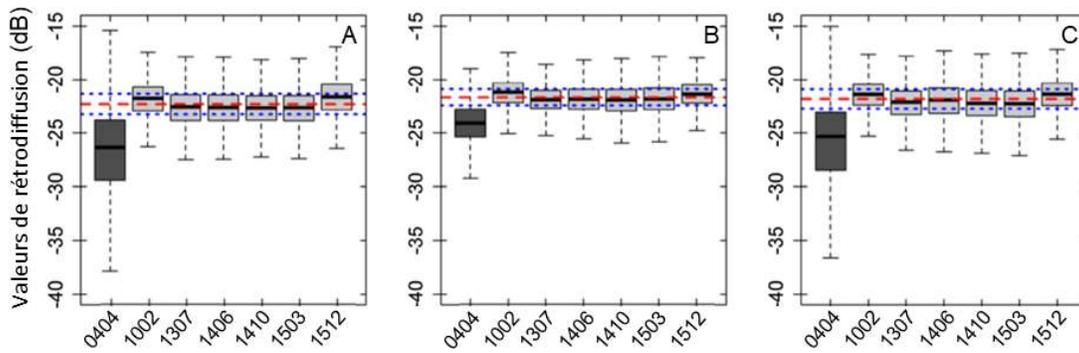


Figure 2.21. Variation des valeurs de rétrodiffusion (dB) (moyenne par zone partielle, Figure 2.14) sur la période de 2004 à 2015 (axe x : aamm), dans quelques lits de gravier en bordure du banc de Oosthinder (RV Belgica EM3002D). Les lignes pointillées rouges et bleues indiquent respectivement la moyenne pondérée et l'erreur  $\sigma \pm 1$  dB des mesures. La grande différence entre les valeurs entre '0404' et les autres mesures correspond à la différence entre les deux types de sondeurs multifaisceaux utilisés (Kongsberg EM1002 - 100kHz et EM3002d - 300 kHz) (Montereale-Gavazzi et al., 2017).

Les observations visuelles et les prélèvements d'échantillons ont toutefois montré un enrichissement en sable ainsi qu'un mélange de sédiments fins (Van Lancker et al., 2016), ce qui a donné lieu à la réalisation d'une analyse supplémentaire sur une plus grande zone. Dans cette analyse, chaque série chronologique a d'abord été classée en fonction de la présence de sable fin, de sable moyen avec débris de coquilles et de sable grossier contenant du gravier et le rapport gravier/sable a ensuite été cartographié (Figure 2.22). Pour la période 2010–2015, une diminution de la présence du gravier a été détectée en juin 2014, suivie d'une remontée et ensuite d'une légère diminution. La part du gain et des changements nets au niveau des classes de fond marin ont fait l'objet d'une quantification spatiale (Figure 2.23). Les schémas spatiaux laissent supposer que les différences sont surtout dues à des changements au niveau de la dynamique sédimentaire. Pour le détail de ces résultats, voir Montereale-Gavazzi et al. (2017).

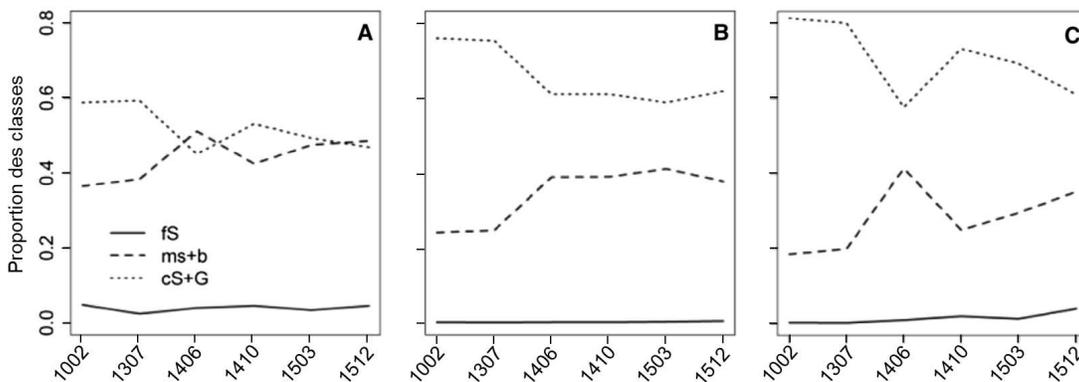


Figure 2.22. Cartographie du rapport entre les différentes classes de sédiments de sable fin (fs), de sable moyen contenant des débris de coquilles (ms+b), et de sable grossier et gravier (cS+G) sur la période 2010 à 2015 (axe x : aamm), dans quelques lits de gravier des Bancs de Hinder (par zone partielle, voire Figure 2.14) (RV Belgica EM3002D). Il convient de remarquer que l'augmentation/la diminution du sable grossier et du gravier sont surtout liés à des changements au niveau de la présence de sable moyen bioclastique (Montereale-Gavazzi et al., 2017).

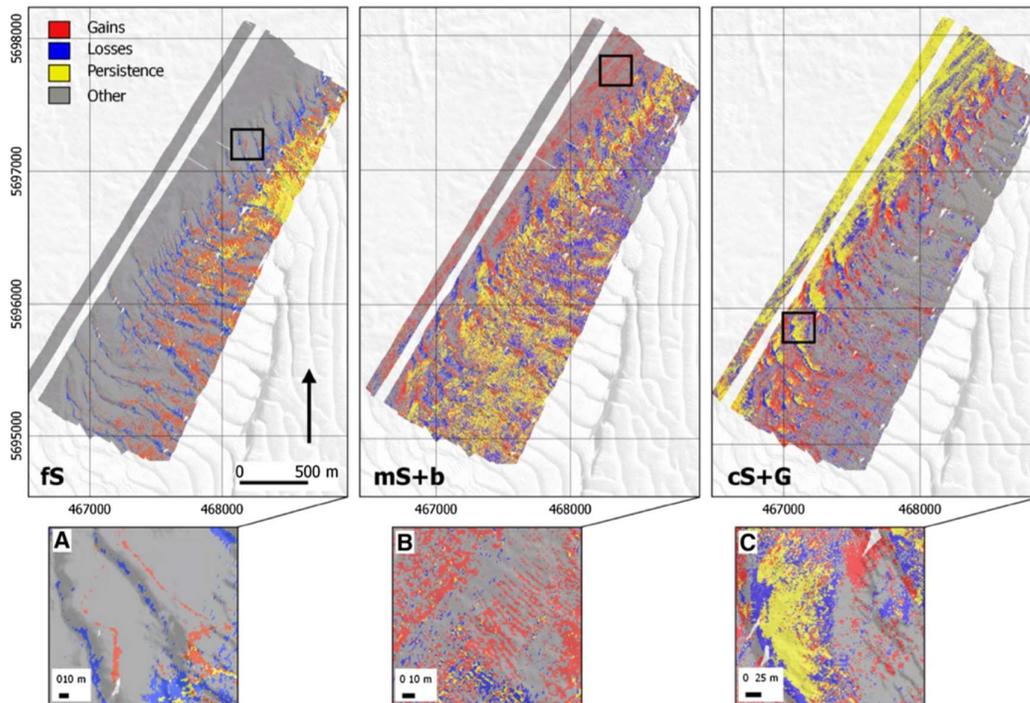


Figure 2.23. Changements (2010 versus 2014) au niveau de la présence spatiale des classes de fond marin dans quelques lits de gravier dans les Bancs de Hinder sur la bordure ouest du banc Oosthinder (fs: sable fin ; mS+b: sable moyen contenant des débris de coquilles ; cS+G: sable grossier et gravier) en termes de gain, de perte et de maintien de la présence spatiale (Monte reale-Gavazzi et al., 2017).

## 2.4.6. Conclusions

(1) Cartographie dans l'espace et dans le temps (2011-2016) de toutes les pressions attribuables aux activités humaines.

L'étendue spatiale de la perte physique dans la PBMN est limitée. La plus grande différence par rapport au type d'habitat initial est surtout liée au déversement de pierres destiné à protéger les gazoducs. Dans la PBMN, l'utilisation de l'espace par les éoliennes, les câbles d'énergie et de télécommunication, les épaves, les pylônes et les stations radar reste limité. Étant donné que l'infrastructure portuaire s'étend en direction de l'intérieur du pays par rapport à la ligne de base de 2012, elle n'a aucune influence sur les chiffres.

La perturbation physique est plus difficile à estimer. Elle est actuellement limitée aux localisations effectives des activités humaines et elle majorée d'un tampon théorique. La pêche est omniprésente. Les données OSPAR relatives à la période 2011–2015 ont montré, pour l'ensemble de la PBMN, d'importantes différences spatiales au niveau de l'intensité de la pêche, mais les intensités les plus importantes ont été enregistrées dans la zone à proximité de la côte où dominent la vase et le sable infralittoraux et ciralittoraux. Dans ces zones, le dragage et le déversement des matériaux de dragage participent à la perturbation physique. L'extraction d'agrégats marins perturbe surtout les sables et les sédiments grossiers situés en direction de la mer. On n'a pas enregistré d'augmentation ou de diminution importante sur la période 2011-2016.

- (2) Cartographie et suivi des mesures de gestion des espaces ayant pour objectif de réduire les pressions liées à la pêche.

Des mesures de gestion spatiale ont été proposées dans le programme d'action de la DCSMM.

- (3) Cartographie de la stabilité spatiale des habitats benthiques à grande échelle dans la PBMN.

L'évaluation initiale de la présence des habitats benthiques à grande échelle dans la PBMN a été revue en utilisant une base de données actualisée et une cartographie à plus haute résolution à l'échelle 1:250.000. Les types de sédiments qui y sont liés ont aussi pu être cartographiés acoustiquement et la méthode utilisée a permis d'identifier les processus de changement (par exemple abrasion, ensablement). La recherche est encore en phase de développement et devrait pouvoir être menée à une échelle régionale. De plus, il faudra attendre les cycles DCSMM suivants pour disposer d'ensembles de données acoustiques similaires et pouvoir les comparer aux ensembles de données actuellement disponibles.

- (4) Cartographie des tendances au niveau de l'évolution du type de substrat dans les lits de graviers dans deux zones de test.

L'évolution du fond marin dans les lits de gravier naturels se situe, en grande partie, dans la marge d'erreur propre aux mesures et aux méthodes utilisées. Pour pouvoir évaluer des petits changements, pourtant souvent significatifs (par exemple ensablement et envasement), des mesures plus précises sont nécessaires (précision centimétrique pour la bathymétrie). La combinaison des mesures acoustiques avec des prélèvements d'échantillons et un contrôle visuel du fond marin s'avère cruciale et déterminante pour identifier les changements.

#### 2.4.7. Aspects qualitatifs

- (1) Cartographie dans l'espace et dans le temps (2011-2016) de toutes les pressions attribuables aux activités humaines.

##### *Qualité de l'ensemble des données*

Toutes les données ont été couplées aux meilleures métadonnées disponibles (par exemple, identification, positions géographiques, dates de la période, dimensions, détenteur des données), et un label de fiabilité a été ajouté pour indiquer la qualité de la source des données ou ses coordonnées (par exemple, les coordonnées des pipelines ne sont disponibles qu'à titre indicatif). Il n'a pas toujours été possible d'obtenir les données temporelles relatives aux activités humaines. Cela s'est surtout avéré problématique au niveau des anciens câbles de télécommunication du 20<sup>e</sup> siècle, mais cela n'a pas eu d'influence sur l'évaluation DCSMM actuelle.

##### *Hiatus et incertitudes au niveau des connaissances et des méthodes utilisées*

On ne dispose pas de définitions univoques de la perte physique ou de la perturbation physique. La perte physique peut, par exemple, aussi résulter de la perturbation à long terme (deux cycles d'évaluation DCSMM) du fond marin. La base de données et l'approche méthodologique permettent toutefois d'ajuster la catégorisation en terme de perte ou de perturbation en fonction de l'avancement des connaissances. L'étendue spatiale de la perturbation physique est aujourd'hui limitée à la localisation de l'activité majorée d'un tampon. Dans certains

cas, elle repose sur des calculs, dans d'autres cas, sur une estimation. Ces données sont étayées par les données de la littérature (Kint et al., 2018).

Dans cette évaluation des pressions, les données sont surtout utilisées en termes de présence ou d'absence de l'activité, sans tenir compte de son intensité. En ce qui concerne les données relatives à la pêche, on n'a disposé que de grilles de données d'intensité (OSPAR). En ce qui concerne les hypothèses émises dans ce cadre, il est fait référence au site Web d'OSPAR (<https://odims.ospar.org>).

### *Recommandations*

Un protocole de données uniforme et bien structuré est nécessaire pour chaque activité humaine qui entraîne une perturbation et/ou une perte physiques dans le milieu marin. On constate à ce niveau un manque d'information fréquent sur les matériaux utilisés (par exemple, type, sorte, dimensions) ainsi que sur la date de début effective de la perturbation.

La détermination de tampons d'impact autour de la localisation de l'activité et permettant d'évaluer ses effets éloignés (effets à distance), devrait idéalement être adaptée à l'échelle régionale. Les études d'impact doivent faire l'objet d'une approche scientifique qui mesure les différentes composantes de l'écosystème couplée aux modèles numériques intégrant l'hydrodynamique et la nature du fond marin.

Dans les prochains cycles DCSMM, les évaluations doivent également tenir compte des intensités des activités ainsi que de leurs effets cumulatifs. En guise d'exemple de la manière dont les intensités peuvent être utilisées pour évaluer les dommages physiques, il est renvoyé à l'évaluation intermédiaire 2017 d'OSPAR concernant l'extension spatiale des dommages physiques aux habitats prédominants spéciaux (indicateur BH3 OSPAR).

(2) Cartographie et suivi des mesures de gestion des espaces ayant pour objectif de réduire les pressions liées à la pêche. Pas encore d'application

(3) Cartographie et suivi de la prévalence des habitats benthiques à grande échelle dans la PBMN.

### *Qualité de l'ensemble de données*

Les mesures bathymétriques issus des sondeurs multifaisceaux sont couplés en temps réel à un positionnement précis qui confère à l'ensemble des données une grande précision spatiale. Le sondeur multifaisceaux EM3002D du RV Belgica satisfait aux critères de qualité 'IHO S44 Special Order'. Pour ce niveau de qualité, l'incertitude verticale totale des mesures de la profondeur est de respectivement  $\pm 0,26$  m et  $\pm 0,34$  m à 10 m et 30 m de profondeur (dans un intervalle de confiance à  $\pm 95\%$ ).

Il n'existe pas encore de normes de qualité pour les valeurs de rétrodiffusion issues de sondeurs multifaisceaux et en conséquence, le niveau de qualité de l'ensemble de données de différents bateaux et/ou différentes campagnes ne peut pas être strictement évalué. Pour cette raison, une classification du fond marin a été effectuée pour chaque ensemble de données et les classifications résultantes ont ensuite été combinées pour former une grille de données thématiques. La précision des classifications a été évaluée par validation croisée entre les cartes thématiques proposées et les échantillonnages ainsi que les observations visuelles (d'après Foody, 2002). Des calculs de précision globale et des intervalles de fiabilité associés ont été réalisés.

Les échantillonnages ont été décrits visuellement en suivant un protocole. Des échantillons partiels ont été analysés avec un diffractomètre laser (Malvern Mastersizer 3000). La fraction située au-dessus de 3 mm (c'est-

à-dire le gravier et les débris de coquilles) a été subdivisée visuellement en différentes classes. Finalement, les données ont été combinées sur la base des trois grandes classes de sédiments : vases, sables et sédiments grossiers.

#### *Hiatus et incertitudes au niveau des connaissances et des méthodes utilisées*

L'usage du sondeur multifaisceaux permet d'identifier la présence d'habitats benthiques à grande échelle et de cartographier le fond marin en détail. Les résultats ont été comparés avec les cartes de classification des sédiments de l'évaluation initiale révisée, produites sur la base d'interpolations des échantillonnages disponibles sur la période 1900-2016. L'interpolation repose sur la structure spatiale des points et leurs liens ainsi que l'algorithme d'interpolation choisi. L'échelle de la cartographie (1:250.000) ne permet pas de quantifier la complexité et la variation au niveau local. De plus, les observations ponctuelles sont représentatives des 10 centimètres supérieurs du fond marin, tandis qu'à une fréquence de 300 kHz, un sondeur multifaisceaux cartographie les premiers centimètres du fond marin. La comparaison avec l'ensemble des données obtenues par sondeur multifaisceaux (grillé à une résolution de 10 m) est donc par nature impossible et une analyse similaire ne sera possible que lorsqu'on pourra comparer les mesures chronologiques réalisées par sondeur multifaisceaux (c.-à-d. qu'il faudra attendre les prochains cycles d'évaluation DCSMM).

Par ailleurs, les classes acoustiques basées sur les mesures effectuées par sondeur multifaisceaux peuvent montrer des ambiguïtés par rapport aux données de terrain (échantillons et observations *in situ* (précision globale de 0,61/1)). Il convient de souligner ici que la classification en vase, sable et sédiments grossiers est très générale. Des pixels ayant un niveau de rétrodiffusion similaire vont être attribués à la même classe alors qu'ils peuvent être localisés sur des fonds marins de nature différente. Variables autres que la taille des grains influencent la rétrodiffusion du signal acoustique : la rugosité (coquillages versus gravier), la porosité, la présence de bioturbation et la compaction du sédiment. Des concentrations élevées de matériel en suspension dans la colonne d'eau à proximité du fond peuvent également influencer les valeurs de rétrodiffusion. L'influence de toutes ces variables est en cours d'évaluation. Enfin, la dynamique naturelle liée à tout système sédimentaire implique que la couche superficielle est aussi sujette à des changements.

#### *Recommandations*

Il convient de développer de meilleurs algorithmes de classification pour affiner les classifications. Des recherches sont également encore nécessaires pour trouver la résolution optimale de la classification et des échantillonnages (stratégie et nombre d'échantillons).

Il convient de souligner que, dans cette phase de la DCSMM, la surveillance est limitée au niveau du nombre d'observations et d'échantillonnages. Pour un agrandissement d'échelle, des collaborations doivent être mises en place entre les différentes initiatives de cartographie. Pour pouvoir rassembler les produits de données générés par les différentes parties prenantes, une concertation a été lancée pour harmoniser les paramètres d'acquisition et de traitement des données. Les possibilités de mieux valoriser cette initiative dans le cadre d'un programme structurel de cartographie (inter)national sont étudiées.

Pour expliquer les causes des changements, on a besoin d'une évaluation multicritère. À ce niveau, il est important de disposer, pour chaque cellule de la grille, de connaissances de base débouchant plutôt sur des probabilités de prédominance spatiale de certaines classes de sédiments, ainsi que de différentes sources de

données pouvant expliquer les différences au niveau des caractéristiques des sédiments de surface (p. ex., la géologie locale, la dynamique et les processus sédimentaires). Par ailleurs, il est également important de quantifier les incertitudes liées aux techniques d'échantillonnage et d'analyse (p. ex. échantillonnages à l'aide d'un grappin Veen versus Hamon dans les zones de gravier ; tamisages versus analyses laser ; erreurs d'interpolation ; métadonnées). Une base de données des connaissances sur ces problématiques est en cours de développement (Van Lancker et al., 2017).

(4) Cartographie des tendances au niveau de l'évolution du type de substrat dans les lits de gravier dans deux zones de test.

Pour ce qui concerne la qualité des valeurs de rétrodiffusion et de profondeur mesurées par sondeur multifaisceaux, il est renvoyé au point (3) et à Montereale-Gavazzi et al. (2017) pour une discussion plus détaillée sur le sujet. En ce qui concerne l'analyse des séries chronologiques (2004-2015) des valeurs de rétrodiffusion des mesures effectuées avec le sondeur multifaisceaux, les valeurs ont été comparées avec des ensembles de données d'une zone "stable" dont la variation est connue (Roche et al., 2018), et où une calibration relative a été effectuée, du moins pour les ensembles de données du RV Belgica. Les ensembles de données du RV Simon Stevin ont montré une trop grande variation pour pouvoir être intégrés dans l'analyse des séries chronologiques. Les données fournies par un système multifaisceau plus ancien du RV Belgica (Kongsberg EM1002S, 100 kHz) n'ont pas été comparables aux données obtenues avec le Kongsberg EM3002D plus récent en raison de la différence de fréquences des signaux acoustiques utilisés par ces deux types de sondeurs. Les valeurs bathymétriques de l'EM1002S satisfont au critères de qualité « IHO S44 Order 1 » (à 30 m, intervalle de confiance à 95% de  $\pm 0,63$  m). Au niveau des valeurs de rétrodiffusion, une variation de  $\pm 1$  dB est considérée comme une marge d'erreur instrumentale (Hammerstad, 2000). Les ensembles de données classifiés ont été soumis aux mêmes calculs de précision que ceux décrits plus haut.

#### *Hiatus et incertitudes au niveau des connaissances et des méthodes utilisées*

Malgré la précision élevée des mesures bathymétriques réalisées par sondeur multifaisceaux, il persiste une marge d'erreur de  $\pm 0,30$  m qui ne permet pas d'étayer scientifiquement des changements plus fins. Avec la technologie actuellement à notre disposition, il n'est pas possible de quantifier un processus d'accrétion ou d'érosion sur la base de mesures bathymétriques si ce processus entraîne des variations bathymétriques en deçà de 0.3 m.

Les longues séries chronologiques combinent inévitablement des ensembles de données produits par divers types de sondeurs multifaisceaux parfois portés par différents navires. L'intercomparabilité des données de rétrodiffusion issues de différents sondeurs multifaisceaux reste problématique.

#### *Recommandations*

Des mesures bathymétriques à une résolution centimétrique verticale et décimétrique horizontale sont nécessaires pour pouvoir détecter de manière statistiquement significative les changements au niveau du fond. Les échantillonnages, et surtout les observations visuelles, en complément des mesures obtenues par sondeur multifaisceaux, s'avèrent cruciaux pour valider le signal acoustique. Des approches efficaces tant au niveau du temps que des coûts doivent encore être développées.

Dans une analyse de séries chronologiques, le contrôle de la qualité et la calibration relative des valeurs de rétrodiffusion obtenues par sondeur multifaisceaux sont importants. Dans ce cadre, il est recommandé d'investir dans les zones de référence dont les variations sont connues et qui sont accessibles aux différents navires. La zone DCSMM est une zone de ce type (Roche et al., 2018) et fera donc régulièrement l'objet de mesures afin d'enregistrer les variations naturelles. Cela permettra de valider les variations au niveau de la profondeur et de la rétrodiffusion observées sur d'autres zones.

Le couplage final des changements détectés à des causes naturelles versus anthropogènes exige une approche multidisciplinaire qui tienne compte les processus à la base des changements.

#### 2.4.8. Données et analyse

(1) Cartographie dans l'espace et dans le temps (2011-2016) de toutes les pressions attribuables aux activités humaines.

Pratiquement toutes les données sont obtenues directement des instances compétentes ou via leur site Web. Les données d'intensité de la pêche ont été obtenues sur le site Web d'OSPAR (<https://odims.ospar.org>).

Ensuite, toutes les coordonnées ont été converties en projection UTM zone 31 avec datum WGS84. Tous les points, toutes les lignes et tous les polygones ont été intégrés dans un système d'information géographique (SIG). Au sein du SIG, pour chaque objet, un nouveau polygone a été créé sur la base soit des dimensions exactes (perte physique), soit de tampons justifiés (perturbation physique). La perte physique et la perturbation physique due aux activités humaines ont été analysées séparément. Les polygones qui se chevauchaient ont été rassemblés pour éviter que l'utilisation de l'espace ne soit prise deux fois en compte. Pour déterminer les dimensions exactes et les tampons, on a cherché, dans la mesure du possible, à obtenir les informations directement au niveau des données sources. De plus, nous avons aussi consulté la littérature et procédé à des estimations (Kint et al., 2018). Les données sont disponibles sous la forme de fichiers SIG et de tableaux de données.

(2) Cartographie et suivi des mesures de gestion des espaces ayant pour objectif de réduire les pressions liées à la pêche. Pas encore d'application.

(3) Cartographie et suivi de la prédominance spatiale des habitats benthiques à grande échelle dans la PBMN. En ce qui concerne la révision des cartes relatives aux différentes classes de sédiments dans l'évaluation initiale (État belge, 2012), un ensemble de données élargi (nombre: 5672) comprenant les pourcentages de vase (< 0,063 mm), de sable (0,063 – 2 mm), et de gravier (> 2 mm), a été compilé (SediCURVE@SEA, période 1900-2016; structure voir Van Lancker, 2009) et classé sur la base des 4 classes de Folk. Cette approche a été choisie du fait que ce type de cartographie pouvait être effectué à l'échelle des eaux marines européennes, ce qui a permis d'obtenir des produits harmonisés au niveau transnational (p.ex., EMODnet-Geology European Commission, 2016ab). Les grands types de sédiments ont ensuite été combinés aux zones de profondeur et à l'énergie houlomotrice pour ainsi pouvoir cartographier la présence des habitats benthiques à grande échelle (*sensu* Décision de la Commission 2017/848, 17/5/2017). Ce processus a été réalisé au sein d'EMODnet Seabed Habitats (European Commission, 2016c).

Les données obtenues par sondeur multifaisceaux ont été traitées à l'aide d'un programme spécialisé (Fledermaus Geocoder FMGT v7.4.5.b). Pour la classification du fond marin, on a utilisé un algorithme de

regroupement k-means (Hartigan & Wong, 1979). Le regroupement k-means est une classification reproductible, rapide et objective non supervisée qui permet, de manière simple et itérative, de regrouper de gros ensembles de données. Finalement, les données ont été agrégées en un fichier raster thématique et tous les ensembles de données thématiques ont été validés statistiquement par rapport aux échantillonnages et aux observations visuelles. Pour déterminer les changements au niveau des sédiments par rapport à l'évaluation initiale, tous les ensembles de données ont été analysés avec la même résolution (c.-à-d. 10 m) et la même grille, regroupés et analysés par paire.

(4) Cartographie des tendances au niveau de l'évolution du type de substrat dans les lits de graviers dans deux zones de test.

Pour pouvoir cartographier les tendances sur une période plus longue, les ensembles de données existants et les nouveaux ensembles de données ont été combinés: pour la zone DCSMM, les données du Service Plateau continental du SPF Économie ont été complétées avec les ensembles de données de l'IRSNB-DO Nature; pour le banc de sable Oosthinder, les données provenaient de l'IRSNB-DO Nature et de l'université de Gand (Figure 2.14). Les séries chronologiques des valeurs de rétrodiffusion obtenues dans le cadre des mesures avec le sondeur multifaisceaux ont été soumises à la même procédure que décrite plus haut. Dans ce cadre, on a aussi quantifié les changements de la profondeur sur l'ensemble des séries chronologiques et pour cela, les données ont été traitées et corrigées par rapport aux marées dans le programme QPS QIMERA (v.1.2.4.429a). Les changements ont ensuite été quantifiés sur la base de deux approches: l'analyse des valeurs moyennes en décibels non classifiées dans les zones partielles, et la post-classification/approche d'ensemble qui a reposé sur l'utilisation des informations thématiques classifiées. Pour une description détaillée de l'analyse des données, voir Montereale-Gavazzi et al. (2017).

Les données et les métadonnées des analyses ayant conduit à une évaluation sont disponibles au BMDC ([www.bmdc.be](http://www.bmdc.be)).

#### 2.4.9. Références

État belge, 2012. Évaluation initiale pour les eaux marines belges. Directive-cadre Stratégie pour le milieu marin – Art. 8, alinéas 1a et 1b. UGMM, Service public fédéral Santé Publique, Sécurité de la Chaîne alimentaire et Environnement, Bruxelles, Belgique, 81 pp.

European Commission (2016a). European Marine Observation Data Network (EMODnet) Thematic Lot n° 2 Geology ([www.emodnet-geology.eu](http://www.emodnet-geology.eu)). EMODnet Phase 2 – Final Report Reporting Period: 16/10/2013 – 14/10/2016. European Commission's Directorate- General for Maritime Affairs and Fisheries (DG MARE). Download: <https://webgate.ec.europa.eu/maritimeforum/en/node/3946>

European Commission (2016b). European Marine Observation Data Network (EMODnet) Geology project Seabed substrate 1:250 000 – Europe. European Commission's Directorate- General for Maritime Affairs and Fisheries (DG MARE). Download: [www.emodnet-geology.eu](http://www.emodnet-geology.eu)

European Commission (2016c). European Marine Observation Data Network (EMODnet) Seabed Habitats project. European Commission's Directorate- General for Maritime Affairs and Fisheries (DG MARE). Download: [www.emodnet-seabedhabitats.eu](http://www.emodnet-seabedhabitats.eu).

- Folk, R.L. (1954). The distinction between grain size and mineral composition in sedimentary rock nomenclature. *Journal of Geology* 62 (4), 344-359.
- Foody, G.M. (2002). Status of land covers classification accuracy assessment. *Remote Sens Environ* 80, 185–201.
- Hammerstad E (2000) EM technical note: backscattering and seabed image reflectivity 1–5.
- Hartigan, J. A., & Wong, M. A. (1979). Algorithm AS 136: A k-means clustering algorithm. *Journal of the Royal Statistical Society. Series C (Applied Statistics)* 28(1), 100-108.
- Kint, L., Montereale Gavazzi, G. & Van Lancker, V., 2018. Kaderrichtlijn Mariene Strategie. Beschrijvend element 6: Zeebodintegriteit. Ruimtelijke analyse fysisch verlies en fysische verstoring. Brussel, Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, 41 p.
- Long, D. (2006). Seabed sediment classification. MESH Project Document < [http://www. searchmesh.net/PDF/GMHM3\\_Detailed\\_explanation\\_of\\_seabed\\_sediment\\_classification](http://www.searchmesh.net/PDF/GMHM3_Detailed_explanation_of_seabed_sediment_classification).
- Montereale-Gavazzi, G., Roche, M., Lurton, X., Degrendele, K., Terseleer, N., Van Lancker, V. (2017). Seafloor change detection using multibeam echosounder backscatter: case study on the Belgian part of the North Sea. *Marine Geophysical Research*, 1-19.
- OSPAR (2017). Intermediate Assessment. GIS Data layers on fishing intensity surface and subsurface (<https://odims.ospar.org>).
- Pontius, R.G. & Santacruz, A. (2015) diffeR: metrics of difference for comparing Pairs of maps. R package version 0.0–4. <https://CRAN.R-project.org/package=diffeR>. Accessed 10 Nov 2016
- Roche, M., Degrendele, K., Vrignaud, C., Loyer, S., Le Bas, T. Augustin, J.-M. and Lurton, X. (2018). Control of the repeatability of high frequency multibeam echosounder backscatter by using natural reference areas. *Marine Geophysical Research*. <https://doi.org/10.1007/s11001-018-9343-x>
- Stevenson, S., Kotilainen, A., Kaskela, A., Alanen, U., Asch, K., Schubert, C., van Heteren S., van de Ven, T., Thorsnes, T., Verbruggen, K., Robinson, A., Guinan, J., Graves, H. & the Project Team (2012). EMODnet-Geology Project Maintenance Report. Preparatory Actions for a European Marine Observation and Data Network. Lot No 2 – Geological data. EC Contract No. MARE/2008/03
- Van Lancker, V. (2009). SediCURVE@SEA: a multiparameter sediment database, in support of environmental assessments at sea. In: Van Lancker, V. et al. QUantification of Erosion/Sedimentation patterns to Trace the natural versus anthropogenic sediment dynamics (QUEST4D). Final Report Phase 1. Science for Sustainable Development. Brussels: Belgian Science Policy 2009 – 63p + Annexes.
- Van Lancker, V., Baeye, M., Montereale-Gavazzi, G. & Van den Eynde, D. (2016). Monitoring of the impact of the extraction of marine aggregates, in casu sand, in the zone of the Hinder Banks. Period 1/1 – 31/12 2015 and Synthesis of results 2011-2015. Brussels, RBINS-OD Nature. Report <MOZ4-ZAGRI/I/VVL/2016/EN/SR01>, 84 pp. (+5 Annexes, 190 p).
- Van Lancker, V., F. Francken, K. Lars, N. Terseleer Lillo, D. Van den Eynde, L. De Mol, G. De Tré, R. De Mol, T. Missiaen, V. Hademenos, M. Bakker, F. Busschers, D. Maljers, J. Stafleu and S. Van Heteren (2017). Building a 4D Voxel-Based Decision Support System for a Sustainable Management of Marine Geological Resources, In: ‘Oceanographic and Marine Cross-Domain Data Management for Sustainable Development, P. Diviacco, A. Leadbetter and H. Graves (eds.), IGI Global. DOI: 10.4018/978-1-5225-0700-0

## 2.5. Changements hydrographiques (D7)

Le développement en zone côtière et marine peut globalement se répartir en urbain et résidentiel (logement...), infrastructure (ports, parcs à éoliennes, îles artificielles...), tourisme et loisirs, et ressources naturelles (extraction d'agrégats...). Le développement dans ces zones, s'il est mal géré, peut considérablement modifier les conditions hydrographiques, avec une incidence significative à la fois sur le milieu côtier et marin. Les modifications permanentes des conditions hydrographiques comme la température, la salinité, les courants et les vagues provoquées par les activités humaines peuvent induire des changements subséquents sur le régime des marées, le transport des sédiments et de l'eau douce, l'action des courants et des vagues, etc. De tels changements sont susceptibles d'affecter les écosystèmes marins à plus grande échelle, en particulier pour la partie belge de la mer du Nord s'ils viennent à perturber la répartition des zones d'érosion et de sédimentation. Dans le cadre de cette évaluation, les objectifs environnementaux ont été adaptés et suivent la nouvelle décision de la Commission Européenne (2017/848/EU). Leur évaluation ne doit pas directement conduire à un jugement sur le bon état environnemental mais l'étendue spatiale des modifications permanentes et l'étendue de chaque type d'habitats benthiques subissant des effets néfastes induits par ces modifications est rapportée.

### 2.5.1. Changements permanents et notables des conditions hydrographiques

Sébastien Legrand, Paloma de la Vallée, Michael Fettweis et Dries van Den Eynde.

Sur la période 2011-2016, les parcs éoliens offshore sont les seuls projets d'infrastructure mis en œuvre sur la PBMN. On a longtemps cru qu'au-delà de la zone d'érosion qui se développe au pied de chaque éolienne, la présence des éoliennes n'induisait aucun changement hydrographique permanent notable. Toutefois, après l'observation de panaches turbides s'étendant sur plusieurs kilomètres dans le sillage des éoliennes, des observations aériennes, des observations in-situ et des simulations à haute résolution suggèrent à la fois une diminution de la vitesse des courants et de la tension de fond dans le sillage de l'éolienne et en même temps une augmentation de la turbulence permettant, dans des conditions propices (e.g. mer plate en période de marée de vives-eaux), le développement du panache turbide jusqu'en surface. Ces effets étant causés par l'interaction entre les courants de marées et les fondations des éoliennes, ils tournent deux fois par jour autour des éoliennes en fonction de la marée ; les effets les plus marqués étant alignés avec la direction principale de l'ellipse de marée. Par ailleurs, des études récentes suggèrent que les fondations des éoliennes peuvent réfléchir et diffuser l'énergie transportée par les vagues, diminuant légèrement la hauteur des vagues en aval des parcs et l'augmentant légèrement en amont. Sans que le lien de cause à effet n'ait été formellement établi, l'interaction entre les vagues et des éoliennes pourraient expliquer la légère diminution de la hauteur significative des vagues observées aux bouées Bol van Heist, Wandelaar et Scheur-Wielingen entre les périodes 2005-2010 et 2011-2016.

Une estimation réaliste de la superficie impactée de manière notable par les changements des courants et de la tension de fond serait de 0,066 km<sup>2</sup> par éolienne, soit une superficie cumulée de 15,47 km<sup>2</sup> pour l'ensemble des 233 éoliennes installées à la fin 2016. Le programme de surveillance de D7 sera adapté dans le prochain cycle de rapportage de la MSFD afin de pouvoir estimer la superficie des zones impactées de manière notable par le développement des panaches turbides et par les changements dans les patterns des vagues.

#### 2.5.1.1. Introduction

Cette évaluation vise à identifier les changements hydrographiques permanents induits par ces infrastructures et qui sont susceptibles de modifier la répartition des zones d'érosion et de sédimentation dans la PBMN. Lors de la phase des études d'impacts environnementaux des grands travaux d'infrastructure, de tels changements seront qualifiés de notables si au moins un des critères suivant est rencontré:

- (i) Il correspond à une perte physique telle que définie par le descripteur 6
- (ii) Il entraîne une variation de plus de 10% en valeur absolue de la tension moyenne de cisaillement au fond par rapport à la situation de référence.
- (iii) Il entraîne une variation de la durée de sédimentation ou de la durée d'érosion supérieure à 5% en valeur absolue par rapport à la situation de référence.

La tension de cisaillement au fond utilisée dans les critères (ii) et (iii) doit en principe être calculée en tenant compte des effets conjoints des courants et des vagues sur le fond. Toutefois, pour les travaux d'infrastructures qui induisent des changements hydrographiques permanents notables à petite échelle, les critères (ii) et (iii) peuvent être évalués sur base de simulations numériques réalisées à l'aide d'un modèle hydrodynamique validé sur un cycle de 14 jours de marée de vives eaux et de mortes eaux.

L'évaluation de l'étendue des zones subissant les changements hydrographiques permanents notables peut être ultérieurement raffinée après la construction de l'infrastructure, par exemple en se basant sur les résultats de travaux scientifiques issus d'un programme de monitoring environnemental, si ce dernier est imposé dans le permis environnemental.

Cette évaluation ne doit pas conduire à un jugement sur le bon état environnemental hydrographique.

#### 2.5.1.2. Contexte

Au cours de la période 2011-2016 sujette au rapportage, seuls des nouveaux projets d'énergies renouvelables offshore ont été mis en œuvre sur la PBMN. Ainsi, sur les 9 projets d'énergies renouvelables offshore prévus sur la PBMN, trois sont opérationnels : les parcs éoliens C-Power, Belwind et Northwind. Ils totalisent ensemble 183 éoliennes pour une capacité de production d'énergie de 712 MW. Bien que n'étant pas encore en production, les 50 éoliennes du parc Nobelwind ont été installées en 2016. Finalement, 5 autres parcs éoliens offshore ont reçus leur permis environnemental : les parcs éoliens Norther, Rentel, Seastar, Northwester II et Mermaid. Au total, ces neuf projets représentent une capacité de production d'énergie de 2.2 GW.

Vu la taille relativement réduite des fondations des éoliennes, les études d'impacts environnementaux<sup>2</sup> ont conclu que la présence des parcs éoliens n'influenceront probablement pas de manière significative (i.e. notable) ni les courants ni la tension de fond en dehors du voisinage proche des fondations. Aucun effet néfaste sur le milieu marin en général et sur les habitats benthiques en particulier n'était donc attendu à grande échelle (Rumes et al. 2015a et 2015b). Toutefois, afin de permettre une évaluation correcte des impacts environnementaux des parcs éoliens offshore, les permis environnementaux imposent un programme de monitoring environnemental. Ce dernier peut mener à l'imposition de mesure d'atténuation des nuisances voir à l'arrêt total de l'activité en cas de dommage sévère pour l'écosystème marin. Les principales conclusions du programme de monitoring des impacts environnementaux des parcs éoliens offshore installés dans la PBMN sont présentées dans Degraer et al. (2009, 2010, 2011, 2012, 2016, 2017).

### 2.5.1.3. Zone Géographique

PBMN. Le rapportage est effectué sur deux régions:

- la PBMN en-deçà du premier mille nautique par rapport à la ligne de base ;
- l'entièreté de la PBMN (y compris la partie en deçà du premier mille nautique par rapport à la ligne de base).

### 2.5.1.4. Méthodologie

Les outils suivants ont été utilisés pour préparer l'évaluation :

- 1) Une cartographie spatio-temporelle (2011-2016) des pertes physiques associées aux activités humaines. Celle-ci a été réalisée dans le cadre de l'évaluation du descripteur 6 (2.4.5). L'étendue spatiale des pertes physiques est basée sur les dimensions effectives de l'activité auxquelles a pu être ajoutée une zone tampon réaliste. Dans le cadre des éoliennes, la perte physique cartographiée correspond à la fondation de chaque éolienne et à la zone d'érosion adjacente (prise au sol de 5 à 15 m de rayon en fonction du type de fondation).
- 2) Les résultats des contrôles annuels des zones d'érosion autour des fondations des éoliennes effectués dans le cadre du monitoring environnemental des parcs éoliens offshore (e.g. Van den Eynde et al, 2011)
- 3) Les résultats des mesures in-situ réalisées à l'aide d'un « bottom lander » équipé de différents instruments (ADV, ADCP, OBS, LISS) effectuées dans le cadre du monitoring environnemental des parcs éoliens offshore (Van den Eynde et al, 2011; Baeye et al., 2015)
- 4) Les résultats des mesures de la composition du substrat effectué dans le cadre du monitoring des communautés benthiques présentes dans les parcs éoliens offshore (Reubens et al., 2016 ; Colson et al., 2017).
- 5) Des images satellitaires de la couleur de l'océan (e.g. Van Hellemont, 2014) et des photographies aériennes prises par l'équipe SURV de IRSNB-OD Nature.
- 6) Les résultats d'une étude numérique à haute résolution (12.5m) réalisée avec le modèle COHERENS sur une section du futur parc éolien Mermaid. Cette maille du parc éolien contient 5 éoliennes. Nichée dans la chaîne des modèles optos quotidiennement utilisés par le centre de prévisions marines de l'IRSNB (e.g. Pison et Ozer, 2003 ou <http://www.marineforecasts.be/>), la grille de calcul, couvre une zone de 4 km<sup>2</sup> avec une résolution de 12.5m. Chaque éolienne y est représentée par une cellule sèche de 12.5m de côté. La distance

<sup>2</sup> par exemple, Rumes et al. (2015a) pg 44 et 57 ou Rumes et al. (2015b) pg 31 et 38

entre deux éoliennes est d'environ 875m. Les résultats de cette étude ont été analysés en suivant la méthodologie décrite dans Legrand (2014).

#### 2.5.1.5. Résultats et tendance

- 1) Les zones d'érosion autour des fondations des éoliennes sont stables dans le temps (e.g. Van den Eynde et al., 2011).
- 2) Les images satellitaires à haute résolution, qui ont principalement été prises par temps calme (par exemple Figure 2.24) suggèrent que des panaches turbides étroites peuvent se développer dans le sillage de chaque éolienne et des autres mâts de mesures en mer (Vanhellemont and Ruddick, 2014). La présence de ces panaches a été confirmée par des observations aériennes et in-situ effectuées dans la PBMN (Baeye and Fettweis, 2015) et ailleurs dans le monde. Dans la PBMN, ces panaches tournent autour de l'éolienne deux fois par jour, en fonction de la marée. Ils peuvent s'étirer sur plusieurs kilomètres et leur largeur augmente progressivement de quelques mètres à une centaine de mètres en fonction de la distance à l'éolienne. A notre connaissance, aucune observations des panaches turbides n'a été rapportée par mer agitée.

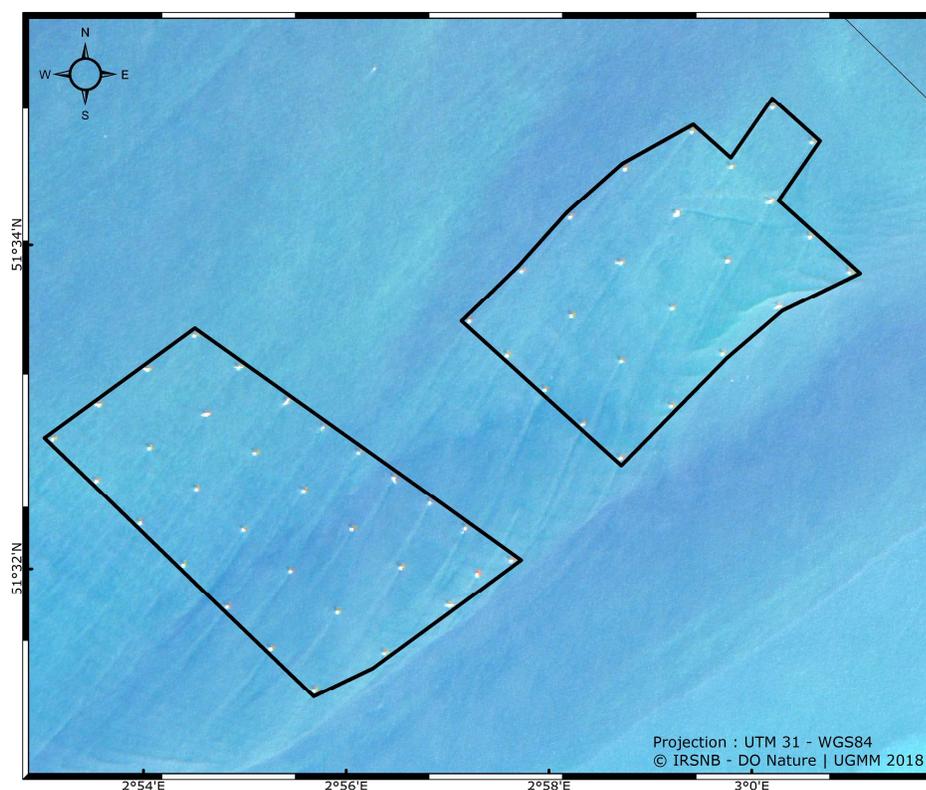


Figure 2.24. Panaches turbides se développant dans le sillage des éoliennes du parc C-POWER vues par le satellite Landsat-8 le 7 juin 2015 (« pan-sharpened L8 images », résolution de 15 m par pixel).

Il n'existe pas encore de consensus scientifique pour expliquer le développement des panaches turbides

observés. Afin d'apporter des éléments de réponses à ce débat et aussi mettre en évidence d'éventuels changements permanents notables des conditions hydrographiques qui n'ont pas été anticipés dans les études d'impacts environnementaux, une étude numérique à haute résolution a été réalisée avec le modèle COHERENS sur une maille inspirée d'une des configurations envisagées pour le futur parc éolien Mermaid. Le substrat de la zone Mermaid est principalement constitué de sable moyennement grossier (granularité  $\geq 300\mu\text{m}$ ) qui peut être remis en suspension dès que la tension de cisaillement de fond est supérieure à 1.14 Pa (Soulsby et Whitehouse, 1997 ; Legrand, 2014). Les principales conclusions de cette étude sont présentées de la Figure 2.25: Instantanés du courant de fond à différents instants de la marée : (a) marée montante, (b) renversement de marée, (c) marée descendante, (d) retournement de marée. La présence des éoliennes crée une trainée dans le sillage des éoliennes. Les impacts sur les courants sont maximaux lorsque les courants de marées sont les plus intenses, aussi bien à marée montante qu'à marée descendante.

3) Figure 2.30 :

- a. Même sans éoliennes, la tension de cisaillement au fond est suffisante pour permettre la mise en suspension de sable moyennement grossier pendant environ 3 heures par cycle de marées (Figure 2.28). Les fractions plus fines de sédiments présents peuvent bien sûr être aussi remises en suspension.
- b. **Selon l'indicateur basé sur la tension de cisaillement au fond (cf. section 2.5.1.1), chaque éolienne perturbe l'écoulement de manière notable sur une superficie d'environ 0,066 km<sup>2</sup>.** Ces perturbations sont de natures multiples. Tout d'abord, une zone d'érosion se développe au pied de chaque éolienne (Figure 2.28). Cette zone est caractérisée par un doublement de la tension de cisaillement de fond (Figure 2.26). Ensuite une trainée – caractérisée par des vitesses de courant plus faibles – se développe dans le sillage de chaque éolienne (Figure 2.25). En fonction de la marée, elle peut s'étendre sur plusieurs centaines de mètres en aval de l'éolienne. L'impact de la trainée est le plus important lorsque les courants de marées sont les plus importants, aussi bien en marée montante qu'en marée descendante. Dans la trainée, la tension de fond est plus faible (Figure 2.26), ce qui en moyenne doit favoriser la sédimentation (Figure 2.29). Finalement, entre les zones des traînées, on peut voir l'établissement de canaux dans lesquels la tension de fond augmente légèrement, ce qui en moyenne devrait favoriser la mise en suspension des sédiments.

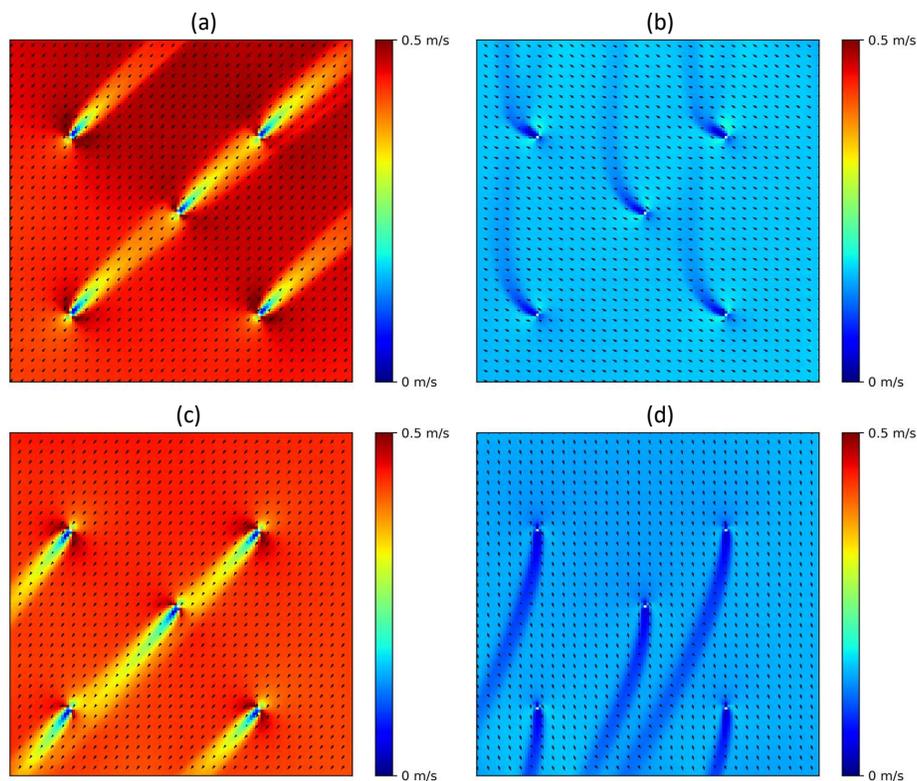


Figure 2.25. Instantanés du courant de fond à différents instants de la marée : (a) marée montante, (b) renversement de marée, (c) marée descendante, (d) retournement de marée . La présence des éoliennes crée une trainée dans le sillage des éoliennes. Les impacts sur les courants sont maximaux lorsque les courants de marées sont les plus intenses, aussi bien à marée montante qu'à marée descendante.

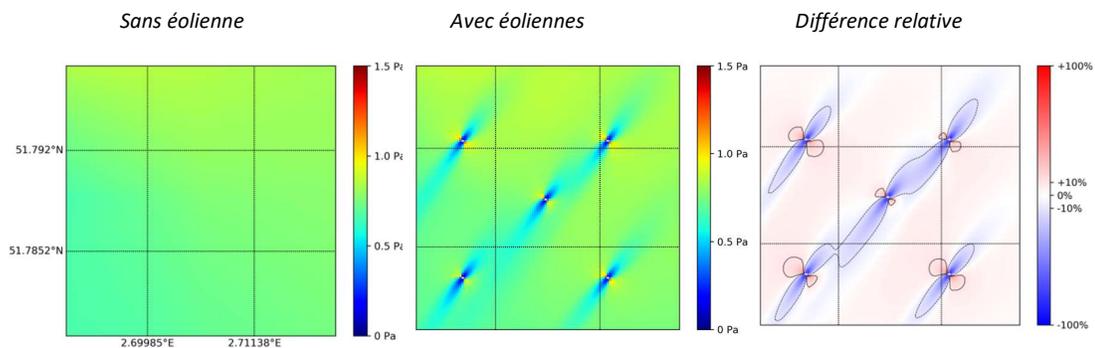


Figure 2.26. Tension de cisaillement au fond **moyennée** sur un cycle de marées de vives eaux et de mortes-eaux. La présence des éoliennes crée une trainée dans le sillage des éoliennes ainsi qu'une zone d'érosion au pied de chaque éolienne. Les impacts maximums ont lieu lorsque les courants de marées sont les plus intenses, aussi bien à marée montante qu'à marée descendante.

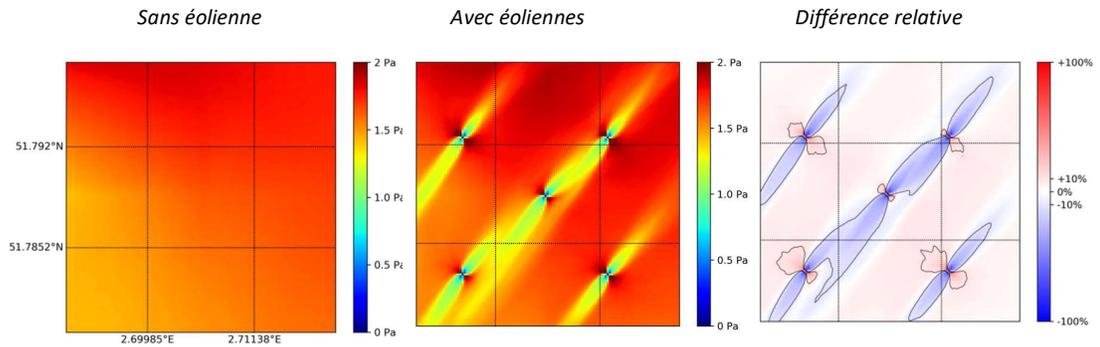


Figure 2.27. Percentile 90 de la tension de cisaillement au fond calculé sur un cycle de marée de vives-eaux et de mortes-eaux.

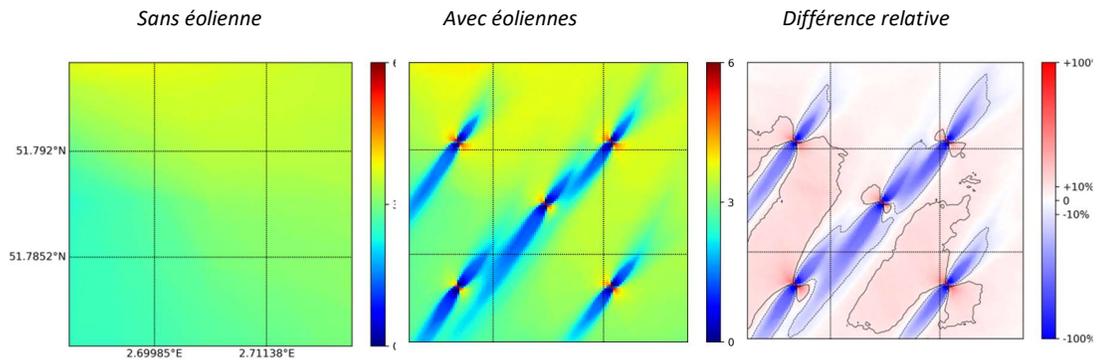


Figure 2.28. Temps **moyen** par cycle de marée propice à la mise en suspension de sable moyennement grossier ( $d \approx 300\mu\text{m}$ ).

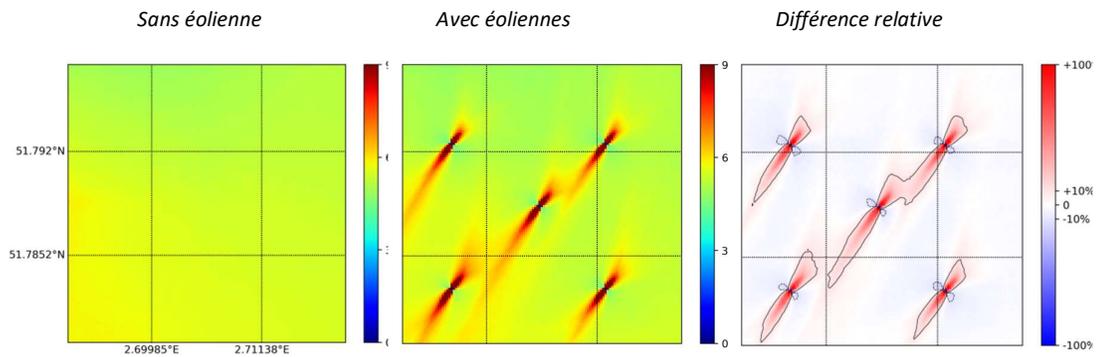


Figure 2.29. Temps **moyen** par cycle de marée propice à la sédimentation pour du sable moyennement grossier ( $d \approx 300\mu\text{m}$ ).

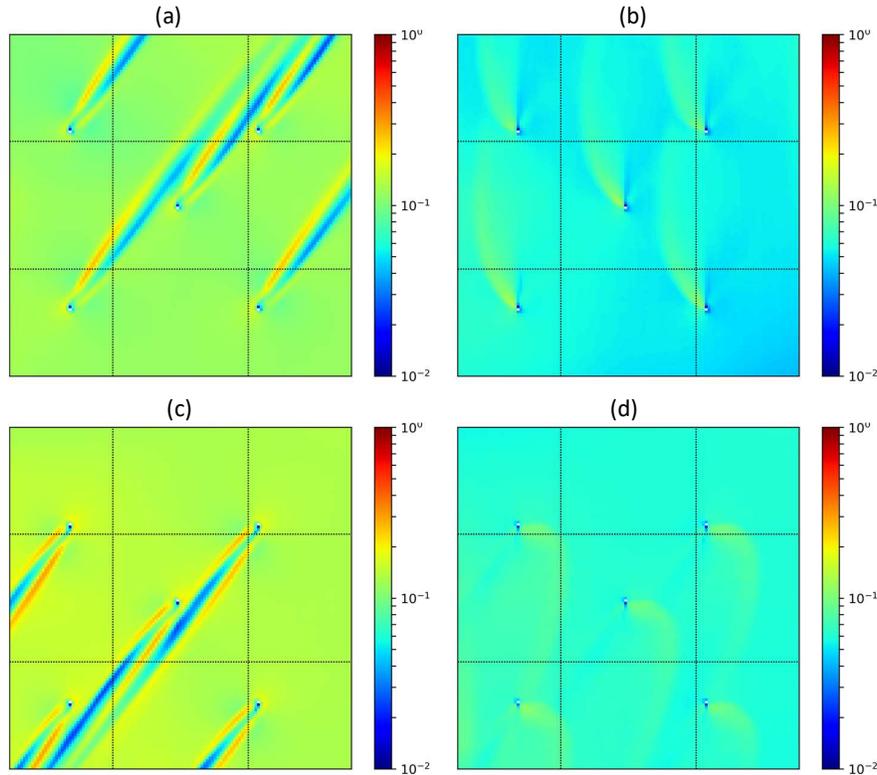


Figure 2.30. Instantanés de la viscosité cinématique turbulente ( $m^2/s$ ) à  $\frac{1}{4}$  de la hauteur la colonne d'eau ( $\pm 26.5$  m du fond) à différents instants de la marée : (a) marée montante, (b) renversement de marée, (c) marée descendante, (d) retournement de marée.

- c. Figure 2.29, qui suggère une augmentation de la sédimentation dans les sillages des éoliennes sur une période de 14 jours, est en contradiction apparente avec le développement des panaches turbides qui peuvent être observée dans le sillage des éoliennes par mer calme. Ce paradoxe peut être expliqué par une analyse plus fine de la viscosité cinétique turbulente. Ainsi, la Figure 2.30 montre que le cisaillement (gradient de vitesse) entre la trainée et l'écoulement ambiant est suffisamment important à marée montante et descendante pour générer sur l'entièreté de la colonne d'eau une enveloppe turbulente qui entoure la trainée. Les tourbillons ainsi générés sont ensuite advecté par les courants jusqu'à leur dissipation, soit quelques centaines de mètres ou kilomètres plus loin. A contrario, la trainée est une zone sans turbulence. De même, lors du retournement des marées, le cisaillement est trop faible pour maintenir la production des tourbillons. Associé avec la Figure 2.28, ce mécanisme de production et de dissipation d'énergie cinétique turbulente permet de supposer que le panache turbide est constitué de sédiments mis localement en suspension lors des marées montantes et descendantes et qui, sous l'effet de la turbulence, peuvent s'élever plus haut dans la colonne d'eau ; voir atteindre la surface lorsque le

cisaillement est suffisamment important (par exemple en période de vives-eaux). Selon cette hypothèse, le volume total de sédiments mis en suspension ne serait pas plus important que le volume totale de sédiments mis en suspension sans la présence des éoliennes, mais ce volume serait distribué différemment dans la colonne d'eau. Cette hypothèse pourrait aussi expliquer pourquoi les panaches turbides ne sont pas rapportés par mer grosse, la turbulence induite par le cisaillement dans le sillage des éoliennes étant alors masquée par la turbulence ambiante induites par les vagues. A ce stade, des études complémentaires sont nécessaires pour valider cette théorie et déterminer si lorsqu'ils se développent, ces panaches peuvent avoir un effet notable sur la turbidité mesurées dans la colonne d'eau ou au fond, sur la composition en sédiments fins dans le sillages des éoliennes ou sur les écosystèmes pélagiques et benthiques.

- 4) Le Tableau 2.8 présente l'évolution annuelle entre 2011 et 2016 de l'étendue des changements permanents et notables des conditions hydrographiques pour l'ensemble de la PBMN par indicateurs. Il combine les résultats présentés au point 3 ci-dessus (à savoir un changement permanent et notable des conditions hydrographiques sur une zone de 0,066 km<sup>2</sup> par éolienne), et les pertes physiques rapportées dans le cadre de l'évaluation du descripteur 6 (cf. 2.4).

Tableau 2.8. Evolution annuelle de l'étendue des changements hydrographiques permanents et notables dus aux activités humaines en km<sup>2</sup> pour **l'ensemble** de la PBMN.

	2011	2012	2013	2014	2015	2016
	km <sup>2</sup>					
Mâts de mesures et de radars	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Pipelines	8,08	8,08	8,08	8,08	8,08	8,08
Câbles d'énergie	0,04	0,07	0,09	0,09	0,09	0,10
Câbles de télécommunications	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
Parcs éoliens	7,38	7,38	12,15	12,15	12,15	15,47
Total	15,55	15,58	20,37	20,37	20,37	23,70

- 5) Le Tableau 2.9 présente la même information pour le premier mille nautique de la PBMN. Car aucune éolienne offshore a été installée dans cette zone, ce tableau ne reprend que les pertes physiques rapportées dans le cadre du descripteur 6.

Tableau 2.9. Evolution annuelle de l'étendue des changements hydrographiques permanents et notables dus aux activités humaines en km<sup>2</sup> et pour **le premier mille nautique** de la PBMN.

	2011	2012	2013	2014	2015	2016
	km <sup>2</sup>					
Mâts de mesures et de radars	0	0	0	0	0	0
Pipelines	0,241	0,241	0,241	0,241	0,241	0,241

Câbles d'énergie	0,002	0,002	0,003	0,003	0,003	0,003
Câbles de télécommunications	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002
Parcs éoliens	/	/	/	/	/	/
<b>Total</b>	<b>0,243</b>	<b>0,243</b>	<b>0,246</b>	<b>0,246</b>	<b>0,246</b>	<b>0,246</b>

#### 2.5.1.6. Conclusions

Au cours de la période 2011-2016, l'étendue cumulée des changements hydrographiques permanents et notables est passée de 15,57 km<sup>2</sup> à 23,69 km<sup>2</sup>. Cette augmentation est uniquement due à la construction des parcs éoliens offshore.

Alors que l'on a longtemps considéré que la présence d'un parc éolien offshore n'induisait pas de changements hydrographiques permanents et notables, des études récentes basées sur des observations satellitaires, des observations in-situ et des simulations numériques ont montré que la présence des éoliennes pouvait perturber localement le patron d'érosion et de sédimentation sur une superficie d'environ 0,066 km<sup>2</sup> autour de chaque éolienne. Pour l'ensemble des 233 éoliennes offshore installées dans la PBMN à la fin 2016, cela représente des changements hydrographiques notables sur une étendue cumulée de 15,47 km<sup>2</sup>.

#### 2.5.1.7. Aspect de qualité

L'étendue de changements hydrographiques induits par la présence des éoliennes a été estimée à partir des résultats d'une étude de modélisation qui prend uniquement en considération l'influence de la marée. Bien que corroborée par des observations in-situ, aériennes et satellitaires, cette estimation pourra être affinée dans les prochains cycles de rapportage de la DCSMM pour prendre en compte des variables importantes comme le type et le diamètre des fondations des éoliennes ou encore l'influence du vent et des vagues sur les trainées. Par exemple, 3 types de fondations ont été mises en œuvre dans les parcs éoliens offshore en activité : les fondations gravitaires, les jackets et les piliers uniques. Dues à leurs formes respectives, les impacts des fondations sur les courants peuvent être fort différents. Vu leur forme et leur taille, les fondations gravitaires génèrent les sillages plus importants alors que la structure ouverte des jackets permet à une partie du courant principal de s'écouler à travers la structure.

Des études complémentaires sont aussi nécessaires afin d'identifier formellement l'origine, la composition et le volume des sédiments mis en suspension dans les panaches turbides observés dans le sillage des éoliennes.

#### 2.5.1.8. Données

Les données et métadonnées sont disponibles au BMDC ([www.bmdc.be](http://www.bmdc.be)). Les cartes présentées sont disponibles dans un format GIS et les données issues de l'étude numérique sont disponibles au format netcdf.

#### 2.5.1.9. Références

- Baeye M. & Fettweis M. (2015) In situ observations of suspended particulate matter plumes at an offshore wind farm, southern North Sea. *Geo-Mar Lett* DOI 10.1007/s00367-015-0404-8
- Cazenave P.W., R. Torres and J.I. Allen (2016) Unstructured grid modelling of offshore wind farm impacts on seasonally stratified shelf seas. *Progress in Oceanography* 145, p. 25–41. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pocean.2016.04.004>

- Colson L., U. Braeckman and T. Moens (2017) Effect of turbine presence and type on macrobenthic communities inside an offshore windfarm? In: Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B. & Vigin, L. (eds). 2017. Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: A continued move towards integration and quantification. Brussels: Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management Section.
- 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.) (2010) Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Early environmental impact assessment and spatio-temporal variability. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models. Marine ecosystem management unit. 184 pp. + annexes.
- Degraer, S., Brabant, R. & Rumes, B., (Eds.) (2011). Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Selected findings from the baseline and targeted monitoring. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models. Marine ecosystem management unit. 157 pp. + annex.
- Degraer, S., Brabant, R. & Rumes, B., (Eds.) (2012). Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Heading for an understanding of environmental impacts. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models, Marine ecosystem management unit. 155 pp. + annexes.
- Degraer S., Brabant R., Rumes B. and Vigin L. (Eds) (2016) Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea : Environmental impact reloaded. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management section. 287 pp. ISBN: 9789082641202.
- Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B. & Vigin, L. (eds). 2017. Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: A continued move towards integration and quantification. Brussels: Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management Section.
- Legrand S. (2014) Le programme de surveillance des objectifs environnementaux 29 et 30 de la directive cadre « stratégie pour le milieu marin ». Institut Royal Des Sciences Naturelles de Belgique, 13pp.
- Nagel T., J. Chauchat, A. Wirth and C. Bonamy (2018) On the multi-scale interactions between an offshore-wind-turbine wake and the ocean-sediment dynamics in an idealized framework - A numerical investigation, *Renewable Energy*, 115, pp. 783-796, <https://doi.org/10.1016/j.renene.2017.08.078>
- Pison V. and J. Ozer (2003). Operational products and services for the Belgian coastal waters. In: Dahlin et al. (Eds) (2003) Building the European Capacity in operational Oceanography. Proceedings of the 3<sup>rd</sup> International EuroGOOS Conference, pp 503-509.
- Populus J., Vasquez M., Albrecht J., Manca E., Agnesi S., Al Hamdani Z., Andersen J., Annunziatellis A., Bekkby T., Bruschi A., Doncheva V., Drakopoulou V., Duncan G., Inghilesi R., Kyriakidou C., Lalli F., Lillis H., Mo G., Muresan M., Salomidi M., Sakellariou D., Simboura M., Teaca A., Tezcan D., Todorova V. and Tunesi L., 2017. EUSeaMap, a European broad-scale seabed habitat map. 174p. <http://doi.org/10.13155/49975>
- Reubens J., M. Alsebai and T. Moens (2016) Expansion of small-scale changes in microbenthic community inside an offshore wind farm? In: Degraer S., Brabant R., Rumes B. and Vigin L. (Eds) (2016) Environmental

- impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea : Environmental impact reloaded. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management section. 287 pp. ISBN: 9789082641202.
- Rumes B., M. Di Marcantonio, R. Brabant, I. De Mesel, V. Dulière, J. Haelters, F. Kerckhof, A. Norro, D. Van den Eynde, L. Vigin en B. Lauwaert. (2015a) Milieueffecten-beoordeling van het MERMAID offshore energiepark ten noordwesten van de Bligh Bank. Janvier 2015. 233 pp.
- Rumes B., M. Devolder, R. Brabant, I. De Mesel, S. Degraer, J. Haelters, F. Kerckhof, A. Norro, D. Van den Eynde, L. Vigin en B. Lauwaert (2015b) Milieueffectenbeoordeling van het NORTHWESTER 2 offshore windpark ten noordwesten van de Bligh Bank Onderzoek van de aanvraag van de NV NORTHWESTER 2 voor een vergunning en machtiging voor de aanleg en de exploitatie van een windpark in de zeegebieden onder de rechtsbevoegdheid van België. Novembre 2015. 193 pp.
- Vanhellemont Q. & Ruddick K. (2014) Turbid wakes associated with offshore wind turbines observed with Landsat 8. Remote Sensing of Environment, Vol. Volume 145 pp. 105–115.

## 2.5.2. Effets néfastes en raison de la modification permanente des conditions hydrographiques sur les habitats benthiques

Sébastien Legrand

Durant la période 2011-2016, la construction de parcs éoliens offshore sont les seuls projets d'infrastructure mis en œuvre. Au-delà de la zone d'érosion qui se développe au pied de chaque éolienne (zone de 5 à 15 m de rayon autour des fondations des éoliennes considérée comme une perte physique), il n'existe à ce jour aucune preuve que les changements hydrodynamiques permanents induits par la présence des éoliennes ont un impact néfaste sur les habitats benthiques.

### 2.5.2.1. Introduction

L'évaluation vise identifier l'étendue des habitats benthiques subissant des effets néfastes en raison de la modification permanente des conditions hydrographiques (cf. 2.5.1). Ces zones correspondent

- (1) soit aux zones ayant subies une perte physique au sens du descripteur 6;
- (2) soit aux zones dont la modification permanente et notable des conditions hydrographiques entraîne un changement de classification de l'habitat selon la méthodologie développée dans le cadre de EMODNet-habitat pour la mer Celtique et la mer du Nord étendue (Populus et al., 2017).

L'étendue des habitats benthiques subissant des effets néfastes en raison de la modification permanente des conditions hydrographiques peut être raffinée après la construction de l'infrastructure, par exemple en se basant sur les résultats de travaux scientifiques issus d'un programme de monitoring environnemental, si ce dernier est imposé dans le permis environnemental.

### 2.5.2.2. Contexte

Les seuls projets d'infrastructure mis en œuvre durant la période 2011-2016 sont les projets d'énergies renouvelables comme décrit en 2.5.1.2. Les parcs C-POWER, Belwind, Nobelwind et Northwind sont installés dans des habitats « sables circalittoraux côtiers modérément énergétiques » et « sables circalittoraux du large modérément énergétique ».

### 2.5.2.3. Zone Géographique

PBMN avec une attention particulière sur les habitats qui peuvent subir des effets néfastes induits par des changements permanents notables des conditions hydrographiques: « sables circalittoraux côtiers » et « sables circalittoraux du large ». La Figure 2.13 présente la répartition des grands habitats benthiques. Leur étendue est reprise dans le Tableau 2.10.

Tableau 2.10. Etendue des grands habitats benthiques présents dans la partie belge de la mer du Nord (PBMN). Les valeurs sont dérivées de Populus et al. (2017).

Grand type d'habitat benthique	Etendue totale dans la PBMN (km <sup>2</sup> )	Etendue dans le premier mille nautique de la PBMN (km <sup>2</sup> )
Sédiments grossiers infralittoraux	1.62	0.17
Sables infralittoraux	122.08	22.78
Vases infralittorales	4.64	3.29
Sédiments grossiers circalittoraux côtiers	71.25	-
Sédiments hétérogènes circalittoraux côtiers	4.23	0.01
Sables circalittoraux côtiers	980.13	36.52
Vases circalittorales côtières	390.75	62.61
Sédiments grossiers circalittoraux du large	516.67	-
Sédiments hétérogènes circalittoraux du large	8.11	-
Sables circalittoraux du large	1341.54	-
Vases circalittorales du large	10.54	-

#### 2.5.2.4. Méthodologie

Dans le cadre d'EMODNET-Habitat, Populus et al. (2017, Figure 2.13) ont établi un modèle prédictif de la distribution spatiale des grands types d'habitats benthiques en fonction d'un nombre restreint de variables abiotiques qui sont connues pour influencer les communautés benthiques, et pour lesquels l'établissement de valeurs seuils permet de retrouver un bon accord avec les observations de terrain. Le choix des variables abiotiques et de leurs valeurs seuils a été effectué sur 6 régions marines séparées. La classification des habitats se fait sur base du type de substrat (vase, sable, sédiment hétérogène, sédiment grossier,...), les zones biologiques (infralittoral, circalittoral côtier, circalittoral du large,...) et les zones énergétiques. Dans la région « mer du Nord étendue et mers Celtiques », les zones biologiques sont déterminées uniquement en fonction de la bathymétrie, de la quantité de lumière disponible pour la photosynthèse au fond de la mer et de la possibilité de l'influence des vagues sur le fond (Tableau 2.11). A la différence d'autres régions, ce modèle prédictif des zones biologiques ne fait intervenir ni la température, ni salinité, ni le taux d'oxygène dissout au fond. Les zones énergétiques sont calculées en fonction de l'énergie cinétique des vagues (Tableau 2.12) et des courants (Tableau 2.13) mesurés à proximité du fond.

On considérera qu'un habitat benthique subit des effets néfastes en raison de la modification permanente de ces conditions hydrographiques si au moins une des conditions suivantes est remplie:

- (1) Il correspond à une perte physique au sens du critère D6C1;  
Le changement hydrographique permanent induit un changement de classification
- (2) dans le type de substrat;
- (3) dans le type de zone biologique;
- (4) dans le type de zones énergétiques dues aux vagues;
- (5) dans le type de zones énergétiques dues au courant.

Tableau 2.11. Critère du modèle prédictif des zones biologiques tel que développé par Populus et al. (2017) pour la mer du Nord étendue et les mers celtiques dans le cadre de EMODnet-Habitat.

Zone biologique	Variable abiotique	Valeur seuil
<b>Etage infralittoral</b> Zone peu profonde propice au développement d'algues photophiles.	Radiation solaire disponible pour la photosynthèse au fond.	$\geq 0.7 \text{ mol phot. m}^2 \text{ j}^{-1}$
Etage circalittoral côtier Zone peu profonde et presque totalement sombre. Les algues sciaphiles peuvent encore s'y développer. Les vagues ont encore une influence significative sur le fond.	Radiation solaire disponible pour la photosynthèse au fond. Le rapport d/L avec d la bathymétrie et L (le percentile 90 de la) longueur d'ondes des vagues	$< 0.7 \text{ mol phot. m}^2 \text{ j}^{-1}$ $\leq 2$
Etage circalittoral du large Zone presque totalement sombre où des algues sciaphiles peuvent encore se développer mais trop profonde pour que les vagues aient encore une influence significative sur le fond.	Radiation solaire disponible pour la photosynthèse au fond. Le rapport d/L avec d la bathymétrie et L (le percentile 90 de la) longueur d'ondes des vagues	$< 0.7 \text{ mol phot. m}^2 \text{ j}^{-1}$ $> 2$

Tableau 2.12. Critères des zones énergétiques dues aux vagues du modèle d'habitats benthiques développé par Populus et al. (2017) pour la mer du Nord étendue et les mers celtiques dans le cadre d'EMODnet-Habitat.

Zone d'énergie associée aux vagues	Variable abiotique	Valeur seuil
Zone hautement énergétique	Percentile 90 de l'énergie cinétique due aux vagues sur le fond.	$E \geq 70.95 \text{ Nm}^{-2}$
Zone modérément énergétique	Percentile 90 de l'énergie cinétique due aux vagues sur le fond.	$11.41 \text{ Nm}^{-2} \leq E < 70.95 \text{ Nm}^{-2}$
Zone faiblement énergétique	Percentile 90 de l'énergie cinétique due aux vagues sur le fond.	$E < 11.41 \text{ Nm}^{-2}$

Tableau 2.13. Critères des zones énergétiques dues aux courants du modèle d'habitats benthiques développé par Populus et al. (2017) pour la mer du Nord étendue et les mers celtiques dans le cadre de EMODnet-Habitat.

Zone d'énergie associée aux courants	Variable abiotique	Valeur seuil
Zone hautement énergétique	Percentile 90 de l'énergie cinétique due aux courants près du fond.	$E \geq 1160 \text{ Nm}^{-2}$ ou Courant au fond $> 3 \text{ kn}$
Zone modérément énergétique	Percentile 90 de l'énergie cinétique due aux courants près du fond.	$130 \text{ Nm}^{-2} \leq E < 1160 \text{ Nm}^{-2}$ ou $1 \text{ kn} \leq \text{Courant au fond} < 3 \text{ kn}$
Zone faiblement énergétique	Percentile 90 de l'énergie cinétique due aux courants près du fond.	$E < 130 \text{ Nm}^{-2}$ ou Courant au fond $< 1 \text{ kn}$

### 2.5.2.5. Résultats et tendance

- (1) La présence des parcs éoliens offshore a localement un impact sur la distribution des régimes énergétiques. La Figure 2.31 montre que dans les trainées des éoliennes, le régime énergétique peut localement passer de modérément énergétique à faiblement énergétique. Les changements les plus importants se concentrent dans une zone de 100 à 150 m de long et de 30 à 50m de large de part et d'autre des éoliennes et orientées dans la direction de l'axe principal de la marée. Cela représente une zone de 0,015 km<sup>2</sup> par éolienne dans la zone MERMAID.

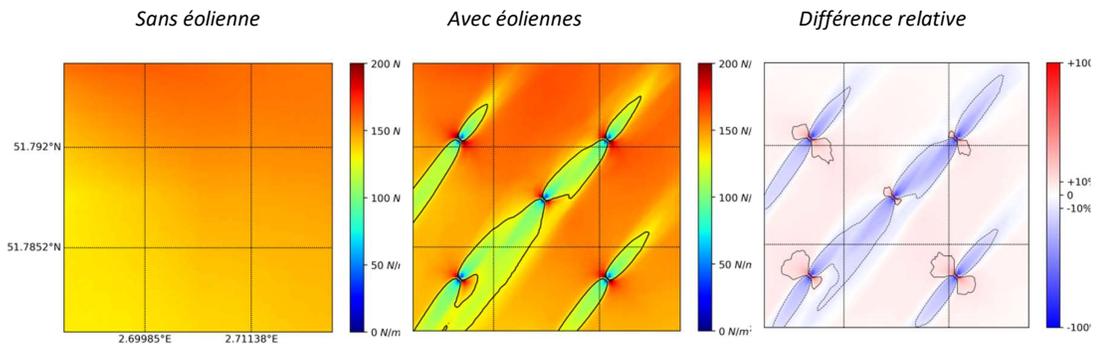


Figure 2.31. Percentile 90 de l'énergie cinétique des courants au fond. Dans le sillage des éoliennes, la présence des éoliennes peut entraîner une diminution de l'énergie cinétique disponible au fond suffisante pour faire basculer ces régions du régime « modérément énergétique » au régime « faiblement énergétique ». La frontière entre les deux régimes énergétiques est indiquée par la ligne noire.

- (2) La présence des parcs éoliens offshore n'a pas d'impact significatif sur la répartition des étages biologiques « circalittoraux côtiers » et « circalittoraux du large ». Ces étages sont délimités d'une part par la radiation solaire disponible au fond pour la photosynthèse et d'autre part le rapport entre la longueur d'onde des vagues et la profondeur. Les parcs éoliens se trouvant déjà dans des zones circalittorales relativement turbides et d'autre part, les panaches turbides observés en surface étant très vraisemblablement des phénomènes transitoires, qui ne se développent que dans des conditions propices (e.g. par mer calme en période de marée de vives-eaux), la présence des parcs éoliens offshore n'a vraisemblablement pas d'impacts notables sur la radiation solaire disponible au fond pour la photosynthèse.
- (3) La présence des éoliennes peut avoir localement un impact sur le substrat et la structure des communautés benthiques. Colson et al. (2017) présente un résumé des observations effectuées dans le cadre du programme de monitoring des éoliennes. Alors que, sur la période 2008-2015, Reubens et al. (2016) ne peuvent mettre en évidence aucun changement statistiquement significatif dans la composition ou la granularité des sédiments dans une zone comprise entre 50 et 500 mètres autour des différentes éoliennes, d'autres études effectuées à proximité directe des fondations des éoliennes suggèrent un enrichissement en sédiment fin (Coates, 2014) et une augmentation en matière organique due à la déposition d'excréments, de pseudo-excréments ou d'individus morts provenant de l'épifaune qui a colonisé les fondations des

éoliennes (Kerckhof et al., 2010, De Mesel et al., 2013). Ces observations semblent être en bon accord avec les changements hydrographiques présentés de la Figure 2.26 à la Figure 2.29.

- (4) Bien que de certains auteurs (Coates et al., 2011, 2013, 2014a, 2014b, 2014c; Colson et al., 2017) rapportent des changements observés dans la composition, la diversité et l'abondance des communautés benthiques en fonction de la distance à la fondation des éoliennes, **aucune étude n'a pu conclure à ce jour sur le caractère éventuellement néfaste de ces changements.**

#### 2.5.2.6. Conclusions

Les parcs éoliens offshore belges sont situés dans des zones d'habitats benthiques de type « sables circalittoraux côtiers » et « sables circalittoraux du large ». Bien que les changements hydrographiques induits par la présence des éoliennes offshore sont susceptibles de modifier localement le régime énergétique dans une zone d'environ 0,015 km<sup>2</sup> autour de chaque éolienne, ces changements ne devraient induire aucun changement dans la classification des habitats. Par ailleurs, bien que de certains auteurs rapportent des changements dans la composition, la diversité et l'abondance des communautés benthiques en fonction de la distance à la fondation des éoliennes, aucune étude n'a pu conclure à ce jour sur le caractère éventuellement néfaste des changements hydrographiques induits par la présence des éoliennes sur ces communautés. En conséquence, seules les zones ayant subi une perte physique au sens du descripteur 6 sont considérées comme subissant des effets néfastes induits par les changements hydrographiques permanents. Le Tableau 2.14 présente l'étendue cumulée de ces zones par types d'habitats benthiques pour l'ensemble de la partie belge de la mer du Nord.

*Tableau 2.14. Evolution annuelle de l'étendue des zones subissant les effets néfastes des changements hydrographiques permanents et notables dus aux activités humaines par type d'habitats benthiques (km<sup>2</sup> et % de l'habitat) pour l'entièreté de la PBMN.*

	2011	2012	2013	2014	2015	2016
	km <sup>2</sup>					
Sables circalittoraux côtiers	1,84 (0,19%)	1,87 (0,19%)	1,89 (0,19%)	1,89 (0,19%)	1,89 (0,19%)	1,90 (0,19%)
Sables circalittoraux du large	4,00 (0,30%)	4,00 (0,30%)	4,02 (0,30%)	4,02 (0,30%)	4,02 (0,30%)	4,04 (0,30%)

#### 2.5.2.7. Aspect de qualité

- (1) Combiner différentes sources de données dans le but de produire une carte prédictive des habitats benthiques est un processus complexe étant donné la diversité des thèmes abordés, les incertitudes sur les données de base (dont parfois une résolution spatiale trop faible) et la confiance dans les valeurs seuils des paramètres environnementaux pris en compte pour délimiter des zones biologiques pertinentes. En particulier, Populus et al. (2017) qualifie la fiabilité de leur carte des habitats benthiques de modérée à faible dans la zone belge de la mer du Nord. Les zones de fiabilité faible sont principalement situées aux transitions entre les habitats circalittoraux côtiers et circalittoraux du large. Vu cette incertitude élevée, déterminer si un changement d'habitats est significatif ou non est une tâche

difficile, souvent subjective, qui requiert un « jugement d'expert ».

- (2) Legrand et de la Vallée (2018) estime que les changements hydrographiques induits par la présence des éoliennes offshore sont susceptibles de modifier localement le régime énergétique dans une zone d'environ 0,015km<sup>2</sup> autour de chaque éolienne. Cette estimation de l'étendue de l'habitat impactée par la présence des éoliennes est probablement une estimation haute car basée sur les caractéristiques du parc éolien offshore le plus éloigné de la côte et le aussi la plus profonde. Cette valeur sera affinée dans le prochain cycle de rapportage de la DCSMM.
- (3) L'étude de Legrand et de la Vallée (2018) montre que les zones les plus impactées par les changements hydrographiques sont relativement petites et situées de part et d'autre des éoliennes dans la direction de l'axe principale des courants de marées. Ces zones sont actuellement peu ou pas couvertes par le programme mis en œuvre pour le monitoring des communautés benthiques. Cette observation devrait conduire à une adaptation de la stratégie d'échantillonnage présenté dans Reubens et al. (2016) ou Colson et al. (2017).

#### 2.5.2.8. Données

Les données et métadonnées sont disponibles au BMDC. Les cartes présentées sont disponibles dans un format GIS et les données issues de l'étude numérique sont disponibles au format netcdf.

#### 2.5.2.9. Références

- Coates, D., Vanaverbeke, J., Rabaut, M. & Vincx, M. 2011. Soft-sediment macrobenthos around offshore wind turbines in the Belgian part of the North Sea reveals a clear shift in species composition. In S. Degraer, R. Brabant & B. Rumes (eds), *Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Selected findings from the baseline and the targeted monitoring*. Royal Belgian Institute of Natural Sciences: Management Unit of the North Sea Mathematical Models. Marine Ecosystem Management Unit, 157 p.
- Coates, D., Deschutter, Y. Vincx, M. & Vanaverbeke, J. 2013. Macrobenthic enrichment around a gravity based foundation. In S. Degraer et al. (eds), *Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Learning from the past to optimise future monitoring programmes*, pp. 141-151.
- Coates, D.A., Deschutter, Y., Vincx, M. & Vanaverbeke, J. 2014. Enrichment and shifts in macrobenthic assemblages in an offshore wind farm area in the Belgian part of the North Sea. *Marine Environmental Research* 95: 1-12.
- Coates, D.A., Van Hoey, G., Colson, L., Vincx, M. & Vanaverbeke, J. 2014. Rapid microbenthic recovery after dredging activities in an offshore wind farm in the Belgian part of the North Sea. *Hydrobiologia* 756: 3-18.
- Coates, D. 2014. *The effects of offshore wind farms on macrobenthic communities in the North Sea*. Ghent: Ghent University, 182 p.
- Colson L., U. Braeckman and T. Moens (2017) Effect of turbine presence and type on macrobenthic communities inside an offshore windfarm? In: Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B. & Vigin, L. (eds). 2017. *Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: A continued move towards integration and quantification*. Brussels: Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management Section.
- De Mesel, I., Kerckhof, F., Rumes, B., Norro, A., Houziaux, J.-S. & Degraer, S. 2013. Fouling community on the

- foundations of wind turbines and the surrounding scour protection. In S. Degraer et al. (eds), Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Learning from the past to optimise future monitoring programmes, pp. 123-137.
- De Mesel, I., Kerckhof, F., Norro, A., Rumes, B. & Degraer, S. 2015. Succession and seasonal dynamics of the epifauna community on offshore wind farm foundations and their role as stepping stones for non-indigenous species. *Hydrobiologia* 756 (1): 37-50.
- Kerckhof, F., Rumes, B., Norro, A., Jacques, T.G. & Degraer, S. 2010. Seasonal variation and vertical zonation of the marine biofouling on a concrete offshore windmill foundation on the Thornton Bank (southern North Sea). In S. Degraer, R. Brabant & B. Rumes (eds), Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Early environmental impact assessment and spatio-temporal variability. Royal Belgian Institute of Natural Sciences: Management Unit of the North Sea Mathematical Models. Marine Ecosystem Management Unit, pp. 53-68.
- Populus J., Vasquez M., Albrecht J., Manca E., Agnesi S., Al Hamdani Z., Andersen J., Annunziatellis A., Bekkby T., Bruschi A., Doncheva V., Drakopoulou V., Duncan G., Inghilesi R., Kyriakidou C., Lalli F., Lillis H., Mo G., Muresan M., Salomidi M., Sakellariou D., Simboura M., Teaca A., Tezcan D., Todorova V. and Tunesi L., 2017. EUSeaMap, a European broad-scale seabed habitat map. 174p. <http://doi.org/10.13155/49975>
- Reubens J., M. Alsebai and T. Moens (2016) Expansion of small-scale changes in microbenthic community inside an offshore wind farm? In: Degraer S., Brabant R., Rumes B. and Vigin L. (Eds) (2016) Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea : Environmental impact reloaded. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management section. 287 pp. ISBN: 9789082641202.
- Van Lancker V., L. Kint, G. Montereale Gavazzi (2018) Beschrijvend element Zeebodintegriteit D6 – Partim 1. Fysische verstoring en verlies van de zeebodem

## 2.6. Contamination de l'environnement (D8)

Le bon état écologique est atteint quand les concentrations des contaminants ne provoquent pas d'effets dus à la pollution. Des objectifs environnementaux ont été définis concernant les concentrations des contaminants dans l'eau (conformément à la Directive-cadre Eau (DCE)), le biote, les sédiments et les œufs des oiseaux; et concernant leurs effets sur l'écosystème. De plus, des objectifs ont aussi été fixés concernant les rejets illégaux (2.6.8) et le risque d'incidence d'une pollution aiguë et de ses effets sur l'état des espèces et des habitats marins (2.6.9, 2.6.10 et 0).

La carte ci-dessous illustre le réseau de mesure de la surveillance chimique dans le cadre de la DCE et d'OSPAR.

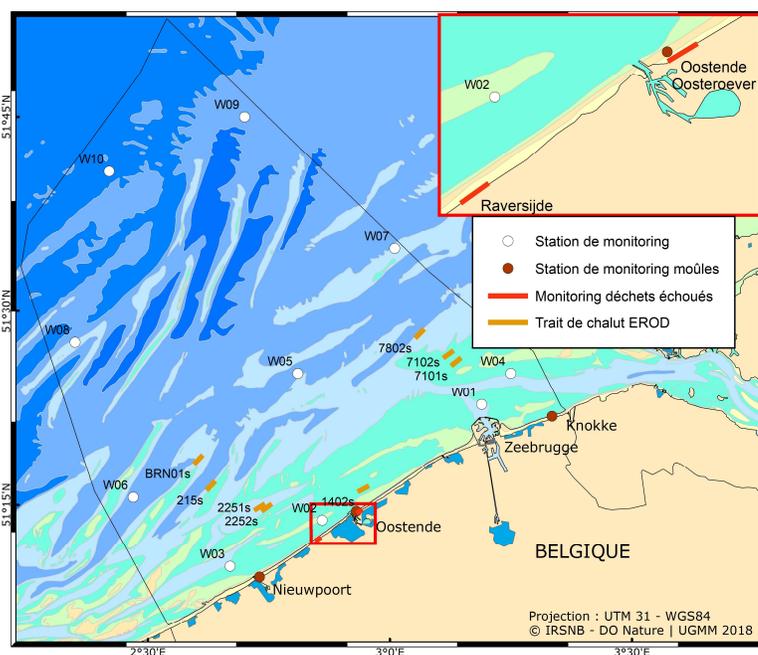


Figure 2.32. stations de surveillance chimique, activité EROD et déchets échoués.

La figure ci-dessous (Figure 2.33) donne un aperçu de la situation au niveau des concentrations des polluants et de la zone évaluée ainsi que de la matrice dans laquelle la substance a été mesurée. On ne dispose pas encore de normes pour toutes les substances et pour les métaux p. ex., les choses peuvent encore être améliorées. Une révision de certains critères environnementaux sera évaluée au niveau régional. Pratiquement toutes les substances pour lesquelles le bon état écologique n'a pas été atteint font partie des substances persistantes bioaccumulables et toxiques (p. ex. les PCB et le mercure). Des concentrations élevées de polluants persistants par accumulation dans la chaîne alimentaire ont été mesurées en tout cas chez les grands prédateurs comme la sterne pierregarin. Même si des mesures sont prises pour limiter les émissions ou y mettre fin, on trouvera encore longtemps ces substances dans le milieu marin en raison de leur nature persistante et de leur très lente

dégradation. Une baisse des concentrations a été constatée pour le mercure, le plomb, le tributylétain, les PCB et les HAP. Du fait du remplacement du TBT par le cuivre dans les peintures antisalissure pour les coques des bateaux dans les prochaines années, une attention particulière sera accordée au suivi de ce métal. De plus, l'analyse de toute une série d'autres substances dans les eaux de surface (DCE) a été lancée parmi lesquelles des médicaments et des nouveaux pesticides.

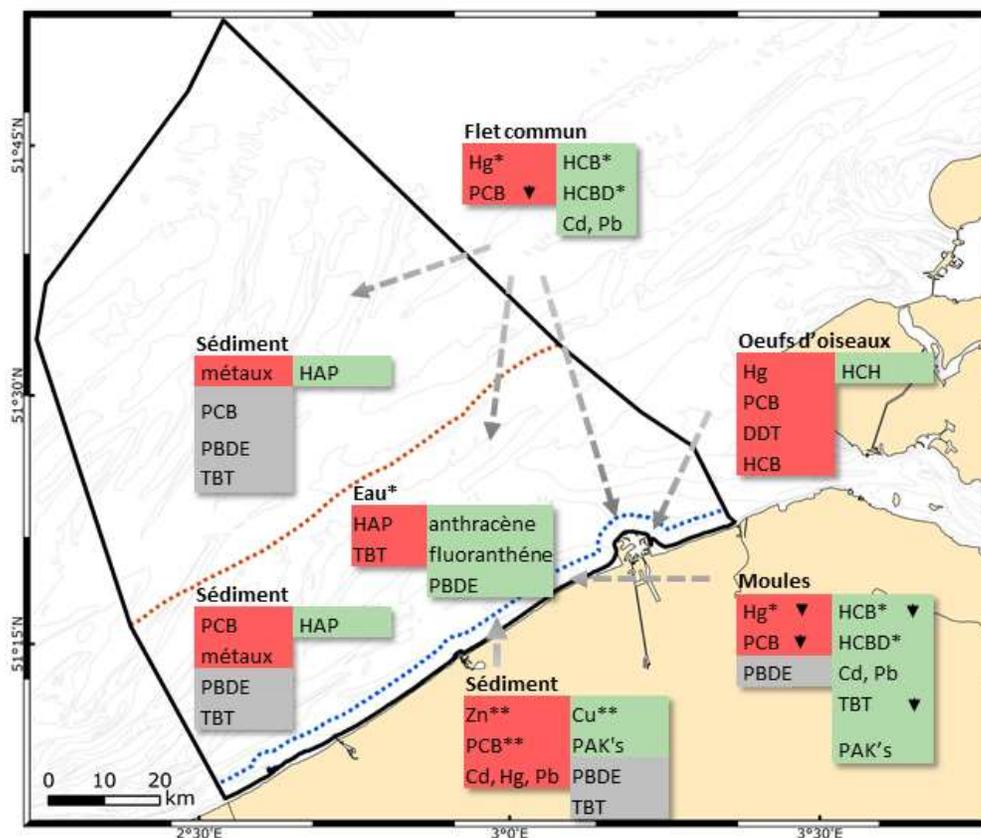


Figure 2.33. Aperçu de l'évaluation des concentrations des polluants dans la zone de la PBMN, eau côtière (1nm), eau territoriale (entre 1 et 12nm) et offshore (> 12nm). Rouge: pas bon, supérieures aux normes; vert: bon. \* DCE substances prioritaires, \*\*RBSP: DCE contaminants spécifiques à l'Escaut.

En ce qui concerne les effets de la pollution chimique, l'EROD a atteint le bon état. Pour détecter les changements au niveau de l'incidence des maladies des poissons, il faudra continuer à rassembler des données dans les prochaines années. Le taux de pollution des guillemots de Troil par les hydrocarbures a fortement diminué. Cela correspond à la tendance à la baisse enregistrée dans les rejets illégaux d'hydrocarbures observés dans le cadre de la surveillance aérienne. Au cours de ces six dernières années, une pollution aiguë significative par les hydrocarbures a été enregistrée après l'accident dans lequel a été impliqué le *Flinterstar*, mais les effets sont restés très limités en raison du démarrage rapide des actions de lutte contre les pollutions accidentelles par les hydrocarbures.

## 2.6.1. Substances prioritaires

Karien De Cauwer, Bavo De Witte et Koen Parmentier

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques et le tributylétain dépassent les normes de qualité environnementale dans les eaux territoriales belges. Pour le tributylétain, les moyennes annuelles semblent même dépasser les concentrations maximales admissibles. On peut s'attendre à une lente diminution des teneurs en TBT.

Les concentrations d'hexachlorobenzène et d'hexachlorobutadiène dans le biote sont nettement inférieures à la norme. La norme de qualité environnementale pour le mercure dans le biote est dépassée. Cette norme est cependant inférieure aux valeurs de référence définies par la Convention OSPAR pour le poisson.

### 2.6.1.1. Introduction

La DCE définit les normes de qualité environnementale (NQE) pour 33 substances prioritaires dont 13 ont été qualifiées de dangereuses. Ces NQE sont exprimées en valeur moyenne annuelle (NQE-MA) et, dans certains cas, sous la forme de concentrations maximales admissibles (NQE-CMA). Ces éléments reposent sur la matrice « eau ». Pour les substances mercure, hexachlorobenzène et hexachlorobutadiène, la Belgique utilise néanmoins la possibilité d'établir les NQE dans la matrice du biote (en utilisant la définition des NQE reprise dans la directive 2008/105/CE).

Parmi cette liste de substances, l'AR du 23 juin 2010, Art. 16, §1, 3°, sélectionne 14 substances (voir Tableau 2.15). Ce choix a pour but de permettre l'analyse des tendances à long terme des substances prioritaires qui ont tendance à s'accumuler dans le sédiment et/ou le biote. Le Tableau 2.15 reproduit le cadre d'évaluation de ces substances.

À la suite des modifications introduites par la directive 2013/39/UE, des NQE ont été définies dans la matrice du biote pour plusieurs substances prioritaires. Douze substances supplémentaires sont également venues s'ajouter à la liste. Des NQE plus strictes ont été établies pour sept substances existantes.

Dans la mise en œuvre de la DCSMM, la réutilisation de l'évaluation de la DCE est prévue. Ici les résultats de l'évaluation de la DCE sont résumés de manière concise. Pour plus d'informations, consultez le plan de gestion des bassins hydrographiques pour les eaux côtières belges (Belgische Staat, 2016). Voici quelques ajustements dans ce document: la comparaison place les NQE ajustées dans l'incorporation de données récentes sur le biote. Les substances spécifiées pour l'Escaut et DCE (Cu, Zn et PCB) sont discutées en 2.6.2.

Tableau 2.15. Normes de qualité environnementale (NQE) pour les substances prioritaires de la DCE selon la directive 2008/105/CE, initiales et révisées par la directive 2013/39/UE (avec x : surveillance opérationnelle, xx : non réalisable en raison de problèmes analytiques, ° aucun dépassement n'est prévu sur la base des résultats des mesures effectuées dans l'Escaut et / ou d'anciens ensembles de données, MA : moyenne annuelle, CMA : concentration maximale admissible).

N°	Substance		NQE MA eau µg/l	NQE- MCA eau µg/l	NQE biote µg/kg	Modification 2013/39/UE	
						NQE eau µg/l	NQE biote µg/kg
2	Anthracène	x	0,1	0,4			
5	Diphényléthers bromés <sup>(1)</sup> (PBDE)	x	0,0002	/		MCA : 0,014	0,0085
6	Cadmium	°	0,2				
7	Chloroalcanes C10-C13	xx	0,4	1,4			
12	Phtalate-DEHP	°	1,3				
15	Fluoranthène	x	0,1	1			30
16	Hexachlorobenzène (HCB)		0,01	0,05	10		
17	Hexachlorobutadiène (HCBd)		0,1	0,6	55		
18	Hexachlorocyclohexane	°	0,002	0,02			
20	Plomb	°	7,2				
21	Mercure (Hg)		0,05	0,07	20		
26	Pentachlorobenzène	°	0,007				
28	HAP :	x					
	benzo(a)pyrène	x	0,05	0,1		MA : 0,00017 CMA : 0,027	5
	benzo(b)fluoranthène & benzo(k)fluoranthène	x	0,03	/			
	benzo(ghi)perylène & indéno(1,2,3-cd)pyrène	x	0,002	/			
30	Tributylétain (TBT)	x	0,0002	0,0015			

<sup>(1)</sup>Congénères 28, 47, 99, 153 et 154

### 2.6.1.2. Contexte

La pollution chimique des eaux de surface peut mener à une toxicité aiguë et chronique pour les organismes aquatiques, à une accumulation de substances polluantes dans l'écosystème, à la disparition d'habitats et à la perte de biodiversité. Elle constitue également une menace pour la santé humaine. Parmi les substances présentant un risque significatif pour l'environnement aquatique, une liste de substances devant faire en priorité l'objet de mesures au niveau de l'Union a été établie.

En général, on décèle des concentrations plus faibles dans la colonne d'eau en milieu marin que dans les rivières par exemple, où l'on note un impact plus direct des différentes sources humaines comme l'industrie, l'agriculture et les transports. C'est pourquoi l'étude porte principalement sur les substances qui ont tendance à s'accumuler dans le biote et le sédiment.

Le mercure (Hg), l'hexachlorobenzène (HCB) et l'hexachlorobutadiène (HCBD) sont 3 substances qui peuvent fortement s'accumuler dans le biote. Les émissions de Hg peuvent provenir d'une source naturelle, comme les incendies de forêt ou les explosions volcaniques, ou avoir une origine industrielle humaine. La contamination par le HCB et le HCBD est d'origine humaine. Le HCB a été utilisé dans des pesticides et peut également être libéré lors de procédés chimiques et métallurgiques. Autrefois utilisé comme biocide, le HCBD est aujourd'hui principalement utilisé comme solvant pour d'autres composés chlorés.

#### 2.6.1.3. Zone géographique

Des échantillons d'eau sont prélevés aux stations W01, W05 et W06 situées dans les eaux territoriales. Des moules sont échantillonnées sur les jetées de Nieuport, Ostende et Knokke. Le prélèvement d'échantillons de flet est réalisé sur une plus grande zone et est représentatif de la PBMN (Figure 2.32).

#### 2.6.1.4. Méthodologie

Des échantillons d'eau sont prélevés tous les mois. La méthode d'analyse est décrite en détail dans la procédure opérationnelle standard disponible auprès du laboratoire ECOCHEM, IRSN-DO Nature. Les concentrations annuelles sont calculées pour chaque station et la concentration maximale est indiquée afin d'établir des comparaisons avec les normes de qualité environnementale en vigueur.

Les moules sont échantillonnées chaque année en septembre. Les échantillons de flet sont également prélevés annuellement. Les deux espèces sont réparties en classes de longueurs conformément aux directives OSPAR (OSPAR, 2010) et les analyses sont effectuées par l'ILVO en collaboration avec le CODA-CERVA en vue de détecter la présence de Hg, HCB et HCBD (Lauwaert et al., 2016; De Witte et al., 2014). La moyenne des résultats est effectuée par espèce. L'analyse des tendances a été réalisée par l'OSPAR.

#### 2.6.1.5. Résultats et tendances

Le Tableau 2.16 présente les résultats pour les substances prioritaires dans l'eau, mesurées dans trois stations de surveillance (voir également État belge, 2016).

##### Anthracène & fluoranthène dans l'eau

Pour l'anthracène, les résultats sont 40 à 100 fois **inférieurs** à la NQE-MA et à la NQE-CMA. La moyenne annuelle n'est dépassée dans aucune station et pour aucune année. Seules la moyenne et la valeur maximale sur l'ensemble de la période sont reprises dans le tableau. Les résultats du fluoroanthène sont similaires et ne dépassent jamais la NQE-MA.

##### Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans l'eau

Pour la somme du benzo(b)fluoranthène et du benzo(k)fluoranthène, les concentrations moyennes annuelles étaient toujours **inférieures** à la NQE-MA. Pour la somme du benzo(g,h,i)perylène et de l'indéno1,2,3(c,d)pyrène, la NQE-MA a été dépassée dans 50% des cas. Dans la station W01, où la norme est dépassée chaque année, la moyenne annuelle était 4 à 7 fois **supérieure** à la NQE-MA. Pour le benzo(a)pyrène, la moyenne annuelle et la

NQE-CMA n'ont jamais été dépassées (moyenne de 0,0023 µg/l sur l'ensemble de la période) (État belge, 2016). En vertu de la directive révisée relative aux substances prioritaires (directive 2013/39/UE), seul le benzo(a)pyrène doit encore faire l'objet d'une surveillance comme marqueur des autres HAP. La NQE-MA révisée est dépassée chaque année dans toutes les stations. La nouvelle NQE-CMA n'est pas dépassée. Les concentrations les plus fortes ont été mesurées dans la zone du premier mille nautique, avec un facteur de 20 à 40 supérieur à la norme.

#### Diphényléthers bromés (PBDE) dans l'eau

Pour les congénères 47, 99, 100 et 154, la NQE-MA a été dépassée dans respectivement 61, 67, 17 et 28% des cas (État belge, 2016).

La directive révisée ne prévoit désormais, en plus d'une norme dans le biote, qu'une NQE-CMA pour la somme des congénères portant les numéros 28, 47, 99, 100, 153 et 154. Suite à cette modification, aucun dépassement n'est constaté pour les PBDE pour aucune année (voir Tableau 2.16).

#### TBT dans l'eau

Sur la période 2009-2013, 78 échantillons ont été prélevés dans trois stations. La moyenne a été calculée sur cette période en raison du nombre réduit de résultats de mesures et s'élève à 0,0034 µg/l, soit un chiffre supérieur à la NQE-MA et même supérieur à la NQE-CMA. La concentration maximale est de 0,016 µg/l. C'est dans la station W06 que la situation est la pire avec une moyenne presque 21 fois supérieure à la NQE-MA et une concentration maximale presque 11 fois supérieure à la NQE-CMA, soit des chiffres très éloignés de la NQE-MA et de la NQE-CMA.

#### Autres substances prioritaires dans l'eau

Pour les phtalates (di(2-ethylhexyle)-phtalate), l'hexachlorocyclohexane (HCH) et le pentachlorobenzène, les résultats mesurés dans l'Escaut et l'origine terrestre permettent de supposer qu'il n'y a pas de problème pour ces substances dans les eaux côtières belges (État belge, 2016). Pour le suivi des métaux lourds (notamment cadmium et plomb) dans l'environnement marin, la matrice de l'eau n'est pas la plus pertinente. La surveillance sur ces métaux a lieu dans le biote et les sédiments.

Tableau 2.16. Concentrations de substances prioritaires dans l'eau ( $\mu\text{g/l}$ ) (vert : inférieures aux NQE, rouge : supérieures aux NQE, texte gris : évaluation à l'aide des normes précédentes).

Paramètre	Période	W01		W05		W06		Nombr échanti	Total	
		Moy.	Max	Moy.	Max	Moy.	Max		Moy.	Max
Anthracène	2009-2014	0,0016	0,0045	0,0008	0,0074	0,0009	0,0137	188	0,0011	0,0137
Fluoranthène	2009-2014	0,0060	0,0334	0,0023	0,0249	0,0020	0,0359	188	0,0034	0,0359
BBF+BKF	2009-2014	0,0127	0,0582	0,0041	0,0572	0,0000	0,0198	188	0,0066	
BGHIP+ICDP	2009	0,0084	0,0226	0,0007	0,0011	0,0006	0,0013	29		
BGHIP+ICDP	2010	0,0089	0,0137	0,0013	0,0030	0,0012	0,0031	33		
BGHIP+ICDP	2011	0,0088	0,0197	0,0018	0,0068	0,0009	0,0021	33		
BGHIP+ICDP	2012	0,0137	0,0299	0,0031	0,0102	0,0019	0,0078	35		
BGHIP+ICDP	2013	0,0110	0,0270	0,0052	0,0191	0,0026	0,0049	28		
BGHIP+ICDP	2014	0,0079	0,0135	0,0010	0,0035	0,0010	0,0038	30		
Benzo[a]pyrène	2009	0,0042	0,0110	0,0008	0,0051	0,0004	0,0005	29	0,0023	0,0173
Benzo[a]pyrène	2010	0,0042	0,0078	0,0007	0,0012	0,0006	0,0018	33		
Benzo[a]pyrène	2011	0,0034	0,0112	0,0015	0,0075	0,0019	0,0168	32		
Benzo[a]pyrène	2012	0,0067	0,0173	0,0015	0,0050	0,0010	0,0037	35		
Benzo[a]pyrène	2013	0,0049	0,0126	0,0031	0,0150	0,0011	0,0026	28		
Benzo[a]pyrène	2014	0,0045	0,0098	0,0004	0,0014	0,0004	0,0017	30		
Somme PBDE	2009-2014		0,0131		0,0127		0,0127	150		
TBE	2011-2013	0,0029	0,007	0,0032	0,013	0,0042	0,0160	78	0,00341	0,016

BBF+BKF : somme du benzo(b)fluoranthène et du benzo(k)fluoranthène

BGHIP+ICDP : somme du benzo(g,h,i)perylène et de l'indéno1,2,3(c,d)pyrène

Somme PBDE : somme des congénères 28, 47, 99, 100, 153, 154

#### Hg, HCB et HCBD dans le biote

Le Tableau 2.17 présente les valeurs moyennes pour le Hg, HCB et HCBD dans les moules et le flet par site. L'analyse des tendances pour ces données a été réalisée par l'OSPAR (OSPAR, 2017a). Faute de méthode de conversion adaptée, les valeurs de mesure pour le flet comme pour les moules sont comparées aux NQE, bien que, au sens strict, celles-ci aient été déterminées pour le poisson au niveau trophique 4 (OSPAR, 2016b). Les concentrations de HCB et HCBD restent largement sous la norme de qualité environnementale. Pour le Hg en revanche, un dépassement systématique de la norme de qualité environnementale est constaté, avec des valeurs moyennes jusqu'à 2 fois supérieures aux NQE pour les moules de Knokke et plus de 3 supérieures aux NQE pour le flet de flet.

Tableau 2.17. Concentrations de mercure (Hg), hexachlorobenzène (HCB) et hexachlorobutadiène (HCBD) dans les organismes marins en µg/kg pour la période 2011-2016, avec HCBD à partir de 2015 (vert : inférieures aux NQE, rouge : supérieures aux NQE, la flèche indique la tendance observée).

Espèce	Lieu	Hg	HCB	HCBD
Moule	Nieuport	25,8 ± 4,9 ↓	<0,010 ↓	<0,2
	Ostende	31,0 ± 3,2 ↓	<0,010 ↓	<0,2
	Knokke	39,6 ± 6,3	<0,010 ↓	<0,2
Flet	PBMN	73,7 ± 23,8	0,06 ± 0,08 ↓	<0,2
<b>NQE</b>		20	10	55

#### 2.6.1.6. Conclusions

Des dépassements de normes dans l'eau ont été constatés pour les congénères portant les numéros 47, 99, 100 et 154 des diphenyléthers bromés (PBDE), la somme du benzo(g,h,i)perylène et de l'indéno1,2,3(c,d)pyrène), et le tributylétain, tant pour la moyenne annuelle que pour la NQE-CMA (État belge, 2016).

En application de la directive 2013/39/UE, les dépassements de normes se limitent aux HAP, avec le benzo(a)pyrène comme marqueur, et au tributylétain. Des concentrations de tributylétain presque 20 fois supérieures à la norme de qualité environnementale sont constatées. Ce problème était attendu compte tenu du passage d'une des routes maritimes les plus fréquentées au monde. Étant donné que ces substances ont tendance à s'accumuler dans les sédiments, il s'avère pertinent d'en suivre l'évolution dans le biote ou le sédiment où peut être noté sur la base des données les plus récentes que la situation s'améliore (voir 0. et 2.6.4). On peut s'attendre à une poursuite de la tendance à la baisse des teneurs en TBT, mais étant donné sa longue durée de vie dans les sédiments anoxiques, cette substance peut continuer à influencer l'écosystème de la PBMN pendant un certain temps (État belge, 2016). Les mesures nécessaires ont été prises (le TBT est interdit sur les navires), mais son utilisation augmente en raison d'autres applications (par ex. le traitement conservateur des bois).

Pour le HCB comme pour le HCBD, un bon état écologique est atteint avec des concentrations au moins 100 fois inférieures à la norme de qualité environnementale pour les deux composants. Plus précisément, le HCBD ne dépassait la limite de détection dans aucun des échantillons prélevés. De même, dans le poisson des eaux nationales belges, une valeur HCBD supérieure à 0,1 µg/kg n'est mesurée que de manière exceptionnelle (Teunen et al., 2017). Par ailleurs, les émissions en Europe sont faibles, soit environ 140 kg/an en 2008 (Van Wijk et al., 2010) et le risque pour l'environnement marin est jugé faible (Van Wijk et al., 2010) ; par conséquent, le suivi de ce composant dans l'environnement marin ne doit pas nécessairement constituer une priorité.

La norme de qualité environnementale pour le mercure a été dépassée pour les moules comme pour le filet de flet commun. Ces résultats correspondent aux mesures internationales, car la norme de qualité environnementale pour le Hg est dépassée dans tous les pays signataires de la Convention OSPAR (OSPAR, 2016b). Cette norme est également dépassée pour le poisson dans les eaux nationales, allant de 24,2 à 250 µg/kg pour la perche jusqu'à 74,2 à 332 µg/kg pour l'anguille (Teunen et al., 2017). Si l'on se base sur la norme Hg de 20 µg/kg, le bon état écologique n'est par conséquent pas atteint. Une tendance à la baisse est observée pour le Hg pour les moules d'Ostende et de Nieuport. L'analyse des tendances pour l'ensemble de la partie méridionale

de la mer du Nord ne révèle aucune tendance à la baisse pour le Hg dans le biote pour la période 1995-2015 (OSPAR, 2017). Étant donné que le mercure se caractérise par une circulation à l'échelle mondiale, aussi bien par les courants qu'au niveau atmosphérique, et que des échanges ont lieu en continu, l'Europe n'est pas en mesure de contrôler les concentrations et tout effort supplémentaire doit être examiné dans un cadre intercontinental. Au sein de l'OSPAR, les valeurs de référence pour le Hg ont été établies à 5-10 µg/kg poids frais pour les moules et 10-70 µg/kg poids frais pour le poisson (OSPAR, 2005). Étant donné que la norme de qualité environnementale avoisine ou est même inférieure à la valeur de référence, il est sans doute impossible d'atteindre la norme de qualité environnementale dans la partie méridionale de la mer du Nord.

#### 2.6.1.7. Aspects qualitatifs

Le laboratoire ECOCHEM, IRSN-DO Nature est accrédité selon la norme ISO17025, notamment pour les HAP et les composés organostanniques. La fiabilité de la méthode d'analyse est décrite dans la procédure opérationnelle standard.

La matrice de base d'évaluation par rapport à ces normes légales européennes est la colonne d'eau (à quelques exceptions près), ce qui peut représenter un exercice difficile sur le plan technique pour les substances hydrophobes. Pour les HAP et le TBT, la méthode d'analyse a déjà été optimisée, mais les seuils de détection nécessaires ne sont toujours pas atteints (État belge, 2016). À ce jour, les valeurs mesurées pour ces substances sont généralement nettement supérieures aux exigences. Pour les HAP ainsi que pour les PBDE, les normes supplémentaires pour la matrice du biote représentent une solution. La surveillance de ces substances pourra, à l'avenir, se faire dans le biote.

Tous les aspects du prélèvement d'échantillons de moules et de flet commun, comme la fréquence, la périodicité et la répartition en classes de longueurs, respectent les directives OSPAR (OSPAR, 2010). L'analyse du HCB et du HCBD a été réalisée par l'ILVO et l'analyse du Hg par le CODA-CERVA. Toutes deux ont été soumises à des contrôles de qualité stricts. Chaque séquence a été surveillée par des contrôles de première ligne au moyen de contrôles positifs, de blancs de solvant et de blancs de procédure.

En guise de contrôle de troisième ligne, les laboratoires participent à des essais circulaires au niveau des analyses concernées dans le cadre des études interlaboratoires QUASIMEME.

#### 2.6.1.8. Données et analyse

Les données et métadonnées sont disponibles au BMDC ([www.bmdc.be](http://www.bmdc.be)). Les analyses du mercure dans le biote ont été réalisées par le Centre d'Etudes et de Recherches vétérinaires et agrochimiques (CERVA).

#### 2.6.1.9. Références

- Belgische Staat (2016). Stroomgebiedsbeheersplan voor de Belgische kustwateren voor de implementatie van de Europese Kaderrichtlijn Water (2000/60/EG) voor de periode 2016-2021. Federale Overheid van België., 96 pp.
- De Witte, B., Devriese, L., Bekaert, K., Hoffman, S., Vandermeersch, G., Cooreman, K., Robbens, J., 2014. Quality assessment of the blue mussel (*Mytilus edulis*): Comparison between commercial and wild types. *Marine Pollution Bulletin*, 85, 146-155.

- Lauwaert, B., De Witte, B., Devriese, L., Fettweis, M., Martens, C., Timmermans, S., Van Hoey, G., Vanlede, J., 2016. Synthesis report on the effects of dredged material dumping on the marine environment (licensing period 2012-2016). RBINS-ILVO-AMT-AMCS-FHR report BL/2016/09, 107p.
- OSPAR, 2005. Agreement on Background Concentrations for Contaminants in Seawater, Biota and Sediment. Ospar agreement 2005-6, 4p.
- OSPAR, 2010. JAMP guidelines for monitoring contaminants in biota, rev. 2010, 120p.
- OSPAR, 2016a. Levels and trends in marine contaminants and their biological effects – CEMP Assessment report 2015, 10p.
- OSPAR, 2016b. Mercury assessment in the marine environment. Assessment criteria comparison (EAC/EQS) for mercury, 42p.
- OSPAR, 2017. Status and trends for heavy metals (mercury, cadmium and lead) in fish and shellfish. OSPAR intermediate assessment 2017, OSPAR commission, [www.ospar.org/assessments](http://www.ospar.org/assessments).
- Teunen, L., Belpaire, C., Dardenne, F., Blust, R. Bervoets, L., 2017. Veldstudie naar de monitoring van biota in het kader van de rapportage van de chemische toestand voor de Kaderrichtlijn Water 2015-2016. Universiteit Antwerpen in samenwerking met het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO), in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, Antwerpen, België.
- Van Wijk, D., Presow, S., Jones, A. 2010. Hexachlorobutadiene marine risk assessment for the North Sea and evaluation of secondary poisoning risks, 14<sup>th</sup> SETAC LCA CSS, Gothenburg, Sweden.

## 2.6.2. Substances polluantes dans le sédiment et le biote

Bavo De Witte, Karien De Cauwer et Koen Parmentier

Pour les PCB, la norme de qualité environnementale de l'OSPAR n'est pas atteinte pour 2 des 7 congénères : la norme est dépassée pour le CB118 (sédiment et biote) et pour le CB101 (biote). Une tendance à la baisse dans le biote est constatée pour la plupart des congénères, et notamment pour les deux substances problématiques. Des études récentes montrent cependant que les concentrations de PCB dans le sédiment marin de la PBMN n'ont pas baissé de manière significative depuis 2005. Sur une plus longue période (1995-2015), on constate toutefois une baisse significative dans la partie méridionale de la mer du Nord.

Aucun dépassement n'est observé pour les HAP dans les sédiments et les moules. Dans les moules, une tendance à la baisse est observée pour le benzo(a)pyrène. Dans l'évaluation régionale pour la partie méridionale de la mer du Nord, une tendance à la baisse est observée dans le biote, mais pas dans le sédiment.

Pour le cuivre, le chrome, le plomb, le zinc et le mercure, la norme est dépassée en plusieurs endroits. Pour le cadmium, la norme est dépassée sur 2 sites. Cette approche présente le scénario le plus pessimiste (voir 2.6.2.6). Dans le biote, la norme n'est pas dépassée pour le plomb et le cadmium et une tendance à la baisse est observée pour le plomb dans les moules sur 2 sites.

Les concentrations de tributylétain dans les sédiments sont le plus souvent inférieures au seuil de détection et diminuent aux endroits où elles sont encore élevées. Bien que l'analyse des tendances n'ait pas été possible, les résultats indiquent une amélioration de la condition. L'effet écologique de ces concentrations est encore inconnu du fait de l'absence de critères d'évaluation.

Il en va de même pour les concentrations de diphényléthers polybromés dans le biote et les sédiments. Les concentrations sont généralement inférieures à la limite de quantification.

### 2.6.2.1. Introduction

Les concentrations de substances polluantes dans le biote et le sédiment sont comparées aux critères environnementaux définis par l'OSPAR, notamment les valeurs en dessous desquelles aucun effet négatif ne doit être attendu (Environmental Assessment Criteria, EAC) et les valeurs de référence (background assessment criteria, BAC) qui indiquent le contexte naturel d'un contaminant (OSPAR, 2013). Ces valeurs ont été reprises dans les résultats. La Stratégie Substances dangereuses d'OSPAR a pour objectif d'atteindre des concentrations des substances synthétiques anthropiques proches de zéro.

Les valeurs EAC pour les substances organiques dans le sédiment ont été normalisées à 2,5% du total de carbone organique (TOC). Pour les HAP et les métaux lourds dans le sédiment, l'OSPAR utilise les valeurs ERL (Environmental Risk Limits) de l'US-EPA définies pour le sédiment non normalisé et non tamisé (OSPAR, 2009a). Pour le biote, les valeurs EAC ont été exprimées en poids de graisse ou après conversion en poids humide à l'aide des facteurs spécifiques aux espèces. Pour les métaux lourds dans le biote, l'OSPAR utilise les critères européens de l'alimentation.

Bien que l'OSPAR n'ait inclus que les trois métaux principaux, à savoir le mercure, le plomb et le cadmium, dans son évaluation intermédiaire, les résultats de plusieurs métaux, repris dans le Coordinated Environmental

Monitoring Programme (CEMP) de l'OSPAR, sont présentés ici. Deux d'entre eux, le cuivre et le zinc, sont également pertinents pour la directive-cadre sur l'eau, parce qu'ils sont considérés comme des substances polluantes spécifiques à l'Escaut dans le cadre de l'accord international sur l'Escaut. Par ailleurs, les polychlorobiphényles font également partie des substances spécifiques à l'Escaut. Faut de NQE pour ces substances, on utilise les EAC tels que définis et utilisés par l'OSPAR pour la matrice « sédiment ».

Pour les composés organostanniques dans les sédiments et les retardateurs de flamme polybromurés dans les sédiment et biote, OSPAR n'a pas défini de normes de qualité environnementale.

#### 2.6.2.2. Contexte

Les PCB ne sont naturellement pas présents dans le milieu marin. Entre 1930 et 1983, on a produit de grandes quantités de PCB qui sont arrivées dans l'environnement par rejets, fuites, évaporation ou accident. Bien que la production des PCB ait pris fin pendant les années 80, il existe toujours des sources de PCB, comme les dépôts de déchets, les équipements contenant des PCB et la remobilisation du sédiment ou certains procédés thermiques ou chimiques. C'est la raison pour laquelle l'OSPAR indique que, en de nombreux endroits, aucune baisse ou seule une baisse limitée de la concentration des PCB s'est produite dans l'environnement marin depuis 1998. Il existe en théorie 209 congénères du PCB. Sur la base de leur relative abondance dans les mélanges techniquement produits et de leur toxicité, 7 indicateurs de PCB ont été sélectionnés pour le suivi de la situation, à savoir CB28, CB52, CB101, CB118, CB138, CB153 et CB180.

Les HAP sont des hydrocarbures aromatiques polycycliques composés uniquement d'hydrogène et de carbone. Seize HAP ont été avancés comme substances prioritaires pour l'analyse environnementale par l'US-EPA. Parmi cette liste, l'OSPAR a sélectionné 9 HAP à suivre dans le cadre des programmes de surveillance nationaux : l'anthracène (ANT), le benzo(a)anthracène (BAA), le benzo(ghi)perylène (BGHIP), le benzo(a)pyrène (BAP), le chrysène (CHR), le fluoranthène (FLU), l'indeno[1,2,3-cd]pyrène (ICDP), le pyrène (PYR) et le phénanthrène (PA). Les HAP se forment par combustion au cours d'activités naturelles et sont répandus dans l'environnement marin en raison des activités offshore, de la pollution aux hydrocarbures et des rejets dans les rivières, mais également par le transport atmosphérique des HAP à la suite des émissions dues au transport et à l'industrie. Les HAP présentent des propriétés carcinogènes et mutagènes, mais ils peuvent également avoir d'autres effets négatifs et notamment causer des irritations des yeux, de la peau et des muqueuses.

Les métaux lourds rassemblent notamment le plomb (Pb), le mercure (Hg), le zinc (Zn), le cuivre (Cu), le chrome (Cr), le cadmium (Cd), le nickel (Ni) et l'arsenic (As). La concentration de métaux lourds dans l'environnement marin est déterminée par le contexte naturel et l'apport humain. Les métaux lourds peuvent se retrouver dans le milieu marin aussi bien via l'air que via l'eau. Dans les années 90, on a constaté une forte chute des concentrations en raison des réductions d'émissions lors des processus de combustion industrielle, de la production de métaux, du transport et des flux de déchets. Depuis les années 2000, la diminution est plus limitée et on constate parfois localement des tendances à la hausse pour certains métaux. L'utilisation de métaux dans les nanoparticules, dont la quantité ainsi que le nombre d'applications augmentent, entraîne une hausse locale des concentrations.

Les composés organostanniques sont toxiques pour de nombreux organismes marins et mènent, e.a. à une baisse de la reproduction de différentes espèces de mollusques (voir 2.6.4).

Les PBDE ou les diphenyléthers polybromés sont principalement utilisés comme retardateurs de flamme dans diverses matières telles que le plastique, les textiles, les produits électroniques, les matériaux de construction, les meubles et les véhicules. Les PBDE sont très répandus et peuvent se retrouver dans l'environnement, notamment par les émissions lors des processus de production, le recyclage des déchets et les fuites dans les sites d'élimination des déchets. Ces substances ont tendance à se lier aux sédiments et ne sont pas solubles dans l'eau. Ils sont toxiques et persistants et peuvent s'accumuler dans les poissons ou les moules.

### 2.6.2.3. Zone géographique

Pour l'analyse du sédiment, des échantillons sont prélevés tous les six mois dans 10 sites d'échantillonnage. Pour l'analyse du biote, des moules sont échantillonnées sur les jetées de Nieuport, Ostende et Knokke (voir Figure 2.32). En outre, le prélèvement d'échantillons de flet commun est réalisé sur une zone représentative de la PBMN.

### 2.6.2.4. Méthodologie

Des échantillons de sédiment sont prélevés dans 10 stations (W01-W10) lors d'une campagne d'échantillonnage semestrielle (janvier et juillet). La concentration de contaminants est déterminée sur la fraction <math><63 \mu\text{m}</math> après tamisage par voie humide. Sur les sites W08, W09 et W10, la proportion de particules <math><63 \mu\text{m}</math> étant réduite, il n'y a pas toujours suffisamment de matériau pour analyser tous les paramètres.

Des échantillons de moules et de flet commun sont également prélevés chaque année (voir 0). Les PCB sont mesurés dans la fraction lipidique et convertis en concentration, exprimée en poids humide à l'aide de la teneur totale en lipides. Les HAP et les métaux lourds sont analysés sur des échantillons frais et exprimés en  $\mu\text{g}/\text{kg}$  poids frais. Les organotines et les PBDE sont déterminés sur des échantillons lyophilisés.

Les PCB et les HAP dans le sédiment ont été analysés à l'aide de la GC-MS (GC-ECD avant 2014) après extraction accélérée des liquides, comme décrit dans De Witte et al. (2016). L'extraction et la purification nécessaire à la détermination dans le biote sont décrites dans De Witte et al. (2014) et Van Hoey et al. (2012). Pour plus d'informations sur la destruction, l'extraction et l'analyse des métaux lourds présents dans le sédiment et dans le biote, nous renvoyons à De Witte et al. (2016) et Lauwaert et al. (2016). Les organotines, après éthylation, et les PBDE, après extraction liquide accélérée, sont également analysés par GC-MS (Triple Quad pour l'analyse d'échantillons de biote et de sédiments depuis 2014) selon les procédures décrites et disponibles chez ECOCHEM. Dans le cadre des évaluations de l'OSPAR, les concentrations dans le sédiment sont normalisées à 2,5% du total de carbone organique (TOC) pour les substances organiques et à 5% d'aluminium pour les métaux afin de compenser la différence de composition du sédiment, notamment la granulométrie et la teneur en matière organique (OSPAR, 2011). Cette approche donne l'analyse la plus pessimiste par rapport à la limite ERL.

Pour évaluer la situation, l'OSPAR se base sur les valeurs modélisées, après transformation logarithmique, pour l'année la plus récente de la surveillance, multipliée par l'intervalle de fiabilité de 95%. Cette limite supérieure, qui tient compte de la variation entre les mesures, est directement comparée aux valeurs BAC et EAC. Pour le biote, c'est l'évaluation OSPAR-MIME la plus récente qui a été utilisée (OSPAR, 2017a).

Pour le sédiment, une évaluation propre a été réalisée sur la base d'un plus grand nombre de données, pendant la période 2011-2015, à l'aide d'une tendance linéaire en concentration logarithmique, avec intervalle de fiabilité de 95%, sur une période d'environ 5 ans. Lorsque les points de données étaient insuffisants, la valeur

logarithmique moyenne était calculée, conformément à l'approche de l'OSPAR.

En raison de l'absence d'une norme pour les composés organostanniques présents dans les sédiments, une analyse linéaire des tendances a été effectuée après transformation logarithmique sur la base des données 2007-2015.

#### 2.6.2.5. Résultats et tendances

##### Polychlorobiphényles

Les résultats pour les PCB dans le sédiment sont présentés dans le Tableau 2.18. Pour 6 des 7 PCB, la valeur modélisée de l'intervalle de fiabilité de 95% est inférieure à la valeur EAC, mais supérieure à la valeur BAC. Pour le CB118, la valeur EAC est cependant dépassée dans tous les sites surveillés. Les séries temporelles des points de surveillance W sont encore trop limitées pour permettre une analyse des tendances (OSPAR, 2016). Dans la partie méridionale de la mer du Nord avec des données de 1995-2015, on observe toutefois une tendance significative à la baisse pour les PCB (OSPAR, 2017b).

Tableau 2.18. Concentrations de PCB (normalisées à 2,5% TOC) dans le sédiment en µg/kg : intervalle de fiabilité de 95% sur la concentration modélisée en 2014 et moyenne pour W01 (2011-2014).

Lieu	CB28	CB52	CB101	CB118	CB138	CB153	CB180
W01	0,35	0,31	0,59	0,79	1,08	1,41	0,61
W02	0,85	0,55	1,25	1,46	1,33	2,37	1,00
W03	1,15	0,36	0,95	1,48	1,16	1,92	0,72
W04	0,71	0,34	0,73	1,03	1,03	1,54	0,64
W05	0,37	0,30	0,43	0,82	1,13	1,30	0,42
W06	0,66	0,21	0,76	2,26	2,07	3,47	1,48
W07	0,29	0,20	0,54	0,95	1,17	1,24	0,42
EAC	1,7	2,7	3	0,6	7,9	40	12
BAC	0,22	0,12	0,14	0,17	0,15	0,19	0,10

Pour le biote, la norme EAC pour le CB118 est dépassée (Tableau 2.19). Pour les moules, le dépassement était plus de 4 fois supérieur à la valeur, dans le foie de flet plus de 2 fois supérieur. Par ailleurs, des dépassements du CB101 ont également été constatés dans le biote, dans les moules à Ostende et Knokke. Pour tous les congénères, à l'exception du CB52, on constate toutefois une tendance à la baisse dans les moules et le flet. Cela correspond à l'analyse régionale des tendances pour la partie méridionale de la mer du Nord (OSPAR, 2017b).

Tableau 2.19. PCB dans les organismes maritimes en µg/kg poids humide : intervalle de fiabilité de 95% sur la concentration modélisée pour 2016 (bleu : inférieur aux BAC, vert : inférieur aux EAC, rouge : supérieur aux EAC, la flèche indique la tendance observée). Source : OSPAR assessment (OSPAR, 2017a).

Espèce	Lieu	CB28	CB52	CB101	CB118	CB138	CB153	CB180
Moule	Nieuport	0,094 ↓	1,126	1,538	1,416	2,315	4,890	0,221 ↓
	Ostende	0,134	0,971	2,228 ↓	1,409 ↓	2,341 ↓	5,015 ↓	0,254 ↓
	Knokke	0,169	1,092	2,139 ↓	1,492 ↓	2,848 ↓	6,595 ↓	0,547 ↓
	<b>BAC</b>	0,128	0,128	0,119	0,102	0,102	0,102	0,102
	<b>EAC</b>	0,871	1,404	1,573	0,325	4,121	20,605	6,097
Flet, foie	PBMN	1,30	7,78 ↓	9,73 ↓	8,48 ↓	29,38 ↓	33,80 ↓	16,75 ↓
	<b>BAC</b>	0,10	0,08	0,08	0,10	0,09	0,10	0,11
	<b>EAC</b>	8,71	14,04	15,73	3,25	41,21	206,05	60,97

### HAP

Les concentrations dans les sédiments du PBMN sont nettement inférieures à celles du ERL, de sorte que les effets nocifs sur les organismes marins sont peu probables. Pour BGHIP et ICDP, les concentrations sont même inférieures aux valeurs de fond (Tableau 2.20). En général, les résultats sont supérieurs dans la zone côtière que plus loin dans la mer. Aucune analyse des tendances n'a été réalisée en raison des séries temporelles limitées dans les sites W pour les données HAP (OSPAR, 2017a). Aussi dans l'évaluation régionale, les concentrations sont inférieures à l'ERL, de plus, pour la partie méridionale de la mer du Nord, aucune tendance à la baisse n'a été observée depuis 1995 (OSPAR, 2017b).

Tableau 2.20. HAP (normalisé à 2,5% TOC) dans le sédiment en µg/kg : intervalle de fiabilité de 95% sur la concentration modélisée en 2013 (\*: 2012; bleu : inférieur aux BAC, vert : inférieur aux ERL, rouge : supérieur aux ERL).

	ANT	BAA	BAP	BGHIP	CHR	FLU	ICDP	PA	PYR
W01	27.2	45.3	48.8	48.6	65.9	165.1	57.9	79.5	81.2
W02	36.3	64.7	69.2	68.9	87.8	217.8	90.6	108.7	111.2
W03	27.5	47.5	53.0	55.6	63.3	158.6	71.8	81.7	83.2
W04	34.4	64.1	67.6	61.2	82.4	159.8	76.8	123.4	117.5
W05	17.1	29.1	46.6	35.0	44.7	72.2	48.6	69.5	54.7
W06	10.0	16.7	22.3	16.9	22.0	35.9	26.2	42.8	31.4
W07	21.3	40.0	46.8	41.9	52.1	89.9	54.6	81.7	71.7
W08	20.0	27.5	35.4	38.9	38.7	78.4	39.3	119.5	53.0
W09	8.8	28.3	27.6	45.6	42.8	54.5	45.6	58.6	62.4
W10	18.1	43.3	41.7	56.5	63.4	106.7	63.8	217.9	130.3
ERL	85	261	430	85	384	600	240	240	665
BAC	5	16	30	80	20	39	103	32	24

Dans les moules, la valeur EAC n'est dépassée pour aucun HAP. Les concentrations de HAP sont en revanche supérieures à la valeur BAC. L'analyse des tendances (OSPAR, 2016) indique uniquement une tendance à la baisse

pour le benzo(a)pyrène sur les moules de la PBMN. Dans le cadre d'une analyse plus large, des tendances à la baisse des HAP sont en général observées pour la partie méridionale de la mer du Nord (OSPAR, 2017b).

Tableau 2.21. HAP dans les moules en µg/kg poids humide : intervalle de fiabilité de 95% sur la concentration modélisée pour 2016 (avec bleu : inférieur aux BAC, vert : inférieur aux EAC, rouge : supérieur aux EAC, la flèche indique la tendance observée). Source : OSPAR status assessment (OSPAR, 2017a).

Lieu	ANT	BAA	BGHIP	BAP	CHR	FLU	ICDP	PYR	PA
Nieuport	0,38	1,57	2,05	0,66	2,18	7,95	1,27	7,76	4,50
Ostende	0,46	2,23	2,43	0,88 ↓	2,75	10,71	1,46	9,40	4,16
Knokke	0,52	2,63	2,72	0,96 ↓	2,53	13,65	1,70	11,46	4,55
EAC	49,3	13,6	18,7	102	N.a.	18,7	N.a.	17	289
BAC	N.a.	0,425	0,425	0,238	N.a.	2,07	0,408	1,53	1,87

### Métaux

Pour les métaux prioritaires dans le sédiment, le Pb et le Hg dépassent la valeur ERL dans la plupart des sites (Tableau 2.22): pour le Pb, les concentrations les plus élevées se retrouvent à une distance importante de la côte, avec des valeurs plus élevées pour W05-W10 que pour W01-W04. Pour le Hg, les valeurs les plus élevées se retrouvent dans les stations W02 et W03, c'est-à-dire dans la zone côtière à hauteur, respectivement, d'Ostende et de Nieuport. Pour le Cd, des dépassements ont été constatés pour les 2 mêmes sites.

Le cuivre, le zinc et le chrome dépassent presque partout les valeurs ERL, également au-delà des eaux territoriales (Tableau 2.22).

À l'échelle de la partie méridionale de la mer du Nord, des tendances à la baisse ont été observées pour le Hg, le Pb et le Cd dans le sédiment de 1995 à 2015 (OSPAR, 2017b).

Tableau 2.22. Métaux lourds dans le sédiment (5% AI normalisé) en µg/g: intervalle de fiabilité de 95% sur la concentration modélisée en 2014 et moyenne pour W08, W09 et W10 (2011-2012) et arsenic (2011-2012, 2015).

Lieu	As	Cd	Cu	Cr	Ni	Pb	Zn	Hg
W01	6,2*	0,75	18,8	123,3	35,4	46,6	186,0	0,31
W02	6,7*	1,27	28,6	131,9	36,0	65,7	212,7	0,36
W03	8,2*	1,37	39,9	135,9	39,6	129,4	313,8	0,37
W04	16,2*	0,84	58,0	126,0	38,7	203,7	350,6	0,29
W05	81,3*	0,47	51,5	150,5	64,6	583,0	314,1	0,23
W06	14,5*	0,26*	36,0	225,1	140,1	211,5	246,9	0,11
W07	28,7*	0,50	102,6	212,1	86,0	1159,8	483,8	0,26
W08	18,1*	-	51,0*	212,8*	95,0*	149,3*	139,4*	0,14*
W09	33,1*	0,24*	59,7*	190,8*	87,6*	224,5*	156,0*	0,16*
W10	132,9*	-	62,6*	312,9*	166,4*	378,2*	177,8*	0,18*
ERL	N.a.	1,2	34	81	N.a.	47	150	0,15
BAC	25	0,31	27	81	36	38	122	0,07

\* Valeur calculée sur moins de 5 points de données (OSPAR, 2017a)

Dans le biote, le critère environnemental proposé par l'OSPAR est atteint pour le Cd et le Pb (Tableau 2.23). Le mercure dans le biote remplit également les critères environnementaux de 500 µg/kg de poids humide, contrairement à l'évaluation concernant les NQE beaucoup plus faibles utilisés dans le cadre de la DCE et pour lesquels il est fait référence à 2.6.1. Pour le Pb, une tendance à la baisse est observée dans le flet et les moules. À l'échelle régionale (OSPAR, 2017b), on peut constater une tendance à la baisse pour le Pb et une tendance à la hausse pour le Cd sur la période 1995-2015. Le Hg ne présente quant à lui ni hausse ni baisse.

Tableau 2.23. Métaux lourds dans les organismes maritimes en µg/kg: intervalle de fiabilité de 95% sur la concentration modélisée pour 2016, exprimée µg/kg poids humide (bleu : inférieur aux BAC, vert : inférieur aux EAC, rouge : supérieur aux EAC, la flèche indique la tendance observée). Source : OSPAR status assessment (OSPAR, 2017a).

Espèce	Lieu	Cd	Pb
Moule	Nieuport	150,18	207,15 ↓
	Ostende	213,60	224,25 ↓
	Knokke	362,09	319,56 ↓
Flet commun	PBMN	127,25	29,24 ↓
<b>Critères d'évaluation</b>	EAC	1000	1500
Moule	BAC	163,2	221
Flet commun	BAC	26	26

#### Composés organostanniques

Aucun EAC n'a été établi pour les composés organostanniques dans les sédiments (pour biote voir 2.6.4). Les concentrations les plus élevées de tributylétain (TBT) sont observées dans la zone d'un mille (Tableau 2.24). Les valeurs maximales et moyennes (par transformation logarithmique) observées sur la période 2011-2015 sont inférieures à celles obtenues au cours des quatre années précédentes, ce qui indique une amélioration de la situation. Dans la plupart des endroits, la majorité des concentrations sont si faibles qu'elles ne peuvent pas être mesurées avec précision (la limite de quantification est passée de 2 µg/kg à 0,41 µg/kg pour les résultats de 2014). Par conséquent, le nombre de séries chronologiques pouvant être utilisées pour l'analyse des tendances est très limité (station W03). Aucune tendance n'a été observée sur W03.

Tableau 2.24. Concentrations de tributylétain (normalisé à 2,5% TOC) dans le sédiment en µg/kg: valeurs minimales et maximales dans la période 2007-2010 et 2015.

	2007-2010		2011-2015	
	Min-max	Moyenne	Min-max	Moyenne
W01	<0.76 - 24.82	5.33	<1.03 - 7.67	2.79
W02	<1.85 - 24.78	8.05	<1.46 - 9.53	4.03
W03	3.94 - 7.2	5.16	<1.85 - 6.05	4.12
W04	<1.87 - 9.17	4.11	2.35 - 4.4	3.39
W05	<1.75 - 8.2	4.11	0.68 - <4.76	1.73
W06	<0.86 - 14	2.41	<1.32 - 4.76	2
W07	<0.74 - 5.26	2.18	0.87 - 2.12	1.43
W08	<1 - 4.69	1.96	<1.92 - <2.99	2.37
W09	0.89 - 3.13	1.72	<0.57 - <2.17	1.31
W10	<1.4 - 4.78	2.97	0.81 - <5.21	2.31

#### PBDEs

Il n'y a pas de CCE dans les sédiments ou le biote pour les éthers diphenyliques polybromés. Les résultats pour les congénères 28, 47, 99, 100, 153 et 154 sont discutés ici. La majorité des concentrations mesurées au cours de la période 2013-2016 sont inférieures à la limite de détermination de 0,06 µg/kg (Tableau 2.25). La valeur moyenne est toujours inférieure à 0,5 µg/kg. Seulement pour les congénères 47 et 99, une valeur maximale supérieure à 1 µg/kg est trouvée sur W06 et W04, respectivement. L'analyse des tendances est impossible en raison d'un trop grand nombre de valeurs inférieures à la limite de quantification et de séries chronologiques trop courtes.

C'est également le cas dans l'évaluation régionale (OSPAR, 2017), à la suite de laquelle l'analyse des tendances ne pouvait être réalisée que dans une mesure très limitée. Les concentrations moyennes sont faibles (<1 µg/kg) et les plus élevées dans le sud de la mer du Nord.

Tableau 2.25. Concentrations de PBDE (normalisé à 2,5% de TOC) dans les sédiments en µg/kg de poids sec: valeur maximale et moyenne (log) pour la période 2013-2015.

	PBDE28		PBDE47		PBDE99		PBDE100		PBDE153		PBDE154	
	Max	Moy.	Max	Moy.	Max	Moy.	Max	Moy.	Max	Moy.	Max	Moy.
W01	<0.18	0.15	<0.18	0.15	<0.18	0.15	<0.18	0.15	<0.18	0.15	<0.18	0.15
W02	0.45	0.13	0.57	0.15	0.45	0.13	0.45	0.13	<0.15	0.1	<0.15	0.1
W03	<0.09	0.06	0.1	0.07	0.1	0.07	<0.09	0.06	<0.09	0.06	<0.09	0.06
W04	<0.19	0.09	<0.19	0.1	1.14	0.14	<0.19	0.09	<0.19	0.09	<0.19	0.09
W05	<0.1	0.08	0.83	0.18	0.61	0.13	<0.1	0.08	0.3	0.11	<0.1	0.08
W06	<0.11	0.06	4.55	0.19	<0.11	0.06	<0.11	0.06	<0.11	0.06	<0.11	0.06
W07	<0.08	0.06	0.35	0.08	0.25	0.07	<0.08	0.06	<0.08	0.06	0.08	0.06

W08	<0.1	0.08	0.33	0.17	0.36	0.14	<0.1	0.08	<0.1	0.08	<0.1	0.08
W09	<0.08	0.07	0.33	0.11	13.83	0.25	<0.08	0.07	<0.08	0.07	<0.08	0.07
W10	<0.17	0.12	0.98	0.41	0.39	0.19	<0.17	0.12	<0.17	0.12	<0.17	0.12

Dans le biote également, la majorité des résultats sont inférieurs à la limite de détermination de 0,06 µg / kg de poids sec. Les valeurs moyennes sur la période 2011-2016 sont inférieures ou égales à 0,1 µg / kg de poids humide, les valeurs maximales inférieures à 1 µg / kg de poids humide (voir Tableau 2.26). Les moyennes observées sur la période 2008-2010 sont légèrement supérieures.

Tableau 2.26. Concentrations de PBDE dans les moules (µg / kg de poids humide): valeurs minimale, maximale et moyenne (log) pour la période 2011-2016.

Lieu	Paramètre	2008-2010		2011-2015	
		Min-max	Moyenne	Min-max	Moyenne
Knokke	PBDE28	<0.02-<0.03	0.03	<0.01-0.04	0.02
	PBDE47	<0.02-0.64	0.16	<0.02-0.73	0.10
	PBDE99	<0.02-0.28	0.07	<0.01-0.09	0.03
	PBDE100	<0.02-0.19	0.06	0.01-0.22	0.04
	PBDE153	0.02-0.03	0.03	<0.01-0.12	0.03
	PBDE154	<0.02-1.48	0.07	<0.01-0.34	0.03
Nieuport	PBDE28	<0.02-<0.03	0.03	<0.02-0.04	0.03
	PBDE47	<0.02-0.6	0.09	<0.02-0.22	0.07
	PBDE99	<0.03-0.27	0.04	<0.02-0.03	0.02
	PBDE100	<0.02-0.05	0.03	<0.02-0.07	0.03
	PBDE153	<0.02-<0.03	0.03	<0.02-<0.03	0.02
	PBDE154	<0.02-0.49	0.03	<0.02-<0.03	0.02
Ostende	PBDE28	<0.02-<0.03	0.03	<0.02-<0.03	0.02
	PBDE47	<0.02-0.53	0.08	<0.02-0.08	0.03
	PBDE99	<0.02-0.31	0.07	<0.02-0.05	0.03
	PBDE100	0.02-0.17	0.05	<0.02-0.08	0.04
	PBDE153	<0.02-<0.03	0.03	<0.02-<0.03	0.02
	PBDE154	<0.02-<0.03	0.03	<0.02-<0.03	0.02

Au niveau régional, une tendance à la baisse des concentrations dans le biote (sauf dans le Skagerrak et le Kattegat) a été observée dans la majorité des zones évaluées, y compris le sud de la mer du Nord.

#### 2.6.2.6. Conclusions

##### PCB

Pour les PCB dans l'environnement marin, le bon état écologique n'est pas atteint, étant donné que les valeurs EAC de l'OSPAR sont dépassées pour le CB118 dans le sédiment comme dans le biote, ainsi que pour le CB101 dans le biote. Ces résultats sont conformes à l'évaluation intermédiaire 2017 de l'OSPAR pour la partie méridionale de la mer du Nord (OSPAR, 2017b). En raison de la persistance des PCB, l'objectif ultime d'une

concentration de PCB proche de zéro ne pourra être atteint au cours des prochaines décennies (OSPAR, 2017a ; OSPAR, 2017b). Pour ces deux substances problématiques, on constate une tendance à la baisse dans le biote. Les analyses du sédiment indiquent que la contamination de PCB est plus forte près de la côte. Une analyse récente sur les PCB dans le sédiment pour la PBMN a en outre montré que les concentrations dans le sédiment n'avaient pas baissé de manière significative depuis 2004 et que l'on pouvait même constater localement des tendances à la hausse (De Witte et al., 2016). Cela peut s'expliquer par la présence de sources de PCB, par exemple les rivières ou les boues de dragage (Laane et al., 1999), le transport de sédiments ou le dépôt atmosphérique (O'Driscoll et al. 2013) ou le déversement de déchets (OSPAR, 2012) qui compensent les pertes par dilution et dégradation sur les 10-15 années précédentes (De Witte et al., 2016). D'autres études confirment cette hypothèse : Roose et al. (2005) ont étudié des données de 1991-2001, et le rapport 2010 de l'OSPAR sur l'état de qualité (OSPAR, 2010) a étudié la période 1998-2007. Sur une plus longue période, on constate toutefois des tendances à la baisse dans la partie méridionale de la mer du Nord (OSPAR, 2017b) pour la période 1995-2015 et, par Everaert et al. (2014), pour la période 1991-2010. Une tendance à long terme, rassemblant les données des PCB pour la PBMN de 1970 à nos jours en tenant compte des différences de méthodes analytiques, sera disponible en 2018 dans le cadre du projet 4Demon de BELSPO.

#### HAP

Pour les HAP, aucun dépassement n'est constaté dans le sédiment. Les résultats montrent en général des concentrations un peu plus élevées près de la côte. Dans cette zone, le dépôt atmosphérique mais aussi la pollution portuaire, les rejets directs, le trafic maritime, etc. peuvent en effet avoir un impact plus important. Les concentrations dans les moules ne dépassent jamais la norme. À l'exception du benzo(a)pyrène, aucune tendance à la baisse n'est observée dans les moules. Il est par conséquent important de continuer à suivre ces substances dans le temps.

#### Métaux

Malgré une forte baisse de la concentration de métaux lourds dans le sédiment marin au cours des années 90 (OSPAR, 2010), on remarque que les concentrations de Pb, Hg, Cu, Zn, Cr et Ni sont toujours supérieures à la valeur de référence, ce qui indique toujours une contamination. Une étude récente (De Witte et al., 2016) montre cependant une baisse de la concentration de Pb, Hg, Cr et Cd en différents lieux depuis 2005. Toutefois, cette étude indique également des tendances à la hausse localement pour le Cu, le Zn et le Hg. La baisse pour le Pb, le Hg et le Cd dans la PBMN correspond à la tendance régionale pour la partie méridionale de la mer du Nord pour la période 1995-2015 (OSPAR, 2017b). Pour le Pb, le Hg, le Cu, le Zn et le Cr, la valeur ERL proposée est dépassée sur plusieurs sites, pour le Cd sur 2 sites. Le bon état écologique n'est donc pas atteint. Les valeurs ERL ont été définies par l'US-EPA pour des données non normalisées sur le sédiment non tamisé. En raison du tamisage du sédiment à 63 µm et de la normalisation à 5% Al, la valeur normalisée pour les concentrations de métaux sera supérieure à la valeur non normalisée pour le sédiment non tamisé. Cette approche, tout comme l'évaluation intermédiaire de l'OSPAR (OSPAR 2016), présente par conséquent le scénario le plus pessimiste.

Contrairement au sédiment, un bon état écologique est atteint pour le Cd, le Pb et le Hg dans le biote. Pour le Pb, on observe en outre une tendance à la baisse significative. L'OSPAR envisage une révision de l'utilisation de ces critères de qualité alimentaire comme valeur EAC, étant donné que ceux-ci ne sont pas considérés comme la

meilleure valeur limite pour l'estimation des risques écologiques (OSPAR, 2010).

#### Composés organostanniques

Les concentrations de tributylétain dans les sédiments sont souvent inférieures à la limite de détermination. Bien que l'analyse des tendances puisse difficilement être réalisée, les résultats obtenus indiquent une amélioration de la condition. L'évaluation régionale (OSPAR, 2017) a montré une tendance à la baisse dans la partie néerlandaise de la mer du Nord méridionale.

Bien que les apports directs de TBT dans le milieu marin soient interdits, le TBT est également utilisé par certains pays dans d'autres applications (e.a. la préservation du bois) et il est donc recommandé de poursuivre la surveillance. Du fait de l'absence de critères d'évaluation, l'effet écologique des composés organostanniques dans les sédiments n'est pas connu. Il est recommandé d'établir des critères à ce niveau.

#### PBDE

Les concentrations de diphényléthers polybromés sont généralement inférieures à la limite de quantification et ne montrent aucun changement significatif. En raison de l'absence de critères d'évaluation, l'effet sur l'environnement ne peut être estimé.

#### 2.6.2.7. Aspects qualitatifs

Tous les aspects du prélèvement d'échantillons, comme la fréquence, la périodicité et la répartition en classes de longueurs, respectent les directives OSPAR (OSPAR, 2010). Toutes les analyses ont été réalisées selon des critères de qualité stricts. Chaque séquence a été surveillée par des contrôles de première ligne au moyen de contrôles positifs, de blancs de solvant et de blancs de procédure. En guise de contrôle de troisième ligne, le laboratoire a participé aux essais circulaires de Quasimeme (Quasimeme, Wageningen, Pays-Bas) qui se concentrent sur des échantillons marins. Les analyses des HAP et les organotines dans le sédiment, sont réalisées suivant la méthode accréditée selon la norme ISO/IEC 17025.

#### 2.6.2.8. Données et analyse

Les données et métadonnées sont disponibles au BMDC ([www.bmdc.be](http://www.bmdc.be)) et le portail Dome du centre de données de l'ICES. Les analyses des métaux lourds dans le biote et dans le sédiment ont été réalisées par le Centre d'Etudes et de Recherches vétérinaires et agrochimiques (CERVA). Les scripts pour l'évaluation des concentrations dans le sédiment ont été développés sous forme de scripts SQL sur la base de données Oracle (bmdc) et sont disponibles auprès de l'IRSN-DO Nature.

#### 2.6.2.9. Références

- De Witte, B., Devriese, L., Bekaert, K., Hoffman, S., Vandermeersch, G., Cooreman, K., Robbens, J., 2014. Quality assessment of the blue mussel (*Mytilus edulis*): Comparison between commercial and wild types. *Marine Pollution Bulletin*, 85, 146-155.
- De Witte, B., Ruttens, A., Ampe, B., Waegeneers, N., Gauquie, J., Devriese, L., Cooreman, K., Parmentier, K., 2016. Chemical analyses of dredged spoil disposal sites at the Belgian part of the North Sea, *Chemosphere*, 156, 172-180.

- Everaert, G., De Laender, F., Deneudt, K., Roose, P., Mees, J., Goethals, P., Janssen, C., 2014. Additive modelling reveals spatiotemporal PCBs trends in marine sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 79, 47-53.
- Laane, R., Sonneveldt, H., Van der Weyden, A.J., Loch, J., Groeveveld, G., 1999. Trends in the spatial and temporal distribution of metals (Cd, Cu, Zn, and Pb) and organic compounds (PCBs and PAHs) in Dutch coastal zone sediments from 1981 to 1996: a model case study for Cd and PCBs. *Journal of Sea Research*, 41, 1-17.
- Lauwaert, B., De Witte, B., Devriese, L., Fettweis, M., Martens, C., Timmermans, S., Van Hoey, G., Vanlede, J., 2016. Synthesis report on the effects of dredged material dumping on the marine environment (licensing period 2012-2016). RBINS-ILVO-AMT-AMCS-FHR report BL/2016/09, 107p.
- O'Driscoll, K., Mayer, B., Ilyina, T., Pohlmann, T. Modelling the cycling of persistent organic pollutants (POPs) in the North Sea system: Fluxes, loading, seasonality, trends. *Journal of Marine Systems*, 111-112, 69-82.
- OSPAR, 2009a. Background document on CEMP assessment criteria for the QSR 2010, publication number 461/2009, 23p.
- OSPAR, 2009b. Agreement on CEMP assessment criteria for the QSR 2010. Agreement 2009-2. 7p.
- OSPAR, 2010. JAMP guidelines for monitoring contaminants in biota, rev. 2010, 120p.
- OSPAR, 2011. JAMP guidelines for monitoring contaminants in sediments, rev. 2011, 113p
- OSPAR, 2010. Quality Status Report 2010. Ospar commission. London, 176 pp.
- OSPAR, 2012. CEMP Assessment Report. Monitoring and Assessment Series. OSPAR Publication 563.2012. ISBN 978-1-907390-68-5.
- OSPAR, 2013. Levels and trends in marine contaminants and their biological effects – CEMP Assessment report 2012, publication number 596/2013, 29p.
- OSPAR, 2017a. OSPAR assessment using data extracted from DOME on 23 October 2017. <http://dome.ices.dk/osparmime2017/main.html>
- OSPAR, 2017b. OSPAR Intermediate Assessment 2017. OSPAR commission. [www.ospar.org/assessments](http://www.ospar.org/assessments). Of <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/pressures-human-activities/contaminants/>
- Van Hoey, G., Delahaut, V., Derweduwen, J., Devriese, L., De Witte, B., Hostens, K., Robbens, J., 2012. 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, 120p.
- Roose, P., Raemaekers, M., Cooreman, K., Brinkman, U., 2005. Polychlorinated biphenyls in marine sediments from the southern North Sea and Scheldt estuary: a ten-year study of concentrations, patterns and trends. *Journal of Environmental Monitoring*, 7, 701-709.

### 2.6.3. Les concentrations de Hg, PCB, DDT, HCB et HCH dans les œufs d'oiseaux

Eric Stienen et Marc Van De Walle

Les concentrations de Hg, PCB, DDT et HCB dans les œufs de sterne pierregarin récoltés en 2008, 2010 et 2015 dans la colonie de Zeebruges étaient, pour tous les années, supérieures et même largement supérieures dans le cas des PCB à la norme prédéfinie. Le bon état écologique n'a été atteint que pour le HCH.

#### 2.6.3.1. Introduction

Afin de suivre l'état de santé des côtes de l'Atlantique européen et de la mer du Nord, l'OSPAR a formulé par le passé plusieurs objectifs appelés *Ecological Quality Objectives* (EcoQOs) comprenant entre autres la surveillance des substances polluantes dans les œufs d'oiseaux. L'accumulation de polluants persistants comme les métaux lourds et les composés organochlorés (PCB, DDT, HCB et HCH) dans l'environnement marin a été mesurée dans les œufs des sternes pierregarins, des sternes arctiques et des huîtres pies. Les concentrations présentes sont comparées aux valeurs seuils prédéfinies (Ditmann et al., 2011). Sur la base de la surveillance à long terme réalisée dans la mer des Wadden (Becker et al., 2004, 2009), une étude pilote a été menée en mer du Nord en 2008-2010. Dans ce cadre, des œufs belges ont également été fournis. En plus, d'autres œufs prélevés en 2015 ont été analysés.

Initialement, 2 objectifs environnementaux étaient associés dans le cadre de la DCSMM, à savoir « les concentrations de PCB, DDT, HCB et HCH ne dépassent pas les valeurs seuils » et « aucune différence n'est mesurée entre les concentrations de mercure dans les œufs d'oiseaux issus de zones impactées et de zones non industrielles ». Compte tenu de l'absence d'œufs issus de zones non industrielles, l'objectif a été adapté et les concentrations de mercure sont comparées aux valeurs seuils de l'OSPAR. En 2017, cet indicateur ne faisait cependant pas partie de l'évaluation intermédiaire du milieu écologique réalisée par l'OSPAR.

#### 2.6.3.2. Contexte

Les côtes européennes constituent un habitat important pour les oiseaux marins nicheurs. Bien que bon nombre de ces zones de nidification soient protégées dans le cadre de l'exécution de la directive Habitats et de la directive Oiseaux de l'UE, elles sont souvent menacées par une pollution de contaminants persistants qui s'accumulent dans les organismes supérieurs par le biais du réseau alimentaire. Les oiseaux marins se situant au sommet de la pyramide alimentaire, ils sont souvent utilisés dans le cadre de la surveillance de la pollution permanente. Les œufs des oiseaux marins forment généralement une matrice utilisable, dans la mesure où ils permettent une surveillance non destructive.

#### 2.6.3.3. Zone géographique

La Figure 2.34 montre les colonies où les œufs de sterne pierregarin, de sterne arctique et/ou d'huître pie ont été récoltés. Seuls les sites où des œufs de sterne pierregarin ou de sterne arctique ont été récoltés sont importants pour ce rapport.

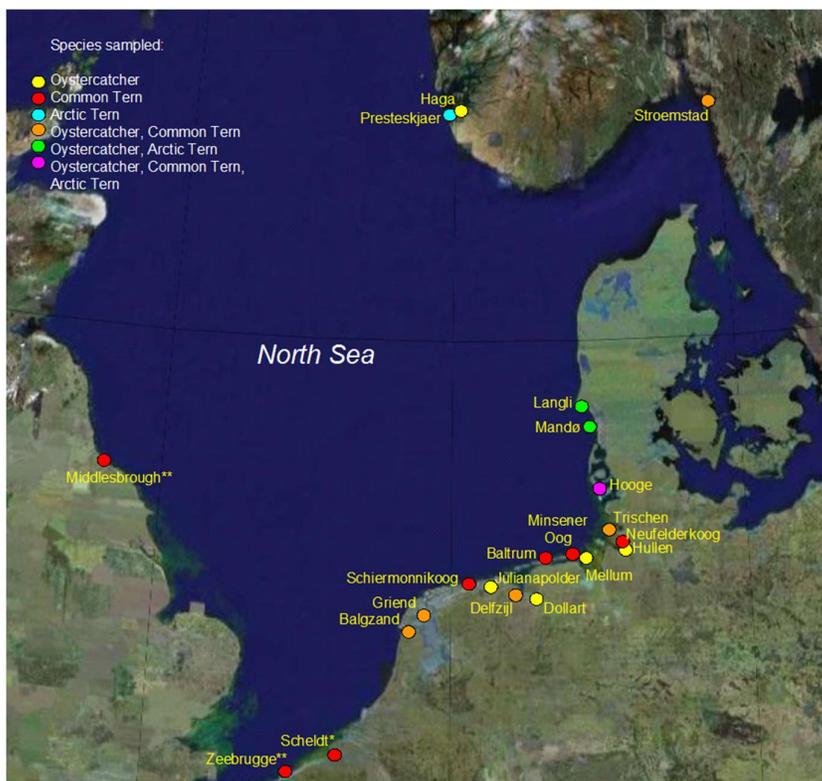


Figure 2.34. Sites où des œufs de sterne pierregarin (*Common Tern*), de sterne arctique (*Arctic Tern*) et/ou d'huîtrier pie (*Oystercatcher*) ont été récoltés pendant la période 2008-2010.

#### 2.6.3.4. Méthodologie

En 2008, 2010 et 2015, 10 œufs de sterne pierregarin *Sterna hirundo* ont été récoltés et congelés dans la colonie de Zeebruges. Les œufs ont été prélevés, moyennant autorisation, dans 10 pontes complètes (c.-à-d. ponte de trois œufs) couvées pendant un maximum de 3 jours (1 œuf par nid à chaque fois). Des œufs de sterne pierregarin ont également été recueillis aux Pays-Bas, en Allemagne, au Danemark, au Royaume-Uni et en Suède (Figure 2.34). Dans le cadre de cette étude pilote, des œufs de sterne arctique et d'huîtrier pie ont également été recueillis, mais pas en Belgique. Le contenu des œufs a été homogénéisé lors d'une phase ultérieure. Des résidus de mercure (Hg), de  $\Sigma$ PCB (somme de 62 congénères), de  $\Sigma$ DDT, de HCB et de  $\Sigma$ HCH (somme de différents isomères) ont été mesurés par l'Institut für Vogelforschung à Wilhelmshaven, en Allemagne, suivant un protocole standard (voir Ditmann et al., 2011 pour plus de détails).

#### 2.6.3.5. Résultats et tendances

La Figure 2.35 montre les concentrations moyennes des différents contaminants dans les œufs de sterne (pierregarin/arctique) dans les colonies étudiées sur l'ensemble du pourtour de la mer du Nord. Les concentrations de mercure, de  $\Sigma$ PCB, de HCB et de  $\Sigma$ DDT étaient les plus élevées dans la colonie près de l'Elbe en Allemagne, qui présente encore des signes d'une pollution historique des vases. Zeebruges a obtenu de bons

résultats pour la ΣHCH par rapport à d'autres colonies. Pour le mercure, la ΣDDT et le HCB, les valeurs mesurées à Zeebruges sont comparables aux autres colonies étudiées (à l'exception de l'Elbe). Concernant la ΣPCB, les valeurs mesurées à Zeebruges appartiennent aux 4 valeurs les plus élevées des colonies étudiées (l'Elbe compris).

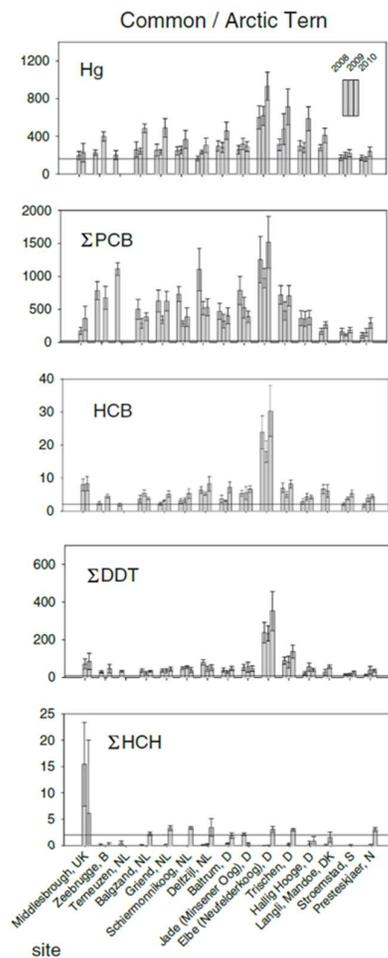


Figure 2.35. Concentrations moyennes (ng/g) de substances chimiques persistantes dans les œufs de sterne au cours de la période 2008-2010 (source : Ditmann et al. 2012).

Les lignes horizontales indiquent l'objectif de qualité de l'OSPAR (EcoQO).

NB Sur cette figure, la ΣPCB se base sur 26 congénères uniquement, mais le texte et le tableau 1 reprennent la somme des 62 congénères.

Tableau 2.27. Aperçu des concentrations mesurées (en ng/g poids frais de l'œuf) dans les œufs de sterne pierregarin provenant de Zeebruges. La concentration moyenne et l'écart type des 10 œufs recueillis sont indiqués pour tous les contaminants mesurés. Le facteur de dépassement par rapport à la norme de la DSCMM est indiqué entre parenthèses. (rouge : le bon état écologique n'est pas atteint ; vert : BEE est atteint).

	Hg	ΣPCB	HCB	ΣDDT	ΣHCH
2008	225,3 ± 40,4 (1,4)	968,2 ± 230,8 (48,4)	2,3 ± 0,7 (1,2)	29,0 ± 8,4 (2,9)	0,2 ± 0,3 (0,1)
2010	398,7 ± 68,6 (2,5)	902,8 ± 318,3 (45,1)	4,5 ± 0,8 (2,3)	46,2 ± 31,6 (4,6)	0,9 ± 0,8 (0,4)
2015	262,7 ± 62,6 (1,6)	766,3 ± 269,9 (38,3)	4,6 ± 1,2 (2,3)	28,3 ± 7,3 (2,8)	0,5 ± 0,2 (0,2)
norme	160 ng/g	20 ng/g	2 ng/g	10 ng/g	2 ng/g

Concernant la ΣHCH dans les œufs de sterne pierregarin provenant de Zeebruges, l'objectif d'un bon état écologique a été atteint pour tous les années examinées (Tableau 2.27). Les concentrations des autres polluants étaient à chaque fois supérieures à la norme prédéfinie. Pour tous les années, la ΣPCB était plus de 38 fois supérieure au bon état écologique et la ΣDDT était 2,8-4,6 fois supérieure à la norme prédéfinie. Les concentrations mesurées de HCB et de mercure ne répondaient pas à la norme, mais étaient proches. On ne peut observer aucune tendance claire.

#### 2.6.3.6. Conclusions

Les sternes pierregarins sont de grands prédateurs qui, à Zeebruges, se nourrissent de poissons pélagiques surtout en mer, mais aussi dans le port, jusqu'à une distance d'environ 10 km de la colonie. Ce sont ce que l'on appelle des « income breeders » qui tirent l'énergie et les nutriments nécessaires pour la production des œufs des aliments locaux digérés (en opposition aux « capital breeders » qui utilisent leurs réserves de graisse pour produire leurs œufs). Les polluants dans les œufs proviennent donc entièrement de la pollution locale. Il s'agit de polluants persistants qui perdurent dans l'environnement et proviennent pour l'essentiel de substances déversées dans l'environnement par l'homme, mais qui se présentent également parfois à l'état naturel dans l'environnement en faibles concentrations (le mercure par exemple). La production et l'utilisation de PCB, DDT, HCB et HCH sont déjà interdites depuis plusieurs années en Europe de l'Ouest, mais ces substances persistent longtemps dans l'environnement et se rencontrent encore en concentrations relativement élevées, principalement dans les rivières et les estuaires. L'étude à long terme menée dans la partie allemande de la mer des Wadden (Becker et al., 2004) montre que les concentrations dans les œufs de sterne pierregarin ont, au début, fortement diminué après l'interdiction de ces substances dans les années 80, mais que cette diminution s'est beaucoup ralentie après 1990. Les œufs de sterne pierregarin provenant de l'estuaire de l'Elbe sont toujours beaucoup plus contaminés que les œufs de Zeebruges. Mais les concentrations actuelles à Zeebruges sont encore (beaucoup) trop élevées pour atteindre le bon état écologique. L'étude de Voorspoels et al. (2004) montre que les concentrations les plus élevées ont été trouvées dans les organismes benthiques de l'Escaut autour du port d'Anvers et que les concentrations diminuent à mesure que l'on approche de l'embouchure de l'Escaut. Des concentrations beaucoup plus faibles sont mesurées plus loin en mer.

#### 2.6.3.7. Aspects qualitatifs

La surveillance et le traitement des données sont effectués conformément aux directives OSPAR.

#### 2.6.3.8. Données et analyse

Les données et métadonnées sont disponibles au BMDC ([www.bmdc.be](http://www.bmdc.be)).

#### 2.6.3.9. Références

- Becker, P.H. and Muñoz Cifuentes, J. 2004. Contaminants in Bird Eggs: Recent spatial and temporal trends. Wadden Sea Ecosystem No. 18. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Wilhelmshaven, Germany.
- Peter H. Becker and Tobias Dittmann, 2009. Contaminants in Bird Eggs. Thematic Report No. 5.2. In: Marencic, H. & Vlas, J. de (Eds), 2009. Quality Status Report 2009. WaddenSea Ecosystem No. 25. Common Wadden

- Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Wilhelmshaven, Germany.
- Dittmann, T., Becker, P.H., Bakker, J., Bignert, A., Nyberg, E., Pereira, M.G., Pijanowska, U., Shore, R., Stienen, E.W.M., Toft, G.O., Marencic, H. 2011. The EcoQO on mercury and organohalogens in coastal bird eggs: Report on the Pilot Study 2008 - 2010. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.R.2011.43. Research Institute for Nature and Forest (INBO), Brussel.
- 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. *Environmental Science and Pollution Research* 19: 4060-4072.
- Voorspoels, S., Covaci, A., Maervoet, J., De Meester, I., Schepens, P. 2004. Levels and profiles of PCBs and OCPs in marine benthic species from the Belgian North Sea and the Western Scheldt Estuary. *Marine Pollution Bulletin* 49: 393–404.

## 2.6.4. Imposex – basé sur la mesure du TBT dans le biote

Karien De Cauwer et Koen Parmentier

Des concentrations décroissantes ont été enregistrées après l'interdiction du tributylétain dans les peintures antisalissures, à la suite de quoi les concentrations de tributyle dans le biote sont actuellement inférieures à la norme. Sur le plan régional, une amélioration a été observée également au niveau de l'état de la reproduction des escargots marins (OSPAR, 2016).

### 2.6.4.1. Introduction

L'objectif environnemental proposé est que le stade imposex moyen (le taux de changement de sexe) corresponde à une exposition à des concentrations de TBT inférieures à l'EAC dans le biote. OSPAR surveille les effets du TBT, le niveau d'imposex, chez les mollusques marins, sur la base de la séquence de vas déférence (VDS) et vise à réduire l'incidence de l'imposex (pour le laque puriste EAC = 2). En raison de la faible abondance des gastropodes, et plus particulièrement du buccin (*Nucella lapillus*), l'imposex de BPNS n'a pas pu être établie et le suivi est basé sur les concentrations dans les moules. OSPAR n'a fixé de concentration de fond (Background Assessment Concentration of BAC) que pour les moules et les huîtres et un critère d'évaluation environnementale (Environmental Assessment Criteria ou EAC) pour TBT de respectivement 5 et 12 µg/kg poids sec.

### 2.6.4.2. Contexte

L'utilisation intensive du tributylétain (TBT) dans les peintures antisalissures pour les coques des bateaux a mené à une large présence du TBT dans l'eau, les sédiments et le biote. Des concentrations élevées dans les sédiments sont liées aux ports et aux routes de navigation.

Les composés organostanniques sont toxiques pour de nombreux organismes marins, même à très faibles concentrations. Des concentrations élevées provoquent des malformations de la coquille et réduisent la reproduction chez divers mollusques. Les escargots femelles développent des caractères mâles, appelés imposex, ce qui entraîne un déclin des populations de certains escargots, par exemple, du buccin, connu pour être l'espèce la plus sensible à cette toxicité.

L'utilisation du TBT a été interdite en 1989 pour les bateaux de moins de 25 m et en 2008 pour tous les bateaux et les installations offshore. L'introduction de TBT dans le milieu aquatique persiste néanmoins, notamment dans les pays qui ne respectent pas cette interdiction, les bateaux et les installations qui ne sont plus utilisés, la redistribution des sédiments déjà pollués et les stations d'épuration des eaux usées et les décharges.

### 2.6.4.3. Méthodologie

Chaque année, des échantillons de moules sont prélevés comme décrit dans 2.6.1.4. Les concentrations en composés organostanniques sont analysées conformément à la procédure standard d'ECOCHEM, ce qui signifie que les échantillons lyophilisés sont traités avec du tétraéthyle borate de sodium, les complexes organiques sont extraits, purifiés après GPC (chromatographie sur gel perméation) et analysés par GC-MS. En ce qui concerne l'évaluation de l'état, conformément à la méthode OSPAR, pour la dernière année de surveillance, on a utilisé la

valeur projetée majorée de l'intervalle de confiance à 95% (2.6.2.4) sur la base d'un ensemble de données complet sur la période 2011-2016. Une analyse linéaire des tendances a été effectuée après transformation logarithmique sur toute la période 2011-2016.

#### 2.6.4.4. Résultats

Le Tableau 2.28 illustre les résultats pour le TBT dans les moules. Les résultats obtenus sont tous inférieurs à l'EAC. Les concentrations diminuent aux trois endroits. Les concentrations mesurées dans la crevette montrent également une tendance à la baisse (OSPAR, 2017a).

*Tableau 2.28. présence de TBT dans les moules en µg/kg poids sec : intervalle de confiance à 95% sur la concentration modélisée pour 2016 (vert : inférieure à l'EAC).*

Espèce	Lieu	TBT
moule	Nieuport	2.4 ↓
	Ostende	4.8 ↓
	Knokke	8.7 ↓
	EAC	12
	BAC	5

Dans la mer du Nord méridionale, les concentrations des composés organostanniques dans les sédiments sont en baisse (OSPAR, 2017b). Cette baisse se traduit aussi par une diminution des effets biologiques (imposex) associés à l'exposition au TBT (OSPAR, 2017b). Le niveau d'imposex dans le sud de la mer du Nord est inférieur au niveau auquel des effets néfastes clairs sont attendus. La présence d'espèces mutantes (syndrome de Dumpton) (Barreiro et al., 1999 ; Gibbs, 2005), qui réduit le niveau d'imposex chez les individus affectés, signifie que l'interprétation de cet indicateur doit être faite avec prudence.

Avec une nette diminution des concentrations de moules le long de la côte belge, il est clair que l'interdiction de l'utilisation du TBT a une influence positive sur le milieu marin.

#### 2.6.4.5. Conclusions

Une dizaine d'années après l'interdiction de l'utilisation de TBT dans les peintures antisalissures pour les coques des bateaux, les concentrations ont baissé dans les sédiments et se situent même souvent en dessous du seuil de détection (zie 2.6.2.5). Les concentrations dans les moules montrent également une tendance à la baisse telle que

les concentrations dans les moules le long de la côte belge sont maintenant inférieures à la CAE. En conséquence, on peut s'attendre à ce que ces concentrations ne donnent pas lieu à un niveau d'imposex trop élevé dans le BPNS. Les résultats basés sur les concentrations de TBT correspondent à l'évaluation a.d. imposex d'OSPAR (2017b). Un suivi reste nécessaire car TBT se dégrade lentement dans les sédiments (presque pas dans des conditions anaérobies) et les sédiments historiquement pollués peuvent être une source continue (mais en déclin) de TBT pour l'eau et les organismes marins.

#### 2.6.4.6. Références

- Barreiro, R., Quintela, M., Ruiz T.M. (1999). Aphally and imposex in *Nucella lapillus* from Galicia (NW Spain): incidence, geographical distribution and consequences for the biomonitoring of TBT contamination. *Marine ecology progress series*. Vol. 185:229-238.
- Gibbs, P. (2005). Male genital defect (Dumpton Syndrome) in the dog-whelk *Nucella lapillus* (Neogastropoda): Mendelian inheritance inferred, based on laboratory breeding experiments. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*. Vol. 85(01):143 - 150. doi: 10.1017/S0025315405010969h
- OSPAR, 2017a. OSPAR assessment using data extracted from DOME on 23 October 2017. <http://dome.ices.dk/osparmime2017/main.html>
- OSPAR, 2017b. OSPAR Intermediate Assessment 2017. OSPAR commission. [www.ospar.org/assessments](http://www.ospar.org/assessments). Of <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/pressures-human-activities/contaminants/>

## 2.6.5. Guillemots de Troïl mazoutés (*Uria aalge*)

Eric Stienen et Marc Van De Walle

Une surveillance à long terme (1961-2017) montre que le degré de pollution par les hydrocarbures chez le guillemot de Troïl présente une forte tendance à la baisse. Lors des premières années de la surveillance, presque tous les guillemots de Troïl trouvés étaient mazoutés, les dernières années généralement moins de 50% des animaux trouvés étaient mazoutés. La norme de qualité n'a cependant pas été atteinte.

### 2.6.5.1. Introduction

Dans la mer du Nord, le guillemot de Troïl (*Uria aalge*) est considéré comme une bonne espèce indicatrice de la pollution chronique aux hydrocarbures, car cet oiseau marin est présent ici en grande quantité et il est en outre très sensible à la pollution aux hydrocarbures (Camhuysen, 2008 ; Camhuysen & Heubeck, 2016). L'OSPAR (EcoQO) a fixé la norme de qualité pour la proportion de guillemots de Troïl mazoutés à moins de 10% du nombre total d'oiseaux morts ou mourants trouvés sur la plage pendant la période hivernale (novembre-avril) sur une période de 5 ans. Cette proportion a été reprise comme objectif environnemental par la DSCMM, mais la norme a été provisoirement fixée à 20% au lieu de 10%.

### 2.6.5.2. Contexte

Les guillemots de Troïl sont des oiseaux marins qui viennent hiverner chez nous en grand nombre, le plus souvent en nageant, ce qui facilite leur contact avec les hydrocarbures qui flottent sur l'eau. La sensibilité de ces oiseaux et des autres espèces nageantes comme les gavidés, les grèbes et les macreuses à la pollution aux hydrocarbures apparaît de manière évidente lorsque l'on compare leur degré de pollution à celui des autres espèces (Stienen et al., 2017).

### 2.6.5.3. Zone géographique

Au cours de la période 1961-1991, la côte belge dans son ensemble a été explorée une fois par an. À partir de 1992, la surveillance s'est intensifiée et la côte dans son ensemble a été explorée chaque mois pendant la période hivernale.

### 2.6.5.4. Méthodologie

Pendant la période hivernale (septembre-mars), des études mensuelles ont été organisées afin de recenser tous les oiseaux marins échoués (aussi bien vivants que morts) le long de l'ensemble de la côte belge. Pour chaque exemplaire intact, il a été noté s'il avait ou non été mazouté. Conformément aux directives OSPAR, les oiseaux trouvés en septembre et les espèces autres que le guillemot de Troïl n'ont pas été utilisés pour l'analyse (Stienen et al., 2017). Les oiseaux échoués pendant la catastrophe du Tricolor (Stienen et al., 2004) n'ont pas été inclus dans l'analyse, car l'indicateur porte sur la pollution chronique aux hydrocarbures et non sur les rejets accidentels. Les résultats ont été groupés par hiver, et non par année, étant donné que les oiseaux séjournent ici pendant tout un hiver, puis repartent vers les zones de nidification. Le protocole OSPAR prévoit qu'au moins 25

individus sont nécessaires pour déterminer le degré de pollution aux hydrocarbures. Malgré une surveillance intense, ces chiffres ne sont plus atteints la plupart des années. Pour cette raison, les résultats d'une régression logistique (GLM avec réponse binaire et fonction logit) sont présentés ici, car ils donnent un calcul fiable de la tendance même en cas de nombres réduits (voir Stienen et al., 2017 pour plus de détails).

#### 2.6.5.5. Résultats et tendances

La Figure 2.36 montre la tendance à long terme du degré de pollution aux hydrocarbures du guillemot de Troïl à partir de l'hiver 1961/1962 jusqu'à l'hiver 2016/2017. L'évolution de la moyenne quinquennale est évidente et présente une forte tendance à la baisse, mais elle se base sur (beaucoup) moins de 25 oiseaux pour plusieurs années (surtout dans les premières années et lors de la dernière décennie) (points rouges). Jusqu'à présent, le degré annuel de pollution aux hydrocarbures n'a été inférieur à 20% (c.-à-d. limite de la DCSMM) qu'à seulement trois reprises, à savoir pendant les hivers 2006/2007, 2011/2012 et 2013/2014 (dans le dernier cas avec moins de 25 individus). La moyenne quinquennale n'est pas encore passée sous la barre des 20%. La tendance basée sur l'analyse régressive est quant à elle passée sous les 20% depuis l'hiver 2010/2011, car lorsque des valeurs légèrement supérieures ont été mesurées au cours de la décennie précédente, c'était toujours sur la base d'un nombre relativement réduit d'individus. Si la moyenne quinquennale est réalisée sur cette base, on peut dire que la pollution aux hydrocarbures est inférieure à 20% à partir de 2014/2015.

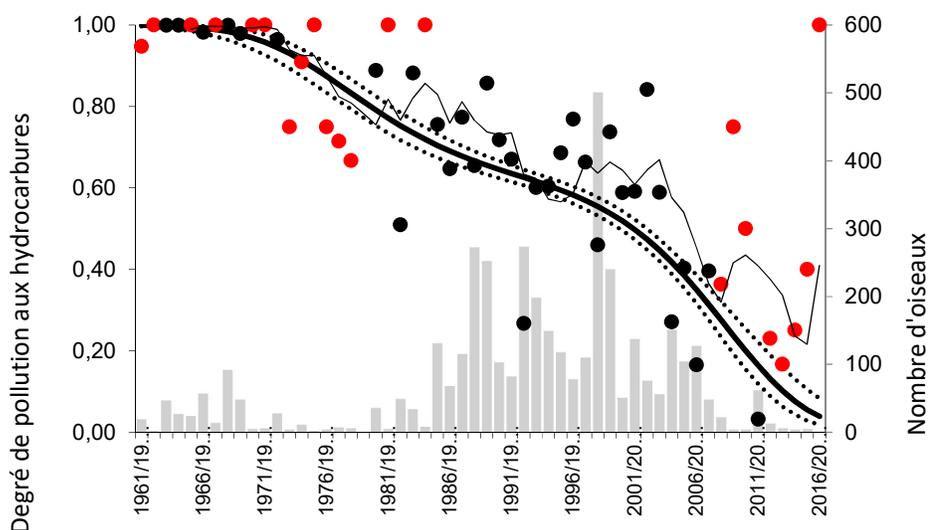


Figure 2.36. Variations du degré de pollution aux hydrocarbures (axe Y à gauche) des guillemots de Troïl trouvés le long de la côte belge au cours de la période 1961–2017. Les points montrent le degré de pollution aux hydrocarbures et la fine ligne sinueuse montre l'évolution de la moyenne quinquennale. Lorsque moins de 25 individus ont été trouvés, un point rouge est indiqué, sinon le point est noir. Les barres grises indiquent le nombre d'individus sur lequel se base le degré de pollution aux hydrocarbures (axe Y à droite). La ligne noire épaisse et les intervalles de fiabilité en pointillé sont le résultat d'une régression GLM.

#### 2.6.5.6. Conclusions

Une surveillance à long terme des guillemots de Troïl indique que le bon état écologique a été approché au cours de la dernière décennie. Selon la méthodologie utilisée, il est ou non atteint. Il convient toutefois de remarquer que la norme est provisoirement supérieure à la norme OSPAR, mais que celle-ci sera adaptée cf. OSPAR pour le cycle suivant (voir rapport BEE et objectifs environnementaux, 2018). Cette norme révisée n'a pas encore été atteinte, quelle que soit la méthode utilisée, mais la tendance à la baisse continue laisse supposer que cela ne devrait plus tarder.

Les chiffres en constante diminution d'oiseaux marins morts trouvés le long de la côte belge sont en grande partie dus à la diminution de la pollution aux hydrocarbures dans la PBMN et dans la mer du Nord dans son ensemble (voir Stienen et al., 2017), ce que confirment les observations de nappes d'hydrocarbure par avion (Lagring et al., 2012). Cependant, en raison du nombre réduit de guillemots de Troïl trouvés, le protocole de l'OSPAR ne peut être suivi de manière stricte. Il conviendra de réfléchir afin de savoir si une autre technique d'analyse (telle que décrite ici) ou l'agrégation des données (plusieurs années ou l'ensemble de la partie méridionale de la mer du Nord par exemple) peuvent remédier à ce problème.

#### 2.6.5.7. Aspects qualitatifs

La plupart des aspects de la surveillance et du traitement des données sont effectués conformément aux directives OSPAR. Mais, comme cela a été mentionné, le protocole de l'OSPAR ne peut plus être suivi de manière stricte, étant donné que trop peu de guillemots de Troïl morts ont été retrouvés ces dernières années.

#### 2.6.5.8. Données et analyse

Les données et métadonnées sont disponibles au BMDC ([www.bmdc.be](http://www.bmdc.be)).

#### 2.6.5.9. Références

- Camphuysen, C.J., 2008. Chronic Oil Pollution in Europe. A Status Report. IFAW, Cape Cod, USA.
- Camphuysen, C.J., Heubeck, M., 2016. Beached bird surveys in the North Sea as an instrument to measure levels of chronic oil pollution. In: Carpenter, A. (Ed.), Oil pollution in the North Sea. Springer, Switzerland.
- Lagring, R., Degraer, S., de Montpellier, G., Jacques, T., Van Roy, W., Schallier, R., 2012. Twenty years of Belgian North Sea aerial surveillance: a quantitative analysis of results confirms effectiveness of international oil pollution legislation. *Mar. Pollut. Bull.* 64, 644–652.
- Stienen, E.W.M., Haelters, J., Kerckhof, F., Van Waeyenberge, J., 2004. Three colours of black: seabird strandings in Belgium during the tricolor incident. *Atlantic Seabirds* 6, 129–146.
- Stienen, E.W.M., Courtens, W., Van de walle, M., Vanermen, N., Verstraete, H. 2017. Long-term monitoring study of beached seabirds shows that chronic oil pollution in the southern North Sea has almost halted. *Mar. Pollut. Bull.* 115, 194–200.

### 2.6.6. Maladies ichtyologiques

Gert Van Hoey, Lisa Devriese et Karen Bekaert

L'indicateur des maladies ichtyologiques traduit bien le stress général au sein de l'écosystème soumis à une pression croissante. La plupart des anomalies observées sont liées à des infections parasitaires et, dans le domaine des affections cutanées, il convient de noter la problématique autour des ulcères. Les affections cutanées et les infections parasitaires ont été observées plus ces dernières années.

#### 2.6.6.1. Introduction

Étant donné que les affections sont considérées comme un indicateur intégratif et relativement pertinent de stress environnemental, il est recommandé de le surveiller en tant qu'indicateur de stress général dans l'environnement marin (Lang et al., 2016). L'inspection des maladies ichtyologiques externes et des parasites présents est intégrée dans les campagnes nationales de surveillance visant à contrôler l'état de santé de l'environnement marin et en particulier l'impact des activités humaines (Lang, 2002 ; Van Hoey et al., 2012 ; De Witte et al., 2013a&b). L'objectif environnemental a été défini de la manière suivante : « Pour les maladies ichtyologiques visibles de l'extérieur, l'indice des maladies ichtyologiques se situe en dessous des critères environnementaux (EAC) tels que définis dans les recommandations OSPAR JAMP pour le suivi et l'évaluation des substances polluantes ». L'indice des maladies ichtyologiques (FDI) doit permettre d'évaluer l'état sur de plus grandes zones géographiques de manière plus standardisée. Cet indicateur est opérationnel au sein de l'OSPAR, mais il n'a pas été utilisé comme indicateur commun dans l'OSPAR Intermediate Assessment 2017. Les critères environnementaux sont encore en cours d'élaboration. La présente évaluation propose une description des maladies externes dans le temps (période avant et après 2010, cf. évaluation initiale) et présente les résultats du FDI en 2014. L'espèce suivie au niveau international pour les affections dans les eaux côtières est la limande (*Limanda limanda*).

#### 2.6.6.2. Contexte

La prévalence des maladies ichtyologiques externes et des parasites chez les poissons marins est utilisée comme indicateur de stress général, causé par divers facteurs de stress comme la pollution, les variations de température et les variations de la teneur en sel de l'eau de mer. Lors de l'évaluation de la prévalence des maladies ichtyologiques, une attention particulière a été accordée aux variations du nombre de poissons malades sur certains sites. Les changements soudains du profil de maladie peuvent être considérés comme un indicateur d'effets écologiques importants provoqués par un stress aigu ou chronique sur ces sites. Depuis 2000, il existe un ensemble de données cohérent sur la survenue de diverses maladies externes et parasites de la limande et du merlan dans les eaux belges.

Par affections, on entend les aspects externes visibles (pigmentation, affections cutanées, blessures) et les parasites.

#### 2.6.6.3. Zone géographique

L'analyse concerne ici l'ensemble de la PBMN, avec pour certaines données, une distinction entre la zone côtière

(<12 milles) et la zone située au large (> 12 milles).

#### 2.6.6.4. Méthodologie

Les affections et les parasites du poisson sont déterminés selon le document « ICES training guide for identification » (Bucke et al., 1996). L'évaluation des affections et des parasites est réalisée par des experts de l'ILVO à bord du RV Belgica en différents endroits répartis sur la PBMN. Différentes activités humaines, comme la pêche, la construction et l'exploitation de parcs éoliens, le déversement de matériaux de dragage et l'extraction de sable, ont lieu sur ces sites. Le prélèvement d'échantillons se fait deux fois par an en février/mars (printemps) et en septembre/octobre (automne). Les données sont consignées à l'aide de la moyenne de la « prévalence » (%) par site/zone pour chaque campagne d'échantillonnage. Une évaluation est réalisée sur une plus longue durée et la période avant 2010 (évaluation initiale de la DCSMM) est comparée à la période 2010-2015/2016.

L'indice des maladies ichtyologiques (FDI) est une méthode plus normalisée (adaptée de Lang and Wosniok, 2008), qui permet de déterminer de manière intégrée les valeurs seuils et les tendances. L'utilisation du FDI permet de comparer les données des maladies ichtyologiques sur de plus grandes zones géographiques et entre les espèces. Cet indice se base sur l'absence ou la présence de 9 affections (dont 3 parasites) et sur des facteurs de pondération spécifiques aux affections. Les affections sont étudiées pour chaque poisson, lequel est également pesé et mesuré. Ces données détaillées ont été rassemblées en 2014 (conformément aux recommandations OSPAR JAMP). Des valeurs FDI faibles indiquent que le poisson est sain, tandis que des valeurs FDI élevées suggèrent que le poisson est malade. Cette méthode présente cependant un inconvénient : les données de propagation des maladies sont nécessaires sur 5 à 10 ans pour déterminer les variations récentes du FDI moyen et dresser une classification de l'état de santé (bon, moyen ou mauvais) (Lang and Wosniok, 2008). Un test de vérification de l'utilité du FDI a été réalisé sur les données de 2014 (287 grands individus de limande) afin de vérifier s'il y a une différence de FDI entre la côte et le large. Une valeur FDI moyenne a été déterminée par zone échantillonnée (côte ou large).

#### 2.6.6.5. Résultats et tendances

##### *Parasites*

On constate la présence de quatre espèces de parasites dans la limande (*L. limanda*), la plus fréquente étant les spores de la *Glugea stephani* (7-15%). Celle-ci présente une tendance comparable au printemps et à l'automne (Figure 2.37). Le pourcentage de prévalence du ver plat *Stephanostomum baccatum* était récemment (après 2007) bien inférieur (< 1%) à la première période de mesures. Les copépodes parasitaires *Acanthochondria cornuta* et *Lepeophtheirus pectoralis* présentent une tendance comparable au printemps, avec une prévalence légèrement supérieure de l'*A. cornuta*, surtout au cours des dernières années. À l'automne, l'*A. cornuta* est plus présent pour la période 2010-2014. En général, les infections parasitaires sont plus fréquentes dans la zone côtière qu'au large, surtout à l'automne (Figure 2.38). Le pourcentage de prévalence des 4 parasites ne diffère pas vraiment entre les deux périodes d'évaluation (avant 2010 et après).

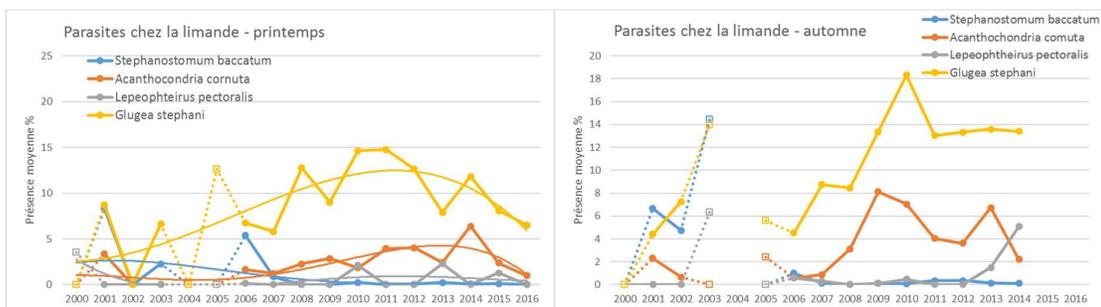


Figure 2.37. Présence moyenne, exprimée en pourcentage, des 4 parasites chez la limande au printemps (gauche) et à l'automne (droite) pour la période 2000-2016. Pour le printemps, les courbes de tendance polynomiale d'ordre 4 ont été présentées. Pour l'automne, cela n'est pas possible en raison du manque trop important de points de données. Les points ouverts sont les analyses sur moins de 250 individus.

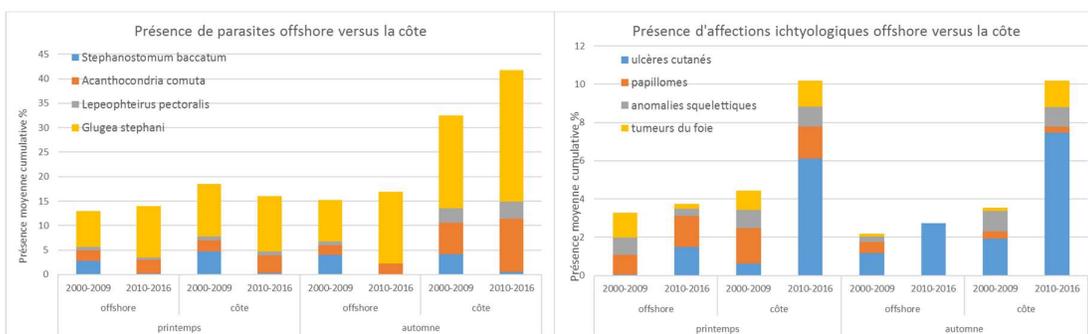


Figure 2.38. Présence de parasites (gauche) et d'affections ichthyologiques (droite) chez la limande près de la côte et au large pour la période 2000-2009 et 2010-2016.

### Malformations, infections et tumeurs

Les ulcères cutanés, anomalies squelettiques, tumeurs du foie (formation de nodules) et nodosités (papillomes) peuvent transmettre des informations pertinentes sur la santé environnementale. Il existe cependant une différence dans la récurrence de ces affections entre le printemps et l'automne, surtout pour les nodosités (principalement au printemps). Une augmentation notable des ulcères cutanés chez la limande a été observée à partir de 2010, bien qu'à l'automne 2005, la prévalence ait été également élevée (mais faible fiabilité des observations, en raison du nombre réduit de limandes étudiées). Les limandes souffrant d'une affection ou d'une autre (jusqu'à 10%) ont été observées principalement dans la zone côtière et pendant la période 2010-2016 (Figure 2.39).

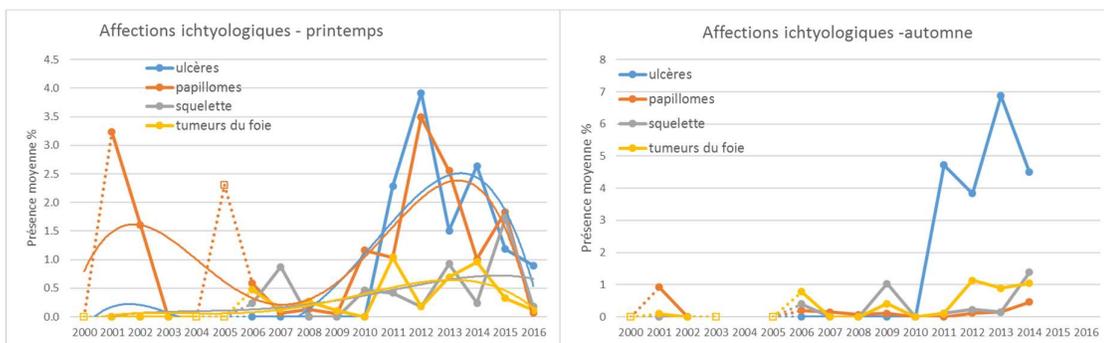


Figure 2.39. Présence moyenne, exprimée en pourcentage, des 4 affections ichtyologiques chez la limande au printemps (gauche) et à l'automne (droite) pour la période 2000-2016. Pour le printemps, les courbes de tendance polynomiale d'ordre 4 ont été présentées. Pour l'automne, cela n'est pas possible en raison du manque trop important de points de données. Les points ouverts sont les analyses sur moins de 250 individus.

### Indice des maladies ichtyologiques

La différence de valeur FDI entre la côte et le large, pour les grandes limandes, est réduite et s'élevait respectivement à  $0,37 \pm 0,82$  et  $0,42 \pm 0,98$ . Ces valeurs sont faibles, ce qui indique probablement un bon état de santé. Étant donné qu'il n'est pas encore possible de réaliser une analyse de la tendance, nous ne pouvons formuler de conclusion sur une amélioration ou une détérioration de la santé de la population de limandes.

#### 2.6.6.6. Conclusions

La plupart des anomalies observées sont liées à des infections parasitaires et, dans le domaine des affections, il convient de noter la problématique autour des ulcères. Les affections cutanées et les infections parasitaires sont observées de manière plus marquée ces dernières années. Il n'y a pas encore de critère d'évaluation, mais rien n'indique que le niveau de désordres à la limande soit anormalement élevé.

#### 2.6.6.7. Aspects qualitatifs

Il a été possible de parvenir à une tendance de la prévalence des parasites et des maladies ichtyologiques sur la base de la collecte de données réalisée depuis 2000. Ces données ont été recueillies par différentes personnes avec des protocoles légèrement différents, mais les affections reprises dans cette évaluation ont été conservées au fil du temps. Seul le nombre d'exemplaires de limandes analysés a varié au fil du temps. Pour respecter autant que possible les directives ICES (Bucke et al., 1996), seules les données pour lesquelles nous avons examiné plus de 250 exemplaires ont été considérées comme fiables pour ces analyses. Dans le cadre de la surveillance DCSMM, une surveillance normalisée conformément aux directives ICES/OSPAR sera réalisée à l'avenir à partir de 2017. Cela n'a pas été possible en 2015-2016 en raison de problèmes avec le RV Belgica. Nous nous efforcerons donc de recueillir 500 individus de limandes (de plus de 15 cm) de manière aléatoire pour chaque zone (zone côtière et large). Les limandes seront examinées pour vérifier la présence de maladies/parasites, pesées et mesurées individuellement. Cette méthode permettra d'établir une tendance du FDI lors des prochaines périodes d'évaluation pour la zone côtière et la zone située au large des côtes belges.

#### 2.6.6.8. Données et analyse

Les données historiques et les métadonnées sont disponibles auprès de l'ILVO, mais ne peuvent être reprises dans le portail Dome de l'ICES en raison de l'absence de longueurs et poids individuels. Les nouvelles données recueillies seront transmises à l'ICES.

#### 2.6.6.9. Références

- Bucke D., Vethaak D., Lang T., Møllgaard S. 1996. Common diseases and parasites of fish in the North Atlantic: Training guide for identification. ICES TIMES N°19.
- Devriese L., Soetaert M., Bekaert K., Desender M., Chiers K., Decostere A., Polet H. 2015. Huidzweren bij vissen in het Belgisch deel van de Noordzee. Trends in prevalentie en exploratie van mogelijke oorzaken. ILVO mededeling 188
- ICES. 2012. Report of the Working Group on Pathology and Diseases of Marine Organisms (WGPDMO), 31 January – 04 February 2012, Lisbon, Portugal. ICES CM 2012/SSGHIE:03. 68 pp.
- Lang T. and Wosniok W. 2008. The Fish Disease Index: a method to assess wild fish disease data in the context of marine environmental monitoring. ICES CM 2008/D:01.
- Lang T., Feist S.W., Stentiford G.D., Bignell J.P., Vethaak A.D., Wosniok W. 2016. Diseases of dab (*Limanda limanda*): Analysis and assessment of data on externally visible diseases, macroscopic liver neoplasms and liver histopathology in the North Sea, Baltic Sea and off Iceland. Mar. environ. Res. In press.

### 2.6.7. Activité EROD

Lisa Devriese et Bavo De Witte

Le niveau d'activité EROD chez la limande de la PBMN est inférieur à la valeur de référence prédéfinie par l'OSPAR. Il est par conséquent très improbable que ces poissons soient exposés à des concentrations de contaminants formant une menace toxicologique.

#### 2.6.7.1. Introduction

L'activité de la 7-éthoxyrésorufine O-déséthylase (EROD) a été mesurée dans le foie de limande échantillonné en octobre 2016. Les valeurs trouvées ont été comparées aux valeurs de référence de l'OSPAR (BAC) qui traduisent la valeur attendue du milieu naturel. La valeur BAC a été déterminée pour l'EROD dans la fraction S9 du foie de limande et s'applique à la limande pêchée d'août à novembre. Pour les poissons femelles, elle s'élève à 178 pmol par minute et par mg de protéine, pour les poissons mâles à 147 pmol par minute et par mg de protéine. Aucune norme de qualité environnementale (EAC) n'a été définie dans le cadre de l'OSPAR pour l'EROD.

#### 2.6.7.2. Contexte

Les enzymes cytochromes P4501A (CYP1A) sont présents en forte concentration dans le foie de poisson. Une hausse de l'activité enzymatique du CYP1A peut indiquer une exposition du poisson à la pollution. La voie réactionnelle impliquant l'enzyme CYP1A est en effet activée par le récepteur de l'aryl-hydrocarbure (AhR) lorsque le poisson est exposé à des antagonistes de l'AhR comme les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les polychlorobiphényles (PCB), les dioxines et les sibenzofuranes. Pour mesurer le niveau d'induction du CYP1A dans le foie de poisson, il est possible de déterminer l'activité de la 7-éthoxyrésorufine O-déséthylase (EROD). La mesure de l'activité de l'EROD constitue donc un indicateur de l'exposition du poisson aux contaminants qui agissent comme des antagonistes de l'AhR.

#### 2.6.7.3. Zone géographique

Le prélèvement d'échantillons a été réparti sur 2 zones : la zone d'échantillonnage de Zeebruges (ZB) et la zone de Nieuport (NP), situées respectivement à l'est et à l'ouest de la PBMN (voir Figure 2.32).

#### 2.6.7.4. Méthodologie

En octobre 2016, 30 foies de limande (*Limanda limanda*) ont été recueillis. Les échantillons ont été analysés par Cefas Lowestoft pour une analyse de l'EROD. Cette analyse reposait sur le protocole ICES TIMES (ICES, 1998). Environ 200 mg de foie ont été homogénéisés dans 1 ml de tampon phosphate (pH 7,4) contenant du dithiothréitol et de l'EDTA, et centrifugés à 10 000 g pendant 20 minutes. La fraction S9 a été séparée et congelée à -80°C jusqu'à l'analyse. L'analyse EROD a été réalisée à 20°C à l'aide d'un spectrophotomètre à fluorescence avec une longueur d'onde d'excitation de 535 nm et une longueur d'onde d'émission de 580 nm. Le mélange de réaction contenait un tampon phosphate (pH 7,4), de l'éthoxyrésorufine et du NADPH. Les résultats ont été normalisés en fonction de la teneur en protéines. La teneur en protéines a été déterminée dans un sous-échantillon de la fraction S9, en utilisant une modification du lecteur de plaques de la méthode Bradford avec

albumine de sérum bovin. Les résultats sont exprimés en pmol/min/mg protéine.

Un test t bilatéral a été réalisé pour détecter les différences entre le sexe et la zone. Pour les corrélations EROD avec le poids et la longueur, une corrélation de Pearson a été réalisée.

#### 2.6.7.5. Résultats

L'activité EROD est influencée par différents facteurs environnementaux comme la température de l'eau, le sexe, la maturité sexuelle et les pathologies hépatiques (Khan & Payne, 2002; Collier, 1995 ; Sanchez et al., 2008). La Figure 2.40 montre cependant qu'aucune influence significative du sexe n'a été observée ( $p=0,158$  avec intervalle de fiabilité de 95%). Il n'y avait pas non plus de corrélation significative entre l'activité EROD et le poids ( $p = 0,46$ ) ou la longueur du poisson ( $p = 0,77$ ).

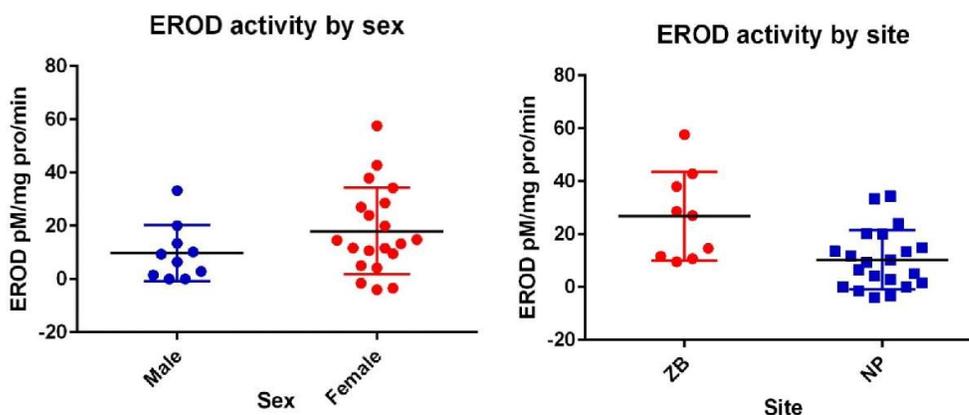


Figure 2.40. Activité EROD (en pmol/min.mg protéine) par sexe (gauche Male : mâle et Female : femelle) et par zone (droite ZB : Zeebruges et NP : Nieuport).

Il y avait cependant une différence notable entre la zone de Zeebruges et la zone de Nieuport ( $p = 0,0036$  avec intervalle de fiabilité de 95%) (Figure 2.40). La valeur moyenne mesurée était de 15,21 pmol/min/mg protéine avec un maximum de 57,59 pmol/min/mg protéine. Ces valeurs sont inférieures aux valeurs BAC définies par l'OSPAR de 178 (poissons femelles) ou 147 (poissons mâles) pmol/min/mg protéine.

#### 2.6.7.6. Conclusions

Bien que l'activité EROD soit plus importante à hauteur de Zeebruges qu'à Nieuport, les valeurs pour chacune des deux zones sont clairement inférieures aux valeurs de référence établies par l'OSPAR. Cela signifie qu'aucun effet toxique n'est observable lors de l'analyse EROD. Par ailleurs, les analyses chimiques ont montré des différences régionales dans la contamination de HAP et de PCB entre la partie ouest et la partie est de la PBMN (par ex. De Witte et al., 2014). Les valeurs de l'activité EROD sont conformes aux résultats précédents : dans une étude approfondie de l'activité EROD chez la limande réalisée à l'automne 2009, aucun dépassement des valeurs BAC n'avait été trouvé sur l'ensemble des sites échantillonnés de la PBMN (De Vos, 2010 ; Van Hoey et al., 2012).

#### 2.6.7.7. Aspects qualitatifs

En guise de contrôle de qualité, 15 échantillons de référence ont été réalisés en parallèle aux 30 analyses de limande et suivis au moyen d'une carte de contrôle. La valeur EROD se situait dans les limites prédéfinies pour tous les échantillons de contrôle.

#### 2.6.7.8. Données

Les données et métadonnées sont disponibles au BMDC ([www.bmdc.be](http://www.bmdc.be)) et le portail Dome du centre de données de l'ICES.

#### 2.6.7.9. Références

- Collier, T., Anulacion, B., Stein, J., Varanasi, U., Goksøyr, A. 1995. A field evaluation of cytochrome P4501A as a biomarker or contaminant exposure in three species of flatfish. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 14(1), 143-152.
- De Vos, W., 2010. De biomerkers AROD op *Limanda limanda*, AROD, BPH en SoS op *Mytilus edulis* en toepasbaarheid in monitoring van biologische contaminanteffecten. Masterproef industriële wetenschappen en technologie, Howest, 55p.
- De Witte, B., Devriese, L., Bekaert, K., Hoffman, S., Vandermeersch, G., Cooreman, K., Robbens, J., 2014. Quality assessment of the blue mussel (*Mytilus edulis*): Comparison between commercial and wild types. *Marine Pollution Bulletin*, 85, 146-155.
- ICES, 1998 (Method No. 23). Biological effects of contaminants: Determination of CYP1A-dependent mono-oxygenase activity in dab by fluorimetric measurement of EROD activity. International Council for the Exploratio of the Sea.
- Khan, R., Payne, J., 2002. Some factors influencing EROD activity in winter flounder (*Pleuronectes americanus*) exposed to effluent from a pulp and paper mill, *Chemosphere*, 46(2), 235-239.
- OSPAR, 2013. Background document and technical annexes for biological effects monitoring, Update 2013. Monitoring and Assessment Series, OSPAR publication 589/2013, ISBN 978-1-909153-22-8, 238p.
- Sanchez, W., Piccini, B., Ditche, J.-M., Porcher, J.-M., 2008. Assessment of seasonal variability of biomarkers in three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus* L.) from a lo contaminated stream: implication of environmental biomonitoring. *Environmental International*, 34, 791-798.
- Van Hoey, G., Delahaut, V., Derweduwen, J., Devriese, L., De Witte, B. Hostens, K., Robbens, J., 2012. 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.

## 2.6.8. Rejets illégaux de substances visées aux annexes I et II de MARPOL

Maarten Van Cappellen

Pour les rejets illégaux d'hydrocarbures, la tendance se poursuit avec des rejets très rares. On ne peut observer la même tendance pour les rejets illégaux d'autres substances liquides nocives. Il n'est cependant pas toujours possible de contrôler l'illégalité de ce type de nappes pendant les opérations.

### 2.6.8.1. Introduction

L'objectif environnemental est le suivant : « une tendance vers une absence de rejets illégaux des navires pour les substances visées aux Annexes I et II de la Convention MARPOL, observés par les patrouilles de surveillance aérienne. Les cas où des hydrocarbures sont rejetés illégalement en mer relèvent de la législation de l'annexe I de MARPOL tandis que l'annexe II de MARPOL vise d'autres substances nocives transportées en vrac (Art.2(2) de la directive européenne 2005/35/CE). Étant donné qu'il est impossible d'évaluer le déversement de substances visées à l'annexe V de MARPOL (substances solides) (difficiles à détecter comme déversements), l'objectif environnemental a été modifié. Les rejets ont en majorité été constatés par observations aériennes selon une méthode appliquée depuis la fin des années 80 et optimisée au fil des ans.

### 2.6.8.2. Contexte

La navigation et le transport maritime constituent depuis longtemps une activité économique importante dans la partie belge de la mer du Nord en raison de la proximité du pas de Calais et de la présence de grands ports dans notre pays et aux alentours. Autrefois, les dégazages opérationnels illégaux des navires représentaient un important problème environnemental qui entraînait des échouages chroniques d'oiseaux mazoutés et la pollution des plages. Les pays autour de la mer du Nord ont donc décidé, dans le cadre de l'accord de Bonn en 1989, de commencer à organiser des surveillances aériennes au-dessus de la mer du Nord, dans le but principal de détecter et constater les rejets illégaux des navires en mer. Dans ce cadre, la Belgique a lancé un programme national de surveillance aérienne au-dessus de la mer en 1991. Ce programme de surveillance aérienne associé à toute une série d'autres mesures stratégiques nationales et internationales a permis de fortement réduire le nombre de pollutions illégales aux hydrocarbures au cours des 25 dernières années (Schallier et Van Roy, 2015). La tendance clairement à la baisse observée pour les pollutions aux hydrocarbures ne concerne cependant pas les pollutions dues à d'autres substances nocives. Les pollutions chimiques semblent même légèrement en hausse, bien que cela ne puisse être démontré statistiquement (Van Roy et al, 2013). Ces nappes proviennent généralement de chimiquiers qui effectuent des rinçages de leurs réservoirs en pleine mer entre deux chargements. Le rinçage des réservoirs peut être réalisé dans des conditions strictes, mais les dispositions internationales sur les rejets y afférentes (annexe II de MARPOL) ne sont jamais respectées. Le contrôle de toutes les conditions depuis le ciel n'étant pas possible, l'illégalité ne peut par conséquent être prouvée de manière systématique et une enquête est ensuite nécessaire dans le port.

### 2.6.8.3. Zone géographique

L'ensemble des eaux territoriales belges et la zone économique exclusive (ZEE).

#### 2.6.8.4. Méthodologie

L'avion belge de télédétection est spécialement équipé de capteurs (notamment SLAR et caméra IR) pour la détection des pollutions aux hydrocarbures et autres substances flottantes sur la mer. Les dimensions et les positions des nappes d'hydrocarbures ont été déterminées à l'aide de détections par images SLAR en association avec des cartes de navigation numériques, et les volumes des nappes d'hydrocarbures observées ont été estimés à l'aide de la méthode d'estimation des volumes d'hydrocarbures de l'Accord de Bonn - sur la base du Code d'apparence de l'Accord de Bonn ou BAOAC (Bonn Agreement, 2016). Les détections des autres substances nocives se font de la même manière, mais contrairement aux hydrocarbures, l'estimation de leur volume n'est pas possible. L'avion effectue des contrôles réguliers en mer sur une zone un peu plus large que les zones maritimes belges, à savoir la zone quadripartite de responsabilité commune telle que définie dans l'Accord de Bonn (ci-après appelée zone de responsabilité commune AB), ce qui correspond aux zones maritimes belges et aux eaux britanniques, françaises et néerlandaises qui les entourent, et ce pendant une moyenne de 200 heures par an environ. Les vols sont répartis autant que possible dans la journée et sur la semaine et les jours de week-end afin d'obtenir la couverture la plus régulière possible. Les années 2015 et 2016 ne peuvent cependant pas être considérées comme des années normales en raison de problèmes techniques et de la catastrophe du Flinterstar en 2015, de même qu'en raison des conséquences du Flinterstar et des efforts de surveillance des émissions de soufre (dans le cadre du projet européen COMPMON) en 2016. Les observations sont consignées dans une base de données et un ensemble partiel de données a été sélectionné pour la zone belge.

Afin d'analyser les tendances des pollutions opérationnelles, tout a été calculé sous le format du nombre de pollutions par heure de vol. Pour l'analyse des tendances, l'ensemble de données complet a été utilisé afin de réduire au minimum les différences dues à une concentration sur une zone particulière.

Pour les rejets visés à l'annexe II de MARPOL, aucune distinction n'a été établie entre les pollutions légales et illégales, car il n'était généralement pas possible de découvrir l'origine des rejets<sup>3</sup> et la quantité des données était limitée.

<sup>3</sup> En effet, lorsqu'une nappe est observée, il n'y a généralement aucun navire à proximité, ce qui ne permet pas de réaliser une enquête de suivi dans un port et d'obtenir une réponse sur la légalité de la pollution.

### 2.6.8.5. Résultats

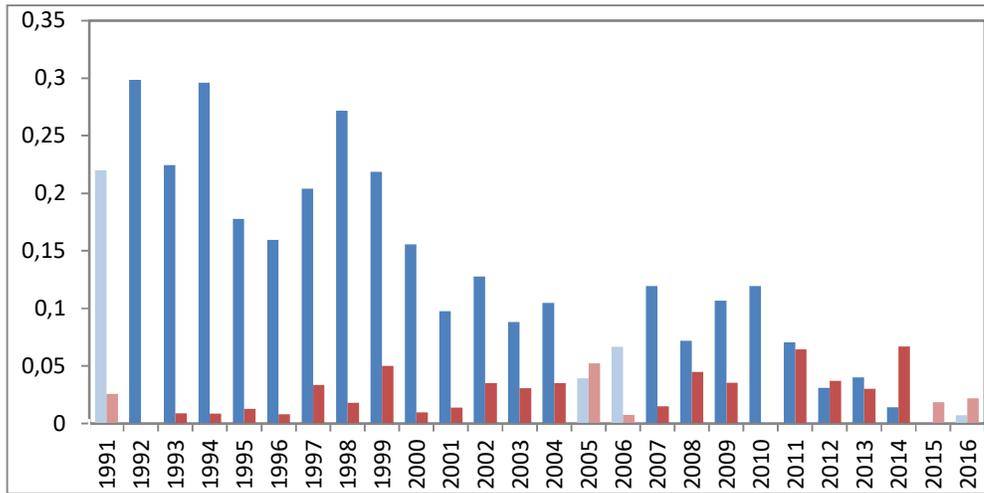


Figure 2.41. Nombre de nappes opérationnelles observées par heure de vol par an pour les hydrocarbures (bleu) et les autres substances nocives (rouge) pendant le programme de surveillance aérienne belge entre 1991 et 2016. Les années présentées en couleurs pâles sont des années où il n'a pas été possible d'organiser des vols de surveillance aérienne réguliers (en raison, notamment, de travaux d'entretien, d'incidents ou d'une attention accordée à d'autres tâches).

#### Rejets d'hydrocarbures (Annexe I de MARPOL)

Au total, 30 nappes ont été observées dans la PBMN (entre 2010-2016). Parmi celles-ci, 27 ont été vues entre 2010-2013 pour un volume total de 4,7 m<sup>3</sup> et seulement 4 nappes ont été vues au cours des 3 années suivantes (2014-2016) pour un volume total inférieur à 0,1 m<sup>3</sup>. Les mêmes résultats apparaissent lorsque l'on regarde le nombre annuel de nappes par heure de vol. Alors que 0,12 nappe par heure de vol avait été vue en 2012, ce chiffre passe à 0,01 nappe par heure de vol en 2016 (-90%). Cela semble confirmer la tendance à la baisse établie par le passé et ces observations suggèrent fortement une disparition de la problématique des pollutions opérationnelles illégales aux hydrocarbures causées par les navires.

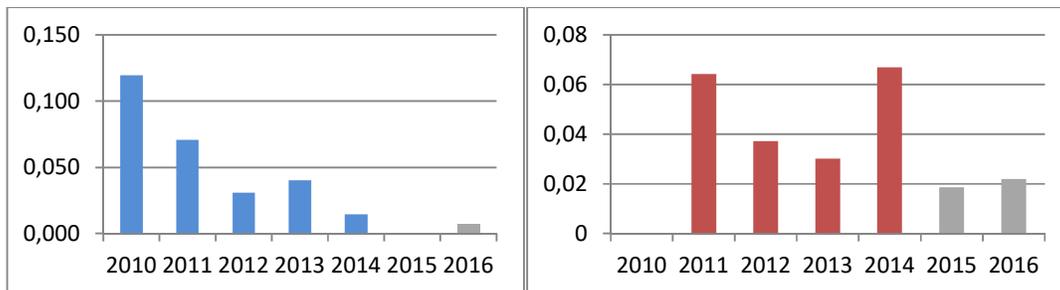


Figure 2.42. Nombre de pollutions opérationnelles aux hydrocarbures observées (gauche) et de pollutions provenant d'autres substances nocives observées par heure de vol.

#### Autres substances nocives (Annexe II de MARPOL)

Au total, 22 nappes de substances liquides nocives autres que les hydrocarbures (aussi bien légales qu'illégales) ont été observées dans la PBMN (entre 2010-2016). Parmi celles-ci, 13 nappes ont été vues au cours de la période 2010-2013, et 9 nappes d'autres substances liquides nocives au cours de la période 2014-2016. Comme aucune estimation du volume n'est possible pour ce type de nappes, il est intéressant d'examiner leur dimension. Ces nappes mesuraient en moyenne 1,14 km<sup>2</sup> de surface, avec une moyenne de 1,29 km<sup>2</sup> pour les quatre premières années (2010-2013) et 0,87 km<sup>2</sup> pour les quatre dernières années. Pour les hydrocarbures, la surface était en moyenne de seulement 0,52 km<sup>2</sup> (> 55% plus réduite par rapport aux autres substances liquides nocives), avec une moyenne de 0,59 km<sup>2</sup> pour la première période et de seulement 0,03 km<sup>2</sup> pour les 3 dernières années.

La Figure 2.42 ne montre également aucune tendance. Toutefois, elle repose sur les nappes aussi bien légales qu'illégales et inconnues<sup>1</sup>. Dans la PBMN, seuls 2 navires ont été surpris en train d'effectuer des rejets illégaux d'une autre substance nocive sur cette période, et cela sur les 9 nappes pour lesquelles un lien avec un navire a pu être établi. Ces observations sont malheureusement trop limitées pour pouvoir tirer une conclusion pertinente.

#### 2.6.8.6. Conclusions

Concernant les rejets illégaux visés à l'annexe I de MARPOL, la tendance observée depuis des années se poursuit pour atteindre une quantité négligeable. L'objectif prédéfini en 2012 est donc quasiment atteint pour les pollutions opérationnelles aux hydrocarbures provenant de navires. Il reste toutefois recommandé de poursuivre la dissuasion par la surveillance aérienne au-dessus de la mer.

Pour les rejets illégaux visés à l'annexe II de MARPOL, les choses ne sont pas aussi claires. Les dimensions des nappes sont 50% supérieures aux nappes d'hydrocarbures, mais leur nombre reste très éloigné des quantités de nappes d'hydrocarbures constatées au tournant du siècle. La tendance légèrement à la hausse constatée dans l'article de 2013 (Van Roy et al 2013) n'a pu être confirmée à l'aide des données actuelles. Il convient en revanche de noter que les années 2015 et 2016 n'ont pas été des années normales pour les vols en raison d'un long entretien et d'autres missions intensives (voir 2.6.8.4). Il en résulte une probable sous-estimation du nombre de nappes pour ces 2 années. Dans une minorité de cas seulement (9 sur 22), un lien entre un navire et une nappe a pu être établi. Pour les autres cas, on ne sait donc pas s'il s'agissait d'une pollution légale ou illégale. Ce fort facteur d'incertitude et le nombre réduit de données ne permettent donc pas d'établir une tendance. À cela s'ajoute également le fait que les normes de rejets des HNS ont été régulièrement renforcées après qu'il est apparu que certaines substances avaient une incidence plus grande sur l'environnement que ce que l'on croyait au début (modification et, pour de nombreuses substances, renforcement de la classification ; par ex. renforcement pour les huiles végétales ; ou récente interdiction des rejets de polyisobutène (PIB) après 2 graves incidents provoquant des échouages d'oiseaux marins en 2013), ce qui complique l'interprétation.

Pour pouvoir tirer une conclusion sur ce type de nappes, des données plus nombreuses sont nécessaires et il conviendrait de réaliser une analyse au niveau régional.

#### 2.6.8.7. Aspects qualitatifs

- Les estimations du volume des nappes d'hydrocarbures basées sur la méthode BAOAC de l'Accord de Bonn ne peuvent jamais donner un volume exact, mais seulement un ordre de grandeur fiable. Cette méthode est la méthode prescrite par l'Accord de Bonn pour évaluer les quantités d'hydrocarbures à la surface de la mer (Bonn Agreement, 2016).

Pollutions visées à l'annexe II de MARPOL :

- Il n'est pas possible d'estimer leurs volumes ; en revanche, on peut utiliser la dimension des nappes pour obtenir des ordres de grandeur approximatifs. Cela donne une idée moins précise puisque, en s'étendant, une nappe occupe plus de surface qu'une même nappe fraîche du même volume de liquide.
- Pour plus de la moitié des observations, il n'a pas été possible de déterminer à partir du ciel s'il s'agissait de rejets légaux ou illégaux.
- Les normes internationales en matière de rejets de substances liquides nocives ont été régulièrement modifiées (voir 2.6.8.6).

#### 2.6.8.8. Données et analyse

Les données et métadonnées sont disponibles au BMDC ([www.bmdc.be](http://www.bmdc.be)).

#### 2.6.8.9. Références

- Schallier R. and W. Van Roy, 2015. Oil Pollution in and around the waters of Belgium. In: A.Carpenter (ed.). Oil Pollution in the North Sea, Hdb Env Chem (2016) 41, 93-116, Springer International Publishing Switzerland 2014. See: [https://link.springer.com/chapter/10.1007/698\\_2014\\_330/fulltext.html](https://link.springer.com/chapter/10.1007/698_2014_330/fulltext.html)
- Bonn Agreement, 2016. Aerial Operations Handbook. Publication Bonn Agreement, sept.2016. See: [http://www.bonnagreement.org/site/assets/files/1081/aerial\\_operations\\_handbook.pdf](http://www.bonnagreement.org/site/assets/files/1081/aerial_operations_handbook.pdf)
- W.Van Roy, M. Van Cappellen , JP. Vogt, & R.Schallier. Activity Report 2012 of the Belgian North Sea Aerial Survey Programme. Report MUMM, September 2013, 9 pp. See: <http://odnature.naturalsciences.be/mumm/en/aerial-surveillance/results>

## 2.6.9. Présence et ampleur des pollutions aiguës significatives

Ronny Schallier et Sébastien Legrand

En 2011-2016, la Belgique a été touchée par une pollution aiguë significative aux hydrocarbures lors de l'incident du Flinterstar (2015). Pendant les 27 jours qu'a duré la phase de crise, 190 m<sup>3</sup> d'hydrocarbures ont été déversés dans l'environnement marin, dont 55 m<sup>3</sup> ont été nettoyés. La zone touchée de 3 000 km<sup>2</sup> environ couvrait les eaux territoriales du nord de la France, de la Belgique et du sud des Pays-Bas ainsi qu'une partie de la ZEE belge.

### 2.6.9.1. Introduction

Cette partie propose un aperçu de la pollution aiguë significative de la PBMN, à savoir le déversement d'hydrocarbures ou d'autres substances liquides nocives transportées en vrac, telles que définies à l'Art.2(2) de la directive européenne 2005/35/CE. Il n'existe actuellement aucune définition internationale du terme « significatif ». En cas d'incident de pollution significatif, il est impératif de réduire au minimum les effets néfastes sur les espèces et les habitats. L'ordre de grandeur du volume rejeté constitue un facteur indicatif permettant d'évaluer si l'incident est « significatif ». La Belgique entend à cet égard renvoyer au devoir en matière d'établissement de rapports sur les pollutions marines de plus de 50 m<sup>3</sup> au niveau de l'OMI (Réf. OMI res.A.849(20)) ce qui signifie que l'Organisation maritime internationale considère comme grave un volume de 50 m<sup>3</sup>. La Belgique estime également que la définition d'un incident de pollution marine aiguë comme « significatif » ne doit pas dépendre uniquement du volume chiffré, mais plutôt d'une association de facteurs tels que la nature, la désagrégation et le comportement de la ou des substance(s) rejetée(s), la sensibilité et la vulnérabilité de la région touchée/menacée (et des espèces et habitats présents), des circonstances naturelles et des éventuelles interactions entre les substances. La gravité ou l'importance d'une pollution doit donc être évaluée au cas par cas.

Lors de la période 2011-2016, la Belgique a connu un seul événement en mer, à savoir l'incident du Flinterstar.

### 2.6.9.2. Contexte

Entre 2011 et 2016, la Belgique a été confrontée à 4 accidents de navires impliquant une pollution marine accidentelle (ou un risque).

Deux de ces accidents ont uniquement mené à une pollution marine limitée dans les espaces marins belges : l'incident du navire de pêche Z700-Rapke dans les eaux territoriales belges le 21 avril 2011 (de Montpellier et al., 2012) qui a uniquement entraîné un déversement limité d'hydrocarbures (< 2 m<sup>3</sup>), et l'incident impliquant le navire transporteur de véhicules Baltic Ace qui a sombré à proximité des eaux néerlandaises après une collision et a perdu régulièrement des hydrocarbures jusqu'à la fin du renflouage en 2015 (Van Roy et al., 2013; Schallier en Van Roy, 2015), entraînant une pollution limitée de la PBMN à seulement deux reprises.

Le troisième incident a impliqué un risque significatif de pollution lorsque, après un incendie et une explosion, le porte-conteneurs MSC Flaminia a été remorqué par les sauveteurs vers l'Allemagne dans la nuit du 5 au 6 sept. 2012 - compte tenu des grandes quantités de carburants à bord (Höfer, 2013). Mais aucun déversement d'hydrocarbures ou d'autres substances nocives n'a été constaté (Van Roy et al., 2013).

L'incident du *Flinterstar*, un navire-cargo qui a sombré sur place le 6 octobre 2015 après une collision avec le méthancier *Al Oraiq* à proximité du port de Zeebruges et perdu quelque 190 m<sup>3</sup> d'hydrocarbures en mer pendant les 27 jours qui ont suivi, est le seul accident qui a mené à une pollution marine aiguë significative dans la PBMN entre 2011 et 2016 (Anon, 2016a).

#### 2.6.9.3. Zone géographique

La zone touchée, d'approximativement 3 000 km<sup>2</sup>, s'étend sur une longueur de 115 km le long de la côte et jusqu'à 30 km maximum de la côte et comprend:

- Les eaux territoriales belges et la partie méridionale de la ZEE belge à hauteur de Thorntonbank et de Westhinder TSS au nord d'Oostdyckbank;
- La partie sud-ouest des eaux territoriales néerlandaises et du littoral, située entre la frontière maritime belgo-néerlandaise et Haamstede sur l'île de Schouwen-Duiveland dans la province de Zélande;

La partie nord-est des eaux territoriales françaises, située entre la frontière maritime belgo-française et Dunkerque (Malo-les-Bains) dans la région Nord-Pas-de-Calais.

#### 2.6.9.4. Méthodologie

La pollution marine aiguë significative causée par l'incident du *Flinterstar* a été suivie de manière intensive par surveillance aérienne à partir du début de la matinée du 6 octobre 2015. La surveillance a été réalisée à l'aide de l'avion belge de télédétection équipé de capteurs (voir 2.6.8.4, Anon., 2016a). Les volumes des nappes d'hydrocarbures ont été estimés selon le Code d'apparence de l'Accord de Bonn ou BAOAC (Bonn Agreement, 2016). L'avion est resté actif en première ligne pendant toute la durée de la phase de crise : de l'incident du 6 octobre 2015 jusqu'à la fin des opérations de pompage le 2 novembre 2016. Des UAV, des hélicoptères et des images satellites CSN ont également été utilisés pendant la phase de crise.

La zone touchée a pu être évaluée sur la base des données de surveillance aérienne, complétées par des rapports concernant les dépôts d'hydrocarbures sur les côtes en Belgique, dans le nord de la France et dans le sud des Pays-Bas. L'évaluation a été complétée par des simulations. Le modèle 3D OSERIT de pointe simule la dérive et la dispersion des nappes d'hydrocarbures (Legrand en Schallier, *subm.*). Des échantillons d'hydrocarbures ont également été prélevés en mer et sur les plages. Après la phase de crise, l'avion de surveillance belge a continué à survoler la zone du naufrage pendant la phase de surveillance (novembre 2015 à avril 2016) et la phase de renflouage (mai-septembre 2016) (Anon., 2016b ; Anon., 2017).

Un suivi de l'impact environnemental a également été réalisé dans le cadre de l'incident de *Flinterstar*. Ceci est expliqué dans le chapitre suivant 2.6.10. traité.

#### 2.6.9.5. Résultats

Après la collision, le *Flinterstar*, lourdement endommagé dans sa section médiale, a été poussé vers un banc de sable peu profond (« De Wandelaar ») où il s'est échoué à la position 51°24.007' N – 003°03.717'E, à 8 km au NO du port de Zeebruges. Le plan général d'urgence et d'intervention mer du Nord (PGUI mer du Nord) a été activé immédiatement après la collision. Une opération réussie de recherche et de secours a d'abord été réalisée, permettant ainsi de sauver 11 membres de l'équipage et le capitaine du *Flinterstar*. Ont ensuite suivi les mesures

d'urgence en matière de sécurité maritime et de lutte contre la pollution – l'aide des Pays-Bas (Rijkswaterstaat) a été rapidement sollicitée dans le cadre de l'Accord de Bonn. Ainsi, la surveillance aérienne a très rapidement été mise en place au-dessus de la zone touchée et la lutte contre la pollution en mer a pu être lancée avec des navires de récupération mécanique. Des simulations modélisées ont été menées et une concertation a été lancée avec les pays voisins, les armateurs, les assureurs et les sauveteurs.

Sur l'ensemble de la période, l'avion de surveillance belge a observé au total 78 nappes d'hydrocarbures accidentelles dans la zone touchée. Lors de vols supplémentaires, un hélicoptère et l'avion des gardes-côtes néerlandais ont observé respectivement 8 et 5 autres nappes d'hydrocarbures accidentelles. Dans 9 de ces cas, ces observations ont pu se faire grâce à une détection satellite CSN. Les pertes d'hydrocarbures accidentelles les plus nombreuses et les plus grandes ont été essentiellement observées pendant la phase de crise avec deux pics : pendant la première semaine avec des volumes d'hydrocarbures en mer de l'ordre de 50-100 m<sup>3</sup> et à la fin de la 2e semaine avec une grande pollution aux hydrocarbures de l'ordre de 50 m<sup>3</sup> ou plus (estimée initialement par voie aérienne à >100 m<sup>3</sup>, mais les hydrocarbures s'étaient émulsifiés) qui a eu lieu pendant les opérations de déshuilage en raison du glissement soudain de la cargaison dans l'épave (voir Figure 2.43 et Figure 2.44).

Les volumes d'hydrocarbures les plus importants ont surtout été observés à proximité du site du Flinterstar, dans la partie est des eaux territoriales belges. Mais des nappes d'hydrocarbures très délitées présentant principalement des reflets arc-en-ciel et parfois des plaques plus épaisses et dispersées de fioul, ont été observées sur une zone beaucoup plus large. Ainsi, le 8 octobre 2015, une pollution aux hydrocarbures très dispersée a été observée de l'avion. Elle s'étendait jusque dans les eaux territoriales néerlandaises devant l'île de Schouwen-Duiveland. Des restes d'hydrocarbures limités ont également échoué à hauteur de Walcheren et Schouwen. La pointe à l'extrême sud de la zone touchée a été atteinte le 15 octobre 2015 sur la plage de Malo-les-Bains à Dunkerque. Cette dispersion rapportée de la pollution aux hydrocarbures a été bien simulée à l'aide du modèle 3D belge oil spill and fate model OSERIT (Figure 2.45).

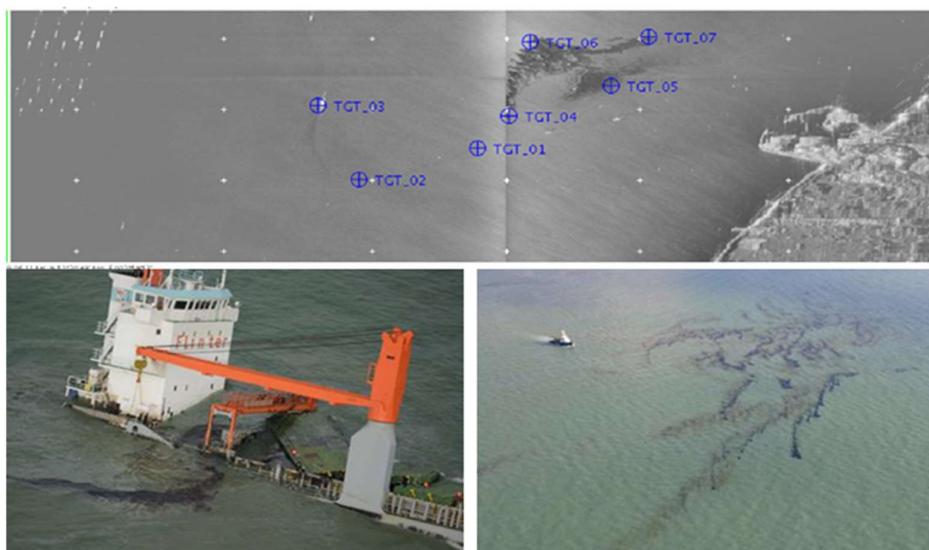


Figure 2.43. Image SLAR de la première grande pollution aux hydrocarbures le 06/10/15, complétée par une image du Flinterstar et de la nappe d'hydrocarbures observée ce même jour.

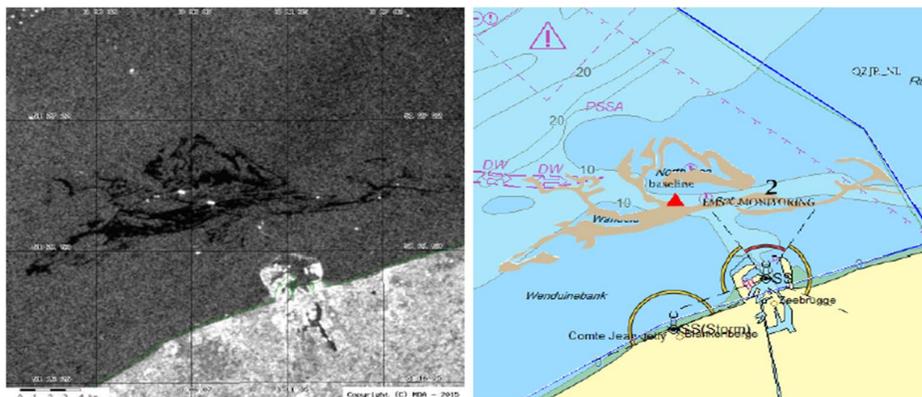


Figure 2.44. Image SAR (triangle rouge : épave du Flintestar) de la deuxième grande pollution aux hydrocarbures (17-20/10/15).

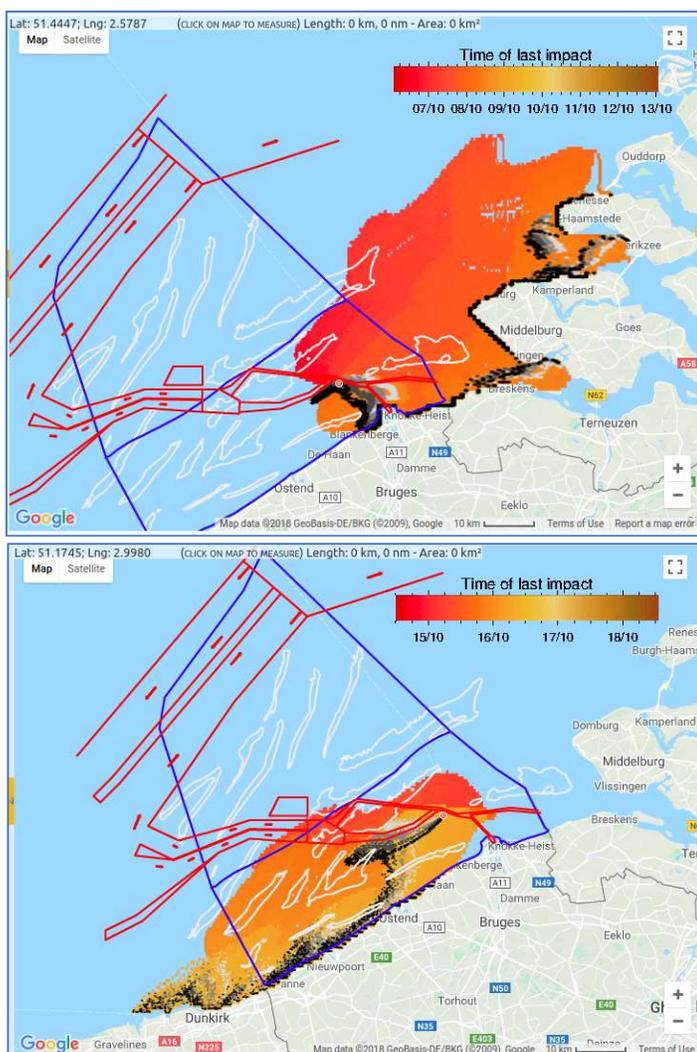


Figure 2.45. En haut: simulation modélisée OSERIT 08/10/2015, et en bas: simulation modélisée OSERIT 15/10/2015, qui montre la dérive possible des nouvelles nappes d'hydrocarbures provenant du Flintestar pendant ces périodes.

Après la phase de crise, il ne restait plus qu'une quantité résiduelle d'hydrocarbures (estimée à max. 5-10% du volume d'origine) à bord de l'épave du Flinterstar. Seules des pertes réduites (volume estimé < 1 m<sup>3</sup>, à l'exception d'une nappe d'hydrocarbures de 1,5 m<sup>3</sup> env.) provenant de l'épave ont été observées pendant les vols hebdomadaires. Cela indique également que les activités de pompage ont été réalisées de manière particulièrement efficace par les sauveteurs.

#### 2.6.9.6. Conclusions

La pollution accidentelle aux hydrocarbures découlant de l'incident du Flinterstar a été considérée par la Belgique comme une pollution aiguë significative. Plusieurs raisons expliquent cela :

- Le déversement accidentel grave de presque 200 m<sup>3</sup> d'hydrocarbures de l'épave et le risque de pollution aux hydrocarbures de l'ordre de 550 m<sup>3</sup> – bien supérieur à la limite minimale de 50 m<sup>3</sup> pour l'enquête et l'établissement de rapports tels que définis l'OMI ;
- Les hydrocarbures déversés étaient en grande partie du fioul lourd connu pour être un type d'hydrocarbure particulièrement persistant susceptible de se disperser loin dans l'environnement marin ;
- L'incident a eu lieu dans les eaux côtières peu profondes et vulnérables qui hébergent diverses communautés benthiques, ont une importante fonction de nourricerie et forment un site de pêche très important pour la pêche au chalut commerciale locale ;
- La vulnérabilité saisonnière pour de nombreuses espèces d'oiseaux dans la région qui, à cette époque, commencent la grande migration d'automne vers le sud ;
- La proximité immédiate de zones côtières avoisinantes très vulnérables, en particulier la réserve du Zwin (grande zone de prés-salés et de vasières) et la réserve de la baie de Heist (avec laisses de vases, prés-salés et vasières), l'estuaire de l'Escaut occidental et les côtes vulnérables de la Zélande.

Le bilan massique final des hydrocarbures permet de conclure à la réussite des opérations de lutte contre la pollution aux hydrocarbures menées par les pouvoirs publics belges :

- Le Flinterstar avait, au moment de la collision, un peu moins de 550 m<sup>3</sup> d'hydrocarbures à bord (environ 428 m<sup>3</sup> de HFO et env. 115 m<sup>3</sup> de MDO).
- Env. 352 m<sup>3</sup> d'hydrocarbures ont pu être directement récupérés dans l'épave (info sauveteurs).
- Env. 55 m<sup>3</sup> d'hydrocarbures rejetés en mer ont été nettoyés par les navires de récupération.
- Sur la base des données de la surveillance aérienne, le volume d'hydrocarbures en mer a été estimé à environ 435 m<sup>3</sup> sur l'ensemble de la période, à l'exception de doubles observations des nappes. Cependant compte tenu (i) du fait que la méthode BAOAC ne permet pas d'obtenir des volumes exacts, mais seulement des ordres de grandeur, et (ii) de la possibilité qu'une partie considérable des nappes observées concerne des émulsions eau dans huile pouvant contenir jusqu'à 60% d'eau (comme les analyses d'échantillons d'hydrocarbures l'ont montré), le chiffre de 435 m<sup>3</sup> donne une image faussée. Sur la base du volume d'hydrocarbures pompé dans l'épave (352 m<sup>3</sup>), on peut par conséquent conclure qu'environ 190 m<sup>3</sup> d'hydrocarbures (HFO et MDO) ont été rejetés en mer.

Les chiffres ci-dessus permettent de conclure que seulement 135 m<sup>3</sup> environ d'hydrocarbures sont restés en mer, ce qui correspond à ±25% du volume d'hydrocarbures présent à bord du Flinterstar au moment de la collision. L'impact sur l'environnement marin et la côte a ainsi été réduit au minimum, tant en Belgique que dans les pays voisins.

Un bon aperçu de l'incident du Flinterstar a été donné lors de l'OTSOPA 2016, la réunion du groupe technique de l'Accord de Bonn (Anon., 2016a). Le bilan massique des hydrocarbures mentionné dans ce document a été affiné à la fin de l'incident sur la base des chiffres définitifs (Donnay, 2017).

L'incident du Flinterstar n'est malheureusement pas un cas exceptionnel dans l'histoire. C'est un cas d'école du risque élevé que représentent les accidents maritimes et la pollution marine accidentelle pour la côte belge, comme le montre l'historique des accidents maritimes dans la PBMN et aux alentours (Schallier & Van Roy, 2015).

#### 2.6.9.7. Aspects qualitatifs

Concernant la qualité des données et la fiabilité des méthodes, il convient de reconnaître l'existence d'incertitudes :

- Les estimations des volumes d'hydrocarbures basées sur la méthode BAOAC donnent des informations fiables sur l'ordre de grandeur. Des estimations faussées sont par ailleurs possibles dans la mesure où les émulsions huile dans eau en mer ne sont pas reconnaissables vues du ciel ;
- Les volumes d'hydrocarbures à bord du Flinterstar ont été estimés sur la base des volumes d'hydrocarbures connus à bord dans le dernier port d'escale et du volume de carburant consommé supposé jusqu'au moment de la collision ;
- Les chiffres définitifs d'hydrocarbures récupérés et pompés sont des approximations, étant donné qu'il y avait de l'eau dans les restes d'hydrocarbures. Cette incertitude a été réduite à < 2% d'eau.

Malgré tout, les méthodes appliquées et la collecte de données peuvent être considérées comme de « bonnes pratiques » (Bonn Agreement, 2016). Les positions constatées des nappes d'hydrocarbures, les simulations modélisées et les rapports sur les hydrocarbures échoués donnent une image réaliste du périmètre de la zone touchée. Les volumes d'hydrocarbures estimés depuis le ciel ont été affinés sur la base des analyses des échantillons d'hydrocarbures et du volume d'hydrocarbures récupérés et pompés.

Il reste très difficile de déterminer ce que sont devenus les 135 m<sup>3</sup> environ d'hydrocarbures qui ont disparu dans l'environnement marin. Une fraction minime s'est échouée sur les plages, une partie considérable (fractions d'hydrocarbures légers) s'est évaporée ou s'est décomposée. Une quantité résiduelle persistante se trouve sans doute encore fortement dispersée dans l'environnement marin. Les modèles ne simulent la dispersion des hydrocarbures dans la colonne d'eau et près du sol marin que sur une durée limitée. La surveillance réalisée pendant l'incident (voir 2.6.10) n'a pas pu fournir beaucoup d'informations à ce sujet.

#### 2.6.9.8. Données et analyse

Les données et métadonnées sont disponibles au BMDC ([www.bmdc.be](http://www.bmdc.be)).

#### 2.6.9.9. Références

Anon., 2016a. The Flinterstar Incident. Document OTSOPA 16/8/Info.1(L) presented by Belgium at the annual Meeting of the working group on operational, technical and scientific questions concerning counter

- pollution activities (OTSOPA), held in Scheveningen, The Netherlands, 24-26 May 2016. 11 pp. See: <http://www.bonnagreement.org/meetings>.
- Anon., 2016b. MUMM Marine Pollution Report 2015. See: <http://odnature.naturalsciences.be/mumm/en/aerial-surveillance/results>
- Anon., 2017. MUMM Marine Pollution Report 2016. See: <http://odnature.naturalsciences.be/mumm/en/aerial-surveillance/results>
- Bonn Agreement, 2016. Aerial Operations Handbook. Publication Bonn Agreement, sept.2016. See: [http://www.bonnagreement.org/site/assets/files/1081/aerial\\_operations\\_handbook.pdf](http://www.bonnagreement.org/site/assets/files/1081/aerial_operations_handbook.pdf)
- De Montpellier, G., JP. Vogt, W. Van Roy & R. Schallier. Activity Report 2011 of the Belgian North Sea Aerial Survey Programme. Report MUMM, July 2012, 9 pp. See: <http://odnature.naturalsciences.be/mumm/en/aerial-surveillance/results>
- Donnay, E., 2016. Accident m/v Flinterstar vs m/t Al Oraq on 6th October 2015. Overview of the response and lessons learnt. Presentation given by Belgium (FPS Public Health, Food Chain Safety and Environment) at the annual meeting of CTG-MPPR (40 slides).
- Höfer, T., 2013. Feu à bord du MSC Flaminia: gestion par les autorités allemandes. Dossier dans Bulletin d'information du Cedre, N°30, Juin 2013. p.4-9. See: <https://wwz.cedre.fr/en/Our-resources/Documentation/Cedre-Information-Bulletin>
- Legrand, S. and R. Schallier (Subm.). System-to-system interface between the EMSA CleanSeaNet service and OSERIT: the potential synergies between remote sensing and modelling in case of marine pollution. Submitted publication following presentation on synergies between remote sensing and modelling, given at CEDRE Information Day, 13 October 2016, Brest (France). 20 pp. See: <https://wwz.cedre.fr/en/Our-resources/Events/Information-Day/Remote-detection-and-maritime-pollution-2016>
- Schallier R. and W. Van Roy, 2015. Oil Pollution in and around the waters of Belgium. In: A. Carpenter (ed.). Oil Pollution in the North Sea, Hdb Env Chem (2016) 41, 93-116, Springer International Publishing Switzerland 2014. See: [https://link.springer.com/chapter/10.1007/698\\_2014\\_330/fulltext.html](https://link.springer.com/chapter/10.1007/698_2014_330/fulltext.html)
- Van Roy, W., Van Cappellen, M., Vogt, J.P. & Schallier, R., 2013. Activity Report 2012 of the Belgian North Sea aerial survey programme. Report BMM, OD Natural Environment, RBINS, 19 pp. See : <http://odnature.naturalsciences.be/mumm/en/aerial-surveillance/results>

## 2.6.10. Effets néfastes des pollutions aigus significatives

Ronny Schallier, Karien De Cauwer et Sébastien Legrand

Les résultats de la surveillance qui a fait suite à l'incident du Flinterstar n'ont montré aucune incidence de la pollution aux hydrocarbures sur les sédiments marins, les organismes et la faune des fonds marins. L'incidence sur les oiseaux marins est restée sans doute limitée à un peu plus de 300 individus légèrement mazoutés (des mouettes pour l'essentiel).

### 2.6.10.1. Introduction

Si un État membre européen est touché par une pollution aiguë significative causée par des hydrocarbures ou d'autres substances liquides nocives transportées en vrac (cf. Art.2(2) de la directive européenne 2005/35/CE), cet État membre doit, en exécution de l'Art.8 de la directive-cadre Stratégie pour le milieu marin, effectuer une surveillance adaptée de cet événement de pollution aiguë significative en tenant compte de l'ampleur et de la durée de la pollution, dans le but d'évaluer les effets négatifs de cette pollution aiguë sur les espèces et les habitats et de réduire ces effets néfastes au minimum et, si possible, de les éliminer (cf. Descripteur 8).

Au cours de la période 2011-2016, la Belgique a été touchée une fois par une pollution aiguë importante due principalement à la pollution par les hydrocarbures «Flinterstar» (voir 2.6.9.). Aucune contamination aiguë importante par des substances dangereuses autres que le pétrole n'a eu lieu au cours de la même période. Pour évaluer les effets néfastes de la pollution par les hydrocarbures Flinterstar sur les espèces et les habitats, une surveillance appropriée a été effectuée. Ceci est discuté ci-dessous.

### 2.6.10.2. Contexte

Il est bien connu qu'une pollution marine grave due à un accident maritime ou à un incident impliquant une plateforme de forage offshore peut entraîner des conséquences négatives graves sur un milieu marin et/ou côtier, sur les espèces et les habitats qui s'y trouvent et sur les activités humaines qui y ont lieu (par ex. pêche et tourisme). Les effets sur les organismes marins peuvent être létaux (mort) ou sublétaux (perturbation du métabolisme, de la reproduction, de l'alimentation, etc.), directs (mort directe) ou indirects (par ex. perturbation de la chaîne alimentaire). Leur durée dépend de la vulnérabilité et de la résilience des espèces et des habitats. C'est la raison pour laquelle il est important de surveiller l'incidence de cette pollution de façon rapide, adaptée et efficace, afin de pouvoir évaluer aussi précisément que possible ses effets négatifs et, le cas échéant, prendre des mesures (par ex. limitation de la pêche). La Direction opérationnelle Nature (IRSN-DO Nature) et l'Instituut voor Landbouw- en Visserij-Onderzoek (ILVO) ont mené deux campagnes de surveillance au début et à la fin de la phase de crise de l'incident du Flinterstar. Dans ce cadre, la partie orientale des eaux territoriales belges a été échantillonnée.

### 2.6.10.3. Zone géographique

Un programme d'échantillonnage spécifique a été mis sur pied (voir Figure 2.46), avec :

- 23 stations d'échantillonnage dans la zone d'impact attendue (déduite à partir des simulations modélisées OSERIT - voir Figure 2.47), organisées en rayons de différentes distances jusqu'à l'épave (rayons de respectivement 2-4 km, 3-9 km et 11-17 km) et avec 3 points dans le champ en direction SO-

- NE le long de la côte ;
- lignes de surveillance pour pistes multifaisceau sur les champs où les agrégations de vers tubicoles (*Lanice conchilega*) étaient attendues ;
- 4 lignes pour la réalisation de traits situés entre 1 et 5 milles de l'épave.

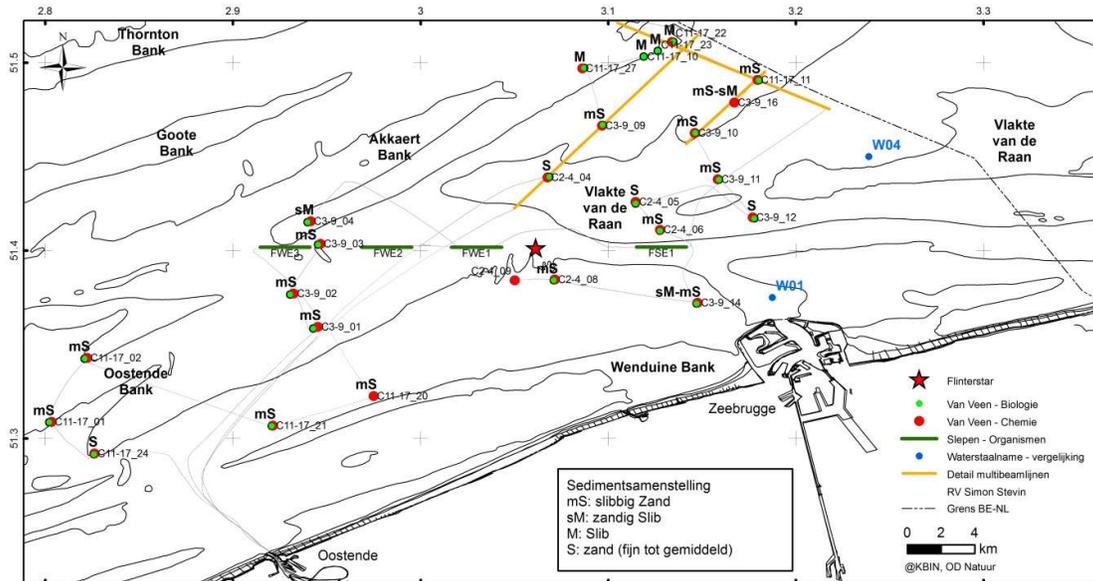


Figure 2.46. Sites de prélèvement d'échantillons pour les campagnes de surveillance du Flinterstar.

#### 2.6.10.4. Méthodologie

Les observations aériennes des nappes d'hydrocarbures en mer dans les premiers jours de l'incident du Flinterstar (6 octobre 2015 et suivants) et la quantité signalée de carburant à bord du Flinterstar (550 m<sup>3</sup> env.) ayant immédiatement indiqué qu'il s'agissait d'un incident grave de pollution aux hydrocarbures dans des eaux côtières sensibles, l'IRSN-DO Nature et l'ILVO ont décidé de lancer une surveillance de l'impact en mer. La surveillance de la zone côtière autour de l'épave du Flinterstar avait pour but de déterminer les éléments suivants (Anon., 2016) :

- (1) la présence de contaminants (hydrocarbures aromatiques polycycliques ou HAP) dans le sédiment ;
- (2) la présence de contaminants (HAP) dans les organismes marins (limande, sole, crabe et crevette) ;
- (3) les caractéristiques macroécologiques des fonds marins

La détermination de la présence de HAP dans les sédiments (par l'IRSN-DO Nature) et dans les fonds marins (par l'ILVO) a été réalisée selon des méthodes analytiques et des procédures normalisées.

Au total, 2 campagnes de surveillance en mer ont été menées à l'aide du navire océanographique Simon Stevin : la première campagne appelée « T0 » les 10-11 octobre pendant la première semaine de l'incident du Flinterstar ; la deuxième campagne appelée « T1 » le 31 octobre à la fin de la phase de crise. En outre, l'équipe de crise du plan d'urgence belge « Oiseaux marins » a été mise en stand-by dès le début de l'incident. Des experts de l'INBO sont montés à bord de l'avion de surveillance belge pour surveiller les zones marines et détecter la présence

d'oiseaux marins. En collaboration avec les services qui patrouillaient sur les plages, l'équipe de crise a recueilli des informations sur d'éventuelles victimes mazoutées.

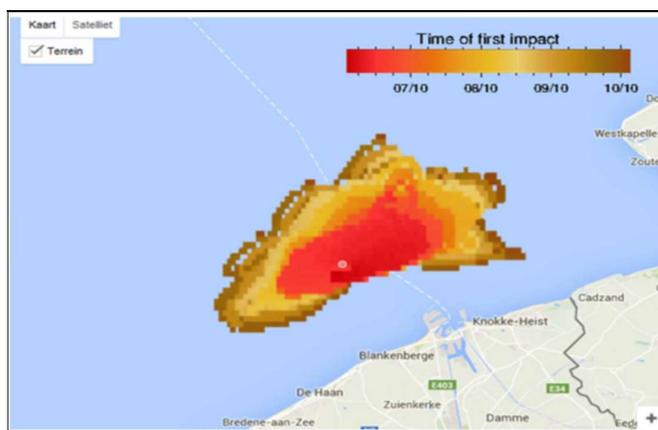


Figure 2.47. Simulation OSERIT à 60 h de la dispersion de la pollution aux hydrocarbures du Flinterstar sur les fonds marins.

#### 2.6.10.5. Résultats

Les résultats des surveillances T0 et T1 sont les suivants :

- Les échantillons de sédiments (nombre T0: 16 ; nombre T1: 23 + station 710) ont été analysés afin de détecter 23 HAP. Les concentrations de HAP et leurs taux (c.-à-d. origine pétrogénique ou pyrolytique) ont été mesurés et comparés aux valeurs historiques. Les valeurs des HAP n'ont indiqué de contamination par les hydrocarbures du Flinterstar dans aucun des échantillons de sols analysés (OD Nature, 2015a, OD Nature, 2015b).
- Pour l'évaluation de la pollution chimique dans le biote, la concentration de 14 HAP a été mesurée dans le poisson (limande *Limanda limanda* ; et/ou sole *Solea solea*), le crabe nageur (*Liocarcinus holsatus*) et la crevette grise (*Crangon crangon*). Comparée aux données historiques, cette évaluation n'a pas permis de déceler une hausse des HAP dans le biote marin. Pour le crabe nageur, une concentration supérieure de HAP a été mesurée dans deux stations entre les valeurs T1 et T0, mais cela relevait de la variation naturelle. Les faibles valeurs de benzo(a)pyrène, benzo(a)anthracène, benzo(b)fluoranthène et chrysène (somme de 4 HAP) indiquaient qu'il n'y avait aucun danger pour la sécurité alimentaire (ILVO, 2015a, ILVO, 2015b).
- La faune des fonds marins (macrobenthos avec principalement vers tubicoles *Lanice conchilega* et *Owenia fusiformis* caractéristiques des sédiments de sable fin et vaseux) a été échantillonnée dans respectivement 22 et 4 stations lors des campagnes T0 et T1. Aucun effet visible dû à la pollution n'a pu être constaté sur la faune des fonds marins. Étant donné que les valeurs HAP dans le sédiment et dans le biote n'avaient pas augmenté, les échantillons de la faune des fonds marins n'ont pas été analysés par la suite (Anon., 2015).

L'incidence sur les oiseaux marins<sup>4</sup> est restée relativement limitée. En ce qui concerne les exemples comptés, il s'agissait d'un peu plus de 50 oiseaux marins légèrement voilés (principalement des goélands) en Belgique (source: journaux de bord) et environ 230 mouettes légèrement infectés, 11 huîtriers pies et 1 pingouin aux Pays-Bas. de Sea Alarm), avec des informations provenant principalement de Rijkswaterstaat-NL). BMM a également reçu des rapports des Pays-Bas (de Rijkswaterstaat-NL, via Sea Alarm), des oiseaux de pétrole sur la plage de Domburg et des mouettes légèrement huilées dans les eaux côtières de Zeeland, sans mentionner de chiffres., Pendant la phase de crise, peu d'oiseaux étaient présents dans la zone touchée, il s'agissait principalement de mouettes. Les conséquences sur les mouettes touchées ont été difficiles à évaluer, car les mouettes légèrement mazoutées peuvent voler et sont difficiles à attraper ; on estime toutefois que leurs chances de survie sont réduites.

#### 2.6.10.6. Conclusions

Dès le début de l'incident du Flinterstar, il est vite apparu que les pertes accidentelles d'hydrocarbures pouvaient être considérées comme une pollution aiguë significative aux hydrocarbures. Et ce, en raison des volumes considérables d'hydrocarbures déversés (env. 190 m<sup>3</sup> de fioul lourd (HFO) et de diesel marin (MDO) perdus en mer, dont 135 m<sup>3</sup> n'ont pu être récupérés), des profondeurs d'eau réduites et de la forte vulnérabilité de la zone côtière concernée. La collision du Flinterstar a, en outre, eu lieu dans une zone de pêche à la crevette intensive. L'incident s'est également déroulé au début de la saison de migration d'automne des oiseaux marins.

La surveillance de l'impact visait à documenter et évaluer les conséquences de la pollution accidentelle aux hydrocarbures sur les espèces et les habitats. Les résultats de la surveillance et les rapports ayant révélé que ni la campagne T0 menée dans les premiers jours de l'incident, ni la campagne T1 menée à la fin de la phase de crise n'avaient pu démontrer une quelconque forme d'impact dû à la pollution aux hydrocarbures liée au Flinterstar, l'IRSN-DO Nature et l'ILVO ont décidé, au cours du mois de novembre 2015, de mettre fin à la surveillance.

Le fait de ne pas avoir observé d'impacts ne signifie bien sûr pas qu'il n'y a pas eu d'impact. Le Flinterstar contenait seulement une quantité limitée de fioul léger (115 m<sup>3</sup> MDO) au moment de la collision, mais beaucoup plus de fioul lourd (428 m<sup>3</sup> HFO). On sait que seule une fraction réduite du fioul lourd déversé en mer s'évapore et que le reste s'émulsifie et/ou, une fois immergé, continue à se déplacer dans l'eau sous la forme de galettes de fioul, de boules de goudron ou de plaques (Anon., 2016; Figure 2.48). Les restes de fioul peuvent alors échouer sous cette forme ou se sédimenter. Étant donné que les dépôts d'hydrocarbures sont restés limités et compte tenu des connaissances actuelles sur le comportement des hydrocarbures visqueux dans l'eau de mer, on peut supposer que les restes d'hydrocarbures persistants (c.-à-d. non récupérés, évaporés ou décomposés) de l'incident du Flinterstar ont été dispersés de manière très irrégulière dans et sur les fonds marins. La possibilité de détection de la pollution dépend dès lors fortement de la surface totale de fonds marins échantillonnés. Compte tenu du nombre de stations échantillonnées autour du site du Flinterstar, la pollution peut être considérée comme limitée.

<sup>4</sup> Estimé sur la base d'une observation principalement visuelle de l'huile sur le plumage, allant de moins de 5% à plus de 20%.

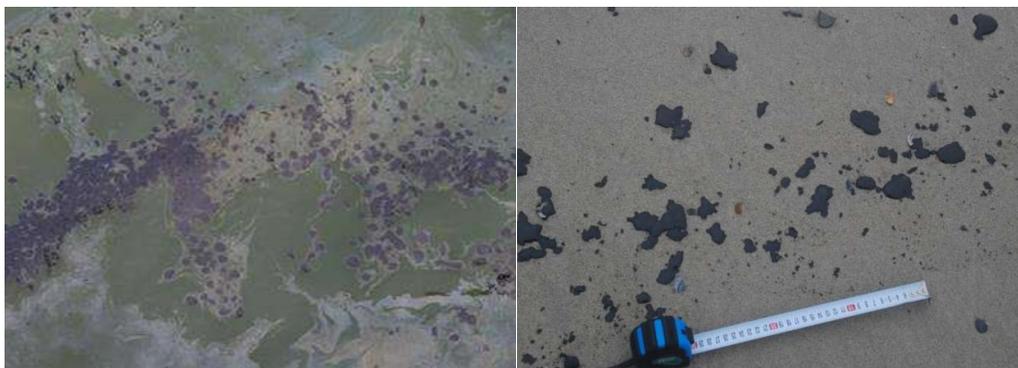


Figure 2.48. HFO du Flintertar sous forme de galettes visqueuses en mer et de petites boules de goudron et de plaques sur la plage.

Pour les oiseaux marins également, les effets sont heureusement restés très limités, principalement parce que les espèces d'oiseaux les plus vulnérables, comme les guillemots et les pingouins, se trouvaient, en octobre 2015, encore bien au nord de la zone touchée, dans la partie méridionale de la ZEE néerlandaise.

Pour l'incident du Flintertar, la Belgique ne disposait pas de plan d'urgence pour la surveillance des incidents, hormis le plan d'intervention Oiseaux. C'est l'une des principales leçons qui ont pu être tirées de cet incident. L'IRSN-DO Nature travaille actuellement sur un plan de surveillance des incidents pour les zones marines belges, à l'instar du projet britannique PREMIAM (Law et al., 2011).

#### 2.6.10.7. Aspects qualitatifs

Pour les analyses de HAP, nous renvoyons au point 2.6.2.7.

#### 2.6.10.8. Références

- Anon., 2015. Milieu-impactmonitoring Flintertar: samenvattende rapportage T0 bemonstering (10-11/10/2015). Technische rapportage ODN-KBIN. 3 pp.
- Anon., 2016. The Flintertar Incident. Document OTSOPA 16/8/Info.1(L) presented by Belgium at the annual Meeting of the working group on operational, technical and scientific questions concerning counter pollution activities (OTSOPA), held in Scheveningen, The Netherlands, 24-26 May 2016. 11 pp. See: <http://www.bonnagreement.org/meetings>
- ILVO, 2015a. Monitoring Flintertar accident T0. ILVO FS report 20151012 (ILVO chemical monitoring), Institute for Agricultural and Fisheries Research, Ostend, Belgium, 4 pp.
- ILVO, 2015b. Monitoring Flintertar accident T1. ILVO FS report 20151109 (ILVO chemical monitoring), Institute for Agricultural and Fisheries Research, Ostend, Belgium, 4 pp.
- Law, R.J., M.F. Kirby, J. Moore, J. Barry, M. Sapp and J. Balaam, 2011. PREMIAM – Pollution Response in Emergencies Marine Impact Assessment and Monitoring: Post-incident monitoring guidelines. Science Series Technical Report, CEFAS, Lowestoft, 146: 164 pp. See: <https://www.cefas.co.uk/premium/guidelines/>

- OD Nature, 2015a. Report of the results of the PAH analysis of sediments on T0 (RV Simon Stevin 12/10/2015).  
ECOCEM Report, OD Nature (RBINS), Ostend, Belgium, 9 pp.
- OD Nature, 2015b. Report of the results of the PAH analysis of sediments on T1 (RV Simon Stevin 01/11/2015).  
ECOCEM Report, OD Nature (RBINS), Ostend, Belgium, 12 pp.

## 2.6.11. Le risque de pollution maritime aiguë

Sébastien Legrand et Ronny Schallier

L'analyse de risque BE-AWARE démontre que la PBMN est une des zones d'Europe le plus à risques de pollutions maritimes aiguës, que ce soit en terme de risque d'accidents maritimes, de volumes d'hydrocarbures déversés, d'impacts et de dommages des pollutions maritimes aiguës. Entre 2011 et 2020, les risques d'accidents maritimes augmentent à cause de la construction de parcs éoliens offshore et dans une moindre mesure à cause de l'augmentation de la densité du trafic maritime. Pour compenser cette augmentation de risque, les auteurs de l'étude BE-AWARE suggèrent entre autres de développer des systèmes d'alertes AIS automatiques autour des parcs éoliens offshore (Hjorth, Jurgensen & Madsen, 2015).

### 2.6.11.1. Introduction

Le descripteur 8 de la MSFD vise entre autres à réduire au minimum l'étendue spatiale et la durée des pollutions maritimes aiguës ainsi que leurs effets néfastes sur la santé des espèces et sur l'état des habitats marins. Cet objectif ne peut être atteint que via la mise en œuvre au niveau local, national et transnational d'une gestion rigoureuse des risques associés aux pollutions maritimes.

Pour être efficace, cette gestion doit englober trois aspects distincts:

- 1) La réalisation d'une analyse de risque qui identifie, quantifie et priorise les causes et les conséquences des pollutions maritimes aiguës;
- 2) La mise en œuvre de mesures de prévention visant à réduire ou du moins à contrôler la probabilité de pollutions maritimes aiguës. En plus des obligations légales nationales et internationales, les principales mesures de prévention mises en œuvre dans la PBMN incluent les dispositifs de séparations du trafic maritime (TSS) Noordhinder et Westhinder, la tour radar «Oostdyck», la mise en œuvre du 'VTS-Scheldt', des mesures contraignantes pour prendre des pilotes à bord, l'intégration de données AIS dans les images radar du VTS, l'établissement d'une zone de sécurité autour des parcs éoliens offshore,...
- 3) L'adoption d'un plan opérationnel de lutte contre les pollutions en mer. Ce plan spécifie entre autres le niveau de préparation à la lutte et comprend une liste de moyens de lutte (barrages flottants, récupérateurs, pompes, dispersants, citernes de stockage, absorbants, ...) qui peuvent être rapidement mobilisés en cas de pollution. Ce plan opérationnel fait partie du plan général d'intervention d'urgence en mer, connu sous le nom de « ANIP Noordzee ». Ce dernier est organisé autour de 5 disciplines principales à savoir les « opérations d'assistance en mer » (y compris opérations de lutttes contre les pollutions); les « secours médicaux » ; « les opérations policières en mer » ; le « support logistique » ; la « communication d'informations et directives au public ».

Dans le cadre de cet objectif environnemental, la Belgique s'engage à périodiquement réaliser ou à contribuer à une étude d'analyse de risques de pollutions maritimes aiguës. Cette étude devra permettre d'évaluer la vulnérabilité environnementale et socio-économique de la PBMN face au risque de pollutions maritimes aiguës et le cas échéant, pourra justifier la nécessité de mettre en œuvre de nouvelles mesures de prévention ou de

revoir certains aspects de la planification et/ou de la lutte afin que les risques n'augmentent pas.

#### 2.6.11.2. Contexte

Réalisée entre 2012 et 2015 sous la coordination du secrétariat de l'accord de Bonn, le projet BE-AWARE<sup>5</sup> est la première analyse de risque de pollutions maritimes réalisée avec une méthodologie commune sur l'entièreté de la mer du Nord étendue. L'objectif de l'étude était de mieux comprendre au niveau régional et sous-régional le risque d'accident maritime et des pollutions maritimes aiguës dues à un déversement d'hydrocarbure ou de tout autre substance chimique nocive ou potentiellement dangereuse (SNPD ou HNS en anglais) pour la situation de référence (l'année 2011) et les risques tels que projetés en 2020 en fonction de différents scénarios retenus pour l'évolution du trafic maritime et de la mise en œuvre probable d'ici à 2020 de nouvelles mesures de prévention et/ou de moyens de lutte.

La méthodologie de BE-AWARE ayant été conjointement développée et approuvée par l'ensemble des Etats côtiers bordant la mer du Nord étendue, elle restera certainement la référence régionale dans les années à venir. La Belgique à travers le SPF-santé public et environnement et l'UGMM a été particulièrement active dans le cadre de BE-AWARE. L'évaluation du risque de pollutions maritimes aiguës pour ce cycle de rapportage de la MSFD sera donc un résumé des principales conclusions de l'étude BE-AWARE pour la PBMN ou la mer du Nord méridionale.

#### 2.6.11.3. Zone Géographique

Partie belge de la mer du Nord et la mer du Nord méridionale (zone 4 de l'étude BE-AWARE).

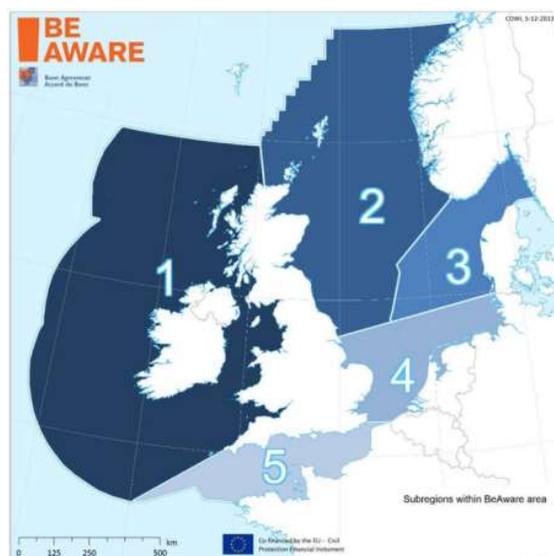


Figure 2.49. La mer du Nord méridionale correspond à la quatrième zone géographique de BE-AWARE.

<sup>5</sup>Les résultats du projet BE-AWARE (phases I et II) sont disponibles sur le site web de l'accord de Bonn : <https://www.bonnagreement.org/projects/i> et <https://www.bonnagreement.org/projects/ii>

#### 2.6.11.4. Méthodologie

Afin d'évaluer le risque des pollutions maritimes aiguës, leurs causes et conséquences, la méthodologie de BE-AWARE nécessite la réalisation des étapes clés suivantes :

- 1) Assembler une base de données simplifiée du trafic maritime. Cette dernière catégorise le transport maritime en 11 classes de navires définis en fonction du type de cargaison; ces classes étant elles-mêmes subdivisées en 8 sous-classes en fonction du tonnage brut du bateau. Les 11 classes de bases sont les vraquiers (bulk), les pétro-vraquiers (oil-bulk-ore), les pétroliers (oil tankers), les méthaniers (LNG-LPG-Gas), les chimiquiers (chemical tankers), les vraquiers transportant de la nourriture (Food tanker), les rouliers (Car carrier), les porte-conteneurs (container), les navires frigorifiques (reefer), les Ferries transportant aussi des véhicules (RoRo) et finalement les navires transportant les autres cargaison sèches (Dry cargo).
- 2) Assembler une base de données de l'accidentologie maritime qui répertorie, sur la dernière décennie (2002-2011), l'ensemble des accidents maritimes qui ont eu lieu dans la zone de l'accord de Bonn, leur type et les éventuelles pollutions marines consécutives à ces accidents. Les types d'accidents considérés sont les collisions avec un autre bateau, les collisions avec un objet (y compris les éoliennes), les échouages, les incendies, les dommages à la coque, les autres types de naufrage et les naufrages d'origine inconnues. Cette base de données des accidents maritimes historiques permet entre autres de calibrer, par type d'accident et par classes et sous-classes de navires, la probabilité d'accident maritime ainsi que la probabilité et la taille des déversements de produits polluants. Un travail similaire a été réalisé pour les pollutions résultant de l'exploitation des champs pétrolifères et gazier offshore (Koldenhof, 2014b).
- 3) Modéliser, à partir de données AIS<sup>6</sup>, la topologie du réseau de routes maritimes empruntées par le trafic maritime. Au même titre que les cartes utilisées par les navigateurs GPS, cette topologie est constituée d'un ensemble de nœuds/carrefours reliés entre eux par des segments de routes maritimes. Chaque entrée AIS est ensuite projetée sur l'élément du réseau de routes maritimes le plus proches. Cette étape permet d'obtenir une estimation de la densité du trafic maritime sur chaque élément du réseau en termes de nombre de passages par an et par classe de bateau (Utiko and Madsen, 2014).
- 4) Réaliser une analyse du risque de pollution aux hydrocarbures suite à un accident maritime (Madsen et al, 2014a) ou suite à un accident avec une installation offshore (Van der Tak et al., 2014). Ces analyses de risque considèrent 8 tailles de déversement possibles allant d'un déversement de 300 litres d'hydrocarbure (catégorie 1) jusqu'à un déversement de 350.000 tonnes d'hydrocarbure (catégorie 8). De manière générale, cette analyse de risque calcule la fréquence annuelle d'avoir une pollution d'une certaine catégorie, en fonction de
  - a) la fréquence annuelle des différents types d'accident, par classe de navires et/ou par type d'installations offshores,
  - b) la probabilité pour ce type d'accident d'engendrer un dommage structurel au navire

<sup>6</sup> L'acronyme anglais AIS signifie « Automatic Identification System » et fait référence au système standardisé de suivi de bateaux. Obligatoire sur les navires dont le tonnage est supérieur ou égale à 300 tonnes, ce système communique à intervalle de temps régulier l'identifiant unique du bateau, sa position, son cap et sa vitesse.

- c) la probabilité d'avoir un déversement d'une certaine catégorie en fonction du type de dommage
- d) l'effet des dispositifs de préventions présents sur la fréquence annuelle du type d'accident qui, en théorie, réduisent les risques et donc la fréquence des accidents (Matsen et al., 2014b).

Les analyses de risque sont calculées pour chaque élément du réseau de routes maritimes, pour chaque classe de navire, pour chaque type d'accident maritime et pour chaque classe de déversement d'hydrocarbure. Les résultats permettent entre autres de quantifier pour chaque nœud et chaque route du réseau maritime et pour chaque installation offshore un volume global d'hydrocarbure susceptible d'être déversé annuellement.

- 5) Déterminer les zones géographiques potentiellement impactées par les déversements accidentels. En effet, une fois déversés en mer, les polluants se mettent à dériver sous l'effet conjoint du vent, des vagues et des courants. Afin d'identifier les zones impactées par la pollution, COWI, un sous-contractant du projet, a mis au point un modèle simplifié de la dérive de nappes d'hydrocarbures qui prend en compte uniquement les forçages climatologiques de vent, de vagues et du courant; qui calcule l'étalement de la nappe ainsi que l'évolution de certaines propriétés physico-chimiques des hydrocarbures déversés telles que la densité, la viscosité et le taux d'émulsion. Ce modèle prend aussi en compte les moyens de lutte disponibles (écumeurs, pompes, dispersants,...), leur efficacité et leur délai d'activation (Morth et al., 2015). Validé par des simulations effectuées avec le modèle OSERIT (Legrand, 2015a et b), ce modèle simplifié a été appliqué dans les 7 zones météorologiques définies dans le cadre de BE-AWARE, pour l'ensemble des conditions climatiques considérées et pour les 8 tailles de pollution typiques. Les résultats de ces calculs ont permis de calculer une distribution spatiale des zones potentiellement impactées par des pollutions maritimes aiguës. L'intensité du risque est exprimée en gramme d'hydrocarbure par mètre carré de mer et par an (Madsen and Jurgensen, 2015).
- 6) Déterminer les risques de dommages environnementaux et socio-économiques engendrés par les pollutions maritimes. Afin de quantifier ce risque, une étude de vulnérabilité environnementale et socio-économique face aux pollutions aux hydrocarbures a été réalisée. La méthodologie retenue associe un indice saisonnier de vulnérabilité face à une pollution aux hydrocarbures en surface ou dispersée chimiquement dans la colonne d'eau pour 22 habitats caractéristiques, 8 espèces importantes, l'ensemble des aires marines protégées ainsi qu'à 18 types d'activités socio-économique vulnérables (comme la pêche, le tourisme, les ports, les zones d'extractions de sable, les concessions d'énergies renouvelables,...) (Schallier et al., 2014). Appliquée à l'ensemble de la zone de l'accord de Bonn, cette méthodologie a permis de dresser des cartes saisonnières de vulnérabilités environnementales et socio-économiques (Povlsen and Hjorth, 2015). Cette méthodologie a été étendue dans le cadre du projet HNS-MS pour les 4 grandes catégories comportementales de polluants chimiques, à savoir les produits flottant, les produits coulant, les produits se dispersant dans la colonne d'eau et les produits s'évaporant dans l'atmosphère (Legrand et al., 2017). La combinaison des cartes de vulnérabilités environnementales et socio-économiques et des cartes des zones potentiellement impactées par des pollutions maritimes aiguës permettent finalement d'évaluer le risque de dommages générés par les pollutions maritimes aiguës. L'intensité des dommages est exprimée en gramme d'hydrocarbure pondéré par mètre carré de mer et par an (Madsen and Jurgensen, 2015).

Les 6 grandes étapes de l'analyse de risque BE-AWARE ont été réalisées pour l'année de référence 2011 (le projet BE-AWARE a commencé en 2012) et plusieurs scénarios réalistes pour l'année 2020, basé sur une projection de l'évolution du trafic maritimes et l'évolution anticipée de mesures de prévention opérationnelles et de moyens de luttés.

#### 2.6.11.5. Résultats et tendance

Les principaux résultats de l'analyse de risque BE-AWARE sont les suivants :

- 1) La Figure 2.50 présente la distribution géographique de 1069 accidents maritimes rapportés pour l'ensemble de la zone de l'accord de Bonn entre 2002 et 2011 (Y. Koldenhof, 2014b). Les types d'accidents sont répartis comme suit: 425 échouages, 275 collisions entre navires, 123 incendies, 67 collisions avec d'autres objets, 9 naufrages et 19 accidents dus à divers dommages structurels à la coque. Les causes des 149 derniers accidents n'ont pas été rapportées. Les navires impliqués dans ces accidents se répartissent comme suit: 303 accidents impliquaient des cargos; 209 accidents impliquaient des Ferries (passagers et ro-ro); 105 accidents impliquaient des tankers; 88 accidents impliquaient des bateaux de pêche; 62 accidents impliquaient des vraquiers; 31 accidents impliquaient des porte-conteneurs; 6 accidents impliquaient des transporteurs de voitures. Finalement 254 accidents impliquaient d'autres types de bateaux. Dans 11 cas, le type de bateau n'a pas été rapporté.

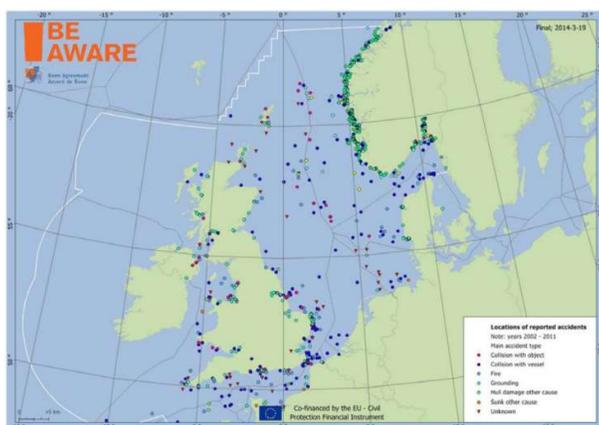


Figure 2.50. Distribution géographique des 1069 accidents maritimes rapportés dans la zone des accords de Bonn entre 2002 et 2011.

Sur les 1069 accidents maritimes rapportés dans la zone de l'accord de Bonn entre 2002 et 2011, 29 accidents (2.7%) ont engendrés un ou plusieurs déversements de produit polluant (hydrocarbure ou produits chimiques). Parmi ces 29 accidents, 10 étaient dus à des collisions entre navires, 8 à des naufrages, 4 à des échouages, 2 à des incendies et 1 à des dommages à la coque. L'origine des 4 derniers accidents ayant engendré une pollution n'est pas rapportée (Y. Koldenhof, 2014b).

89 déversements de polluants ont été rapportés pour l'ensemble des 29 accidents ayant engendré une pollution maritime aiguës. 61 des déversements impliquaient des volumes inférieurs à 15 m<sup>3</sup>, 18 déversements des volumes compris entre 15 et 300m<sup>3</sup>, 3 déversements des volumes compris entre 300 et 5.000 m<sup>3</sup> et 6 déversements des volumes compris entre 5.000 et 15.000 m<sup>3</sup>. Aucun déversement de plus de 15.000 m<sup>3</sup> n'a été rapporté pour la zone de l'accord de Bonn entre 2002 et 2011. Il est à noter que 2 des 6 déversements impliquant des volumes supérieurs à 5000m<sup>3</sup> impliquaient des substances chimiques nocives ou potentiellement dangereuses (Y. Koldenhof, 2014b).

- 2) La Figure 2.51 présente l'intensité du trafic maritime de l'année 2011, telle que calculée à partir de plus de 858 millions de rapports AIS fournis par les autorités maritimes danoises (Utiko et Madsen, 2014). La moitié du trafic maritime (500.000 rapports AIS quotidiens) a lieu en mer du Nord méridionale. Le trafic y est clairement structuré en fonction d'une part des dispositifs de séparation du trafic reliant les principaux ports de la zone (Rotterdam, Anvers, Hambourg, Amsterdam, Zeebruges,...) et d'autre part le trafic maritime entre le continent et le Royaume-Uni.

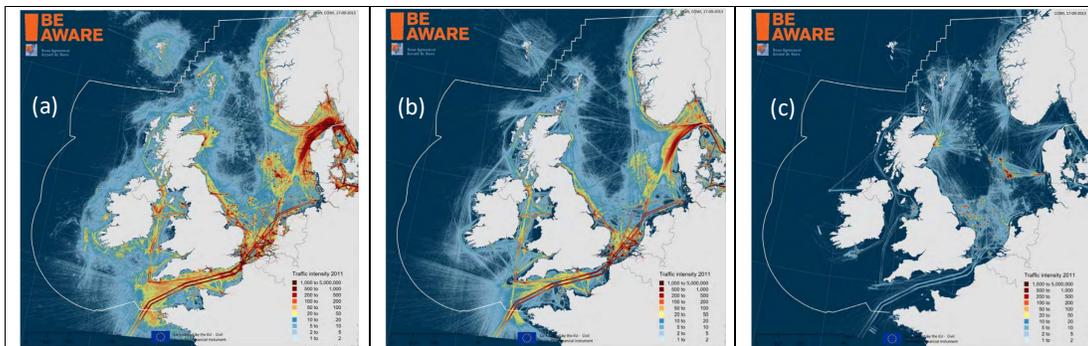


Figure 2.51. Cartes d'intensité du trafic maritime pour l'année 2011 reportée sur une grille de 500m de résolution calculé pour: (a) l'ensemble des données AIS (b) les bateaux transportant des marchandises (tonnages > 300 tonnes) (c) le trafic associé aux activités offshore. Le biais observable le long des côtes danoises est expliqué par une plus grande résolution temporelle des données AIS.

- 3) L'analyse du trafic maritime permet de modéliser le réseau de routes maritimes (Figure 2.52-a) et d'y projeter les différentes données AIS en fonction des classes de navires (Utiko et Madsen, 2014). Cette étape a permis de reconstruire l'ensemble des trajets des différents navires. L'intensité du trafic y est définie comme le nombre de passages de navires par segment de route et par an (Figure 2.52-b). Cette définition permet de corriger différents biais et erreurs présents dans les données AIS originelles. Un autre avantage de cet exercice est qu'il permet d'anticiper l'évolution du trafic maritime sur base d'hypothèses et de scénarios réalistes. Ainsi, il a été facile de modifier le réseau de 2011 pour y introduire les nombreux parcs éoliens offshore qui vont être construits en mer du Nord d'ici à 2020 ou d'y ajouter le nouveau DST prévu au large de la Norvège (Figure 2.52-c). Chacune de ces insertions modifie localement le réseau de routes maritimes et demande donc de dérouter les chemins empruntés par les navires sur le réseau de 2011 vers les routes du nouveau réseau. Cette étape a été faite en trouvant le chemin le plus court sur la partie modifiée du nouveau réseau. Finalement, le nombre de passages de navire par route et par type de navire a été ajusté pour le réseau 2020 (Figure 2.52-d) en fonction de l'évolution anticipée du trafic maritime (Tableau 2.29).
- 4) La Figure 2.53 présente les résultats de l'analyse de risque d'accident maritime effectué dans le cadre de BE-AWARE (Madsen et al., 2014a). Malgré la mise en œuvre de nombreuses mesures de prévention par la région flamande (Schallier et Van Roy, 2014), le risque de collision au large de Zeebruges et dans le

Scheur<sup>7</sup> restent les plus importants pour l'ensemble de la mer du Nord. La fréquence de collision y est estimée à un accident tous les 3 ans (Figure 2.53-a). Le risque d'échouage y est aussi important, estimé à un accident tous les 2 ans. Ces risques n'évoluent pas d'ici à 2020. Toutefois, la construction des parcs éoliens offshore dans les eaux belges créent un nouveau risque de collision estimé à 1 accident tous les 10 ans (Figure 2.53-b).

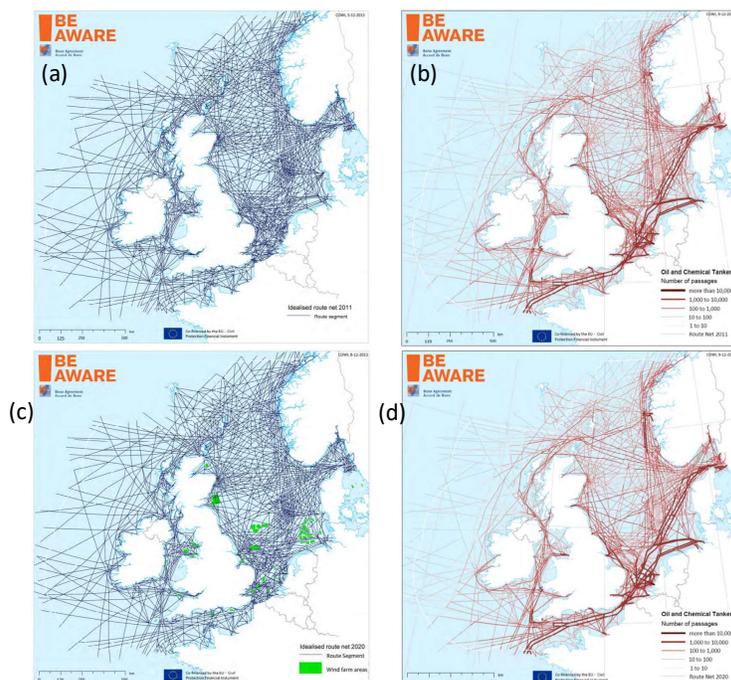


Figure 2.52. Le réseau des routes maritimes pour l'année 2011 (a) et son évolution probable en 2020 (c). Ce réseau a servi de support pour une analyse fine du trafic maritime, comme par exemple représenter l'évolution anticipée du trafic de pétroliers et de chimiquiers entre 2011 (b) et 2020 (d).

Tableau 2.29. Evolution annuelle des caractéristiques du trafic maritime selon le scénario retenu pour BE-AWARE pour la période 2011-2020.

Type de de Bateau	Croissance annuelle du tonnage brut pour la période 2011-2020	Croissance annuelle du nombre de voyages pour la période 2011-2020
Vraquiers	+1.7%	+0.9%
Péto-vraquiers	-3.4%	-4.0%
Pétroliers	+1.2%	+0.4%
Méthanier	+2.3%	+1.2%
Chimiquiers	+4.9%	+1.3%
Vraquiers de nourriture	+5.3%	+0.8%
Roulier	+2.3%	-0.4%

<sup>7</sup> Le Scheur est le chenal de navigation au large de Zeebrugues qui permet l'accès à l'estuaire de l'Escaut occidental.

Porte-conteneurs	+5.2%	+1.2%
Navires frigorifiques	+0.7%	-0.4%
Roro	+3.0%	+0%
Autre cargaison sèche	-0.3%	+0.4%

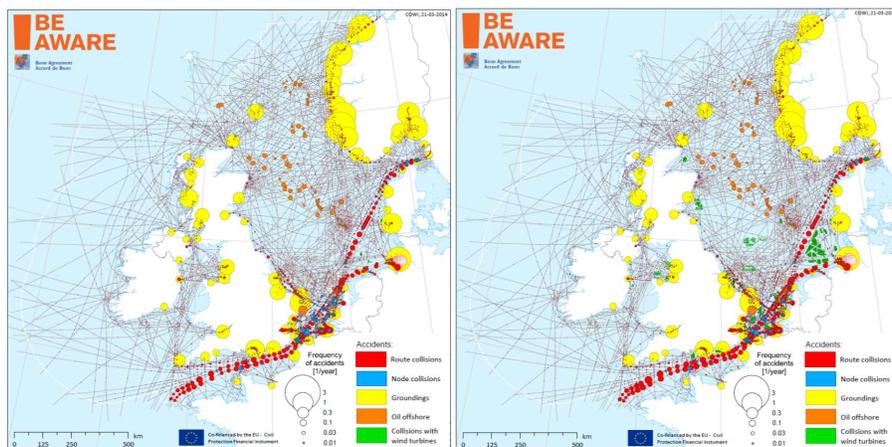


Figure 2.53. Fréquence de risque d'accidents maritimes en mer du Nord en 2011 (a) et 2020 (b).

5) Les Figure 2.54 et Figure 2.55 présentent les résultats de l'analyse de risque de déversements d'hydrocarbures en cas d'accidents maritimes (Madsen et al., 2014a). Les risques de déversements ont été estimés pour l'ensemble de la zone de l'accord de Bonn pour 8 classes de tailles de déversement (Figure 2.56). La principale évolution entre 2011 et 2020 est le volume des déversements associés aux risques de collisions avec les éoliennes offshore. Ce risque est le plus important pour les déversements de taille moyenne compris entre 5.000 et 15.000 tonnes. La seconde évolution porte sur l'augmentation des volumes déversés suite à une collision. Cette augmentation de risque affecte l'ensemble des classes de tailles de déversements et est expliquée par l'augmentation anticipée de la densité du trafic maritime et par le tonnage brut toujours plus grand des navires.

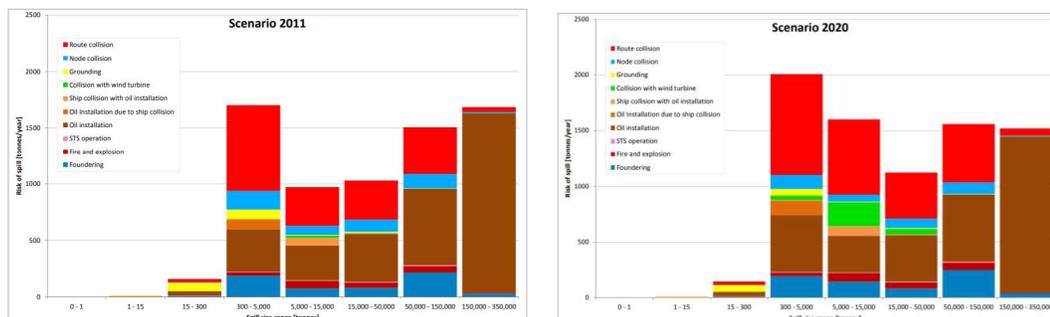


Figure 2.54. Répartition du volume d'hydrocarbure déversé annuellement en mer du Nord en fonctions de 8 classes de tailles de déversement et du type d'accident maritime.

La Figure 2.55 présente la répartition géographique des risques de volumes d'hydrocarbures déversés annuellement pour des déversements de plus de 5.000 tonnes. Ce calcul est normalisé en fonction de la période de retour du déversement, si bien que par exemple un déversement de 50.000 tonnes avec une période de retour de 500 ans aura une contribution de 100 tonnes par an dans ce graphique. Des exercices similaires ont été faits pour des plus petits déversements. Sur la Figure 2.55, le Scheur est clairement identifié comme une des principales zones à risque de déversements de plus de 5.000 tonnes pour l'entièreté de la zone de l'accord de Bonn.

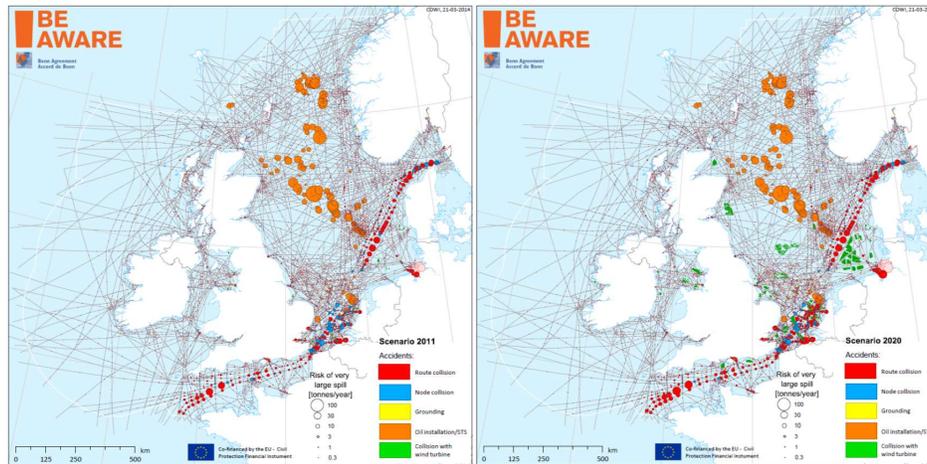


Figure 2.55. Risque de déversement annuels d'hydrocarbure (en tonnes par an) associé à l'ensemble des déversements de plus de 5.000 tonnes.

- 6) La Figure 2.56b présente la distribution des impacts des pollutions maritimes aiguës (Madsen and Jurgensen, 2015). Cette distribution a été obtenue à l'aide d'un modèle mathématique simplifié qui calcule la dérive, l'évolution physico-chimique et l'effet des moyens de luttés contre les pollutions maritimes et appliqué à 32 scénarios de déversements en chaque point du réseau présenté en la Figure 2.56a. Les résultats de toutes ces simulations ont été additionnées afin d'obtenir un carte d'impact des pollutions maritimes aiguës, exprimé en gramme d'hydrocarbure par km<sup>2</sup> (Figure 2.56b). L'impact des risques de déversements d'hydrocarbures est maximal en mer du Nord méridionale et la PBMN, avec une pression estimée à plus de 200 grammes d'hydrocarbure par km<sup>2</sup>.

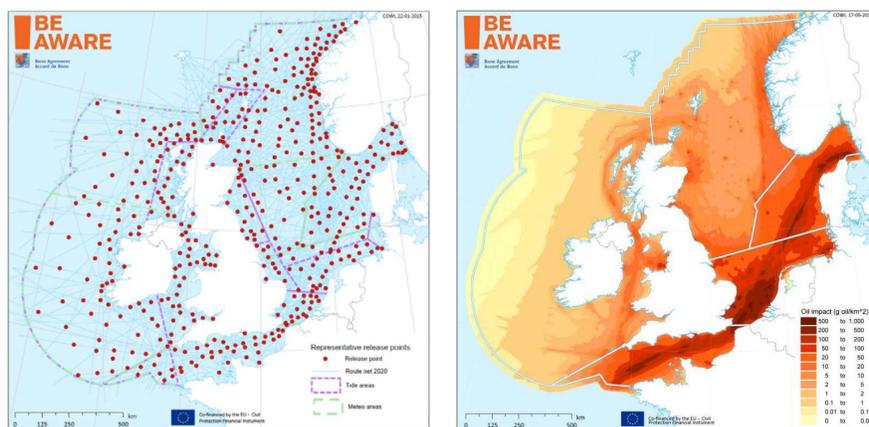


Figure 2.56. L'impact des pollutions maritimes (à droite) a été calculé en additionnant les résultats de simulations effectuées sur le réseau de points de déversement présentés à gauches. Plus de cartes sur <https://www.bonnagreement.org/maps/be-aware-i-final-data-and-maps>.

- 7) La Figure 2.57 résume les résultats de l'analyse de vulnérabilité environnementale et socio-économique effectuée dans le cadre de BE-AWARE (Schallier et al., 2014; Povlsen et Hjorth, 2015). De manière générale, les zones côtières sont les plus vulnérables. Ces cartes sont consultables sur le site de l'accord de Bonn (8 cartes, <https://www.bonnagreement.org/maps/be-aware-vulnerability-maps>). De même, l'ensemble des cartes de vulnérabilités environnementales et socio-économiques en case de pollutions maritimes par des substances chimiques nocives ou potentiellement dangereuses peuvent être consultées sur le site du projet HNS-MS (74 cartes dont 35 pour la PBMN, [https://www.hns-ms.eu/tools/vulnerability\\_maps](https://www.hns-ms.eu/tools/vulnerability_maps); Legrand et al., 2017).

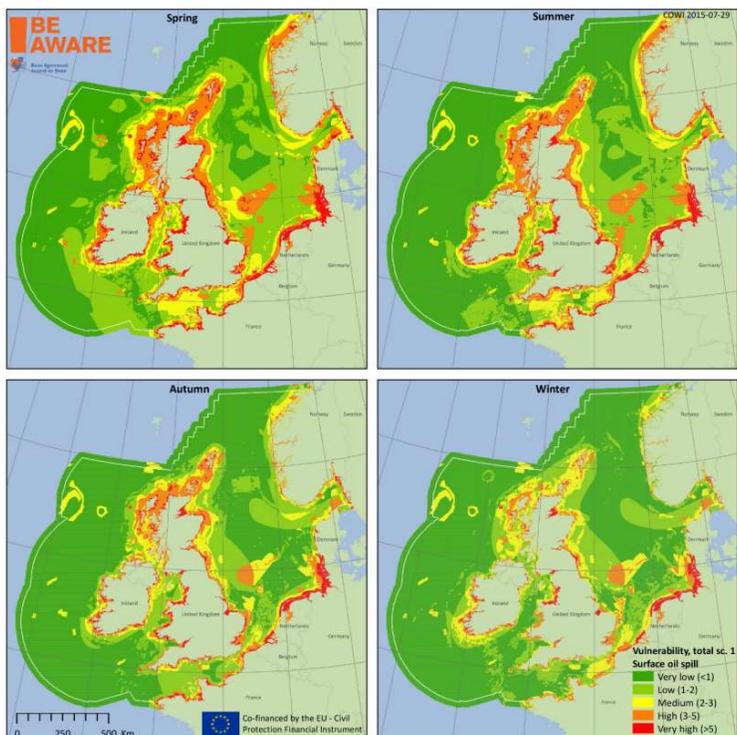


Figure 2.57. Cartes saisonnières combinées des vulnérabilités environnementales et socio-économiques aux pollutions aux hydrocarbures flottant à la surface de la mer.

- 8) La Figure 2.58 présente les risques de dommages associés aux risques de pollutions maritimes aiguës calculés dans le cadre de BE-AWARE (Madsen and Jurgensen, 2015). Cette carte a été obtenue en pondérant la carte des impacts (Figure 2.56b) par la vulnérabilité environnementale et socio-économique. Les risques de dommages dans la PBMN varient de 1 à 50 « grammes pondérés d’hydrocarbures par km<sup>2</sup> », soit un risque de dommage 100 fois supérieurs au risque de dommage moyen en mer du Nord.

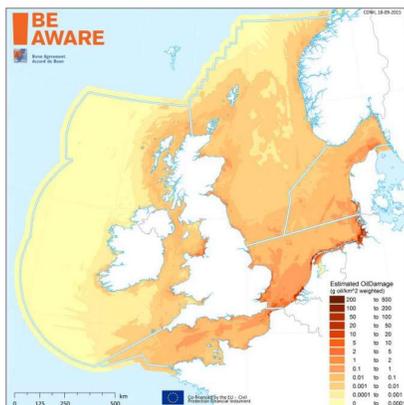


Figure 2.58: Carte des dommages associés aux risques de pollutions maritimes aiguës. La carte peut aussi être visualisée sur <https://www.bonnaqreement.org/maps/be-aware-i-final-data-and-maps>.

#### 2.6.11.6. Conclusions

Les principales conclusions de l'analyse de risque « BE-AWARE – Bonn Agreement : Area-Wide Assessment of Risk Evaluation » effectuées entre 2012 et 2015 par les parties contractantes de l'accord de Bonn sont les suivantes:

- La PBMN a un risque extrêmement élevé de pollutions maritimes. Ces risques sont principalement associés à un risque de collisions au carrefour entre les dispositifs de séparation de trafic « Noordhinder » et « Westhinder » ainsi que les risques de collisions ou d'échouages dans le « Scheur », le très étroit chenal de navigation au large de Zeebrugge qui permet l'accès à l'estuaire de l'Escaut occidental. Selon les tronçons considérés, la fréquence d'accident maritime est estimée de 1 à 5 accidents par décennies.
- Le risque de pollutions maritimes était dominé par le risque de déversement d'hydrocarbures lors de collision entre des deux navires. Le volume déversé dépend des catégories de navires impliqués dans la collision. Dans le cas extrême d'une collision impliquant un pétrolier, le volume déversé pourrait atteindre 10.000 à 15.000 m<sup>3</sup>.
- La construction de nombreux parcs éoliens en mer du Nord méridionale augmentera le risque d'accidents maritimes de près de 8.5% entre 2011 et 2020. Cette augmentation s'explique d'une part par l'augmentation du risque de collision entre un navire et un des nombreux mâts d'éoliennes et d'autre part par l'augmentation de la densité du trafic maritime sur les routes maritimes voisines des parcs; une zone d'exclusion de navigation étant généralement instaurée autour des parcs éoliens offshore. Les risques de déversement augmentent aussi sensiblement, principalement pour les déversements de taille moyenne (entre 5.000 et 15.000 tonnes). Toutefois, sur la partie belge de la mer du Nord, la période de retour d'un accident maritime dans un parc éolien offshore augmentera jusqu'à un accident par décennie d'ici à 2020.

#### 2.6.11.7. Aspect de qualité

La méthodologie développée de BE-AWARE est basée sur une approche rigoureuse qui lie étape par étape le risque d'accidents maritimes aux risques de dommages environnementaux et socio-économiques engendrés par les pollutions maritimes aiguës résultants de ces accidents. Le principal avantage de l'approche suivie est qu'elle permet de quantifier les effets des mesures de prévention et des moyens de luttés sur le risque de pollutions. Toutefois, comme dans toute approche complexe, certains choix, scénarios et simplifications ont dû être posés. Ces choix seront probablement remis en cause lors de la mise à jour de l'étude dans le futur.

Par manque de données suffisamment précises sur le transport maritime de produits chimiques, les auteurs de BE-AWARE n'ont pas pu effectuer une analyse quantitative de risque pour les pollutions chimiques.

#### 2.6.11.8. Données et analyses

L'ensemble des rapports de l'analyse de risque BE-AWARE sont disponibles sur le site web du secrétariat de l'accord du Bonn: <https://www.bonnagreement.org/projects/i/final-report> et <https://www.bonnagreement.org/projects/ii/final-report>.

#### 2.6.11.9. Références

- Y. Koldenhof (2014a) Technical sub-report 2: Oil cargo model, BE-AWARE I report, 23pp.
- Y. Koldenhof (2014b) Technical sub-report 4: Historical Accidents and spills, BE-AWARE I report, 27pp.
- s. Legrand (2015a) A modelling study of the drift and fate of large oil spills in seven sub-regions of the North Sea and the English Channel, BE-AWARE II report, 37 pp.
- S Legrand (2015b) An independent study to assess and validate the shape and size of the Potentially Impacted Areas used in BEAWARE II – Qualitative results, 13 pp.
- Legrand S., F. Poncet, L. Aprin, V. Parthenay, E. Donnay, G. Carvalho, S. Chataing-Pariaud, G. Dusserre, V. Gouriou, S. Le Floch, P. Le Guerroue, Y.-H. Hellouvy, F. Heymes, F. Ovidio, S. Orsi, J. Ozer, K. Parmentier, R. Poisvert, E. Poupon, R. Ramel, R. Schallier, P. Slangen, A. Thomas, V. Tsigourakos, M. Van Cappellen and N. Youdjou (2017) “Mapping Environmental and Socio-Economic Vulnerability to HNS Maritime Pollution”, HNS-MS final report, part III, 122 pp.
- A. Madsen, M. Utko & C Jurgensen (2014a) Technical sub-report 8: Maritime Oil spill risk analysis, BE-AWARE I report, 44pp.
- A. Madsen, M. Utko and C Jurgensen (2014b) Technical sub-report 5: Existing and decided risk-reducing measures, BE-AWARE I report, 20pp.
- A. Madsen and C. Jurgensen (2015) Technical sub-report 3: Impact assessment, BE-AWARE II report, 48 pp.
- M. Hjorth et al. (2015) Technical sub-report 1 : Methodology , BE-AWARE II report, 82 pp.
- M Hjorth, C. Jurgensen and A. Madsen (2015) Technical sub-report 4 : Risk management conclusions , BE-AWARE II report, 26 pp.
- E. Povlsen and M Hjorth (2015) Technical sub-report 2: Environmental and socioeconomic vulnerability. BE AWARE II report, 139pp.
- R. Schallier, W. Van Roy and M. Van Cappellen (2014) Technical sub-report 6: Development of an Environmental and socioeconomic Sensitivity Methodology. BE-AWARE I report, 28pp.
- R. Schallier and W. Van Roy (2014) Oil Pollution In and Around the Waters of Belgium, In: A. Carpenter (ed.), Oil Pollution in the North Sea, Hdb Env Chem, DOI 10.1007/698\_2014\_330
- M. Utko and A. Madsen (2014) Technical sub-report 1: Ship Traffic, BE-AWARE I report, 28pp.
- C. Van der Tak, Y. Koldenhof and J. Van Doorn (2014) Technical sub-report 7: Offshore installations Oil Spill Risk Analysis, 48pp.

## 2.6.12. Radionucléides

Koen Parmentier

La radioactivité mesurée dans le milieu marin est principalement d'origine naturelle. L'activité des nucléides en provenance des centrales nucléaires (isotopes H-3, Cs-137, Pu et Am) est en diminution ou reste stable, à l'exception du H-3.

### 2.6.12.1. Introduction

La stratégie OSPAR en matière de substances radioactives prévoit une interdiction totale des rejets en mer et une réduction de tous les inputs (rejets, émissions et accidents) dans le milieu marin, dans le but de ramener les niveaux de rayonnement à une valeur proche de la valeur ambiante naturelle pour les substances présentes naturellement dans l'environnement, et proche de zéro pour les radionucléides dont l'origine est exclusivement artificielle. Les aspects suivants doivent assurément être pris en considération : l'utilisation légitime de la mer, la faisabilité technique et l'impact sur l'homme et sur le biote.

### 2.6.12.2. Contexte

Les substances radioactives sont un élément de notre quotidien, avec comme applications principales la production d'électricité et les applications médicales, tant dans le domaine thérapeutique que diagnostique. Nous sommes aussi naturellement exposés à des substances radioactives issues du sol, de l'eau, de l'air et des aliments, ainsi qu'à un rayonnement cosmique. Pour la plupart des gens, cette forme d'exposition est de loin la plus importante tout au long de leur vie. Les gens sont en outre exposés au cours de leur vie à des rejets de matières radioactives qui sont très sévèrement réglementés, mais inévitables.

Le secteur nucléaire est de loin le principal responsable de la production et du rejet de radionucléides. OSPAR accorde une importance à la nécessité que les bénéfices compensent largement les risques pour la santé, au maintien de l'exposition et de la dose à un niveau aussi bas qu'il est raisonnablement possible, et à l'absence totale d'exposition des individus à une dose dangereuse. Le secteur non-nucléaire comprend la production pétrolière et gazière, le secteur médical, les universités et centres de recherche, l'industrie des phosphates, la fabrication de pigments au dioxyde de titane, la sidérurgie de première fusion, l'extraction de minerais terrestres rares et la production de radionucléides.

Par radionucléides, il faut entendre les isotopes d'éléments (tant d'origine naturelle qu'artificielle) qui se désintègrent de façon spontanée. Tous ces composants se caractérisent par une période radioactive spécifique, qui est l'intervalle de temps nécessaire pour que la radioactivité diminue de moitié (avec ou non transformation en un nouvel élément). Cette période radioactive (ou « demi-vie ») est fort variable, de quelques millisecondes à des milliards d'années, le produit de réaction pouvant être lui-même radioactif ou stable. Le présent exposé comprend les éléments observés dans le milieu marin. Il est sans intérêt d'évoquer les éléments à durée de vie très courte, ils peuvent localement constituer un risque (parfois très grand), mais jamais un risque pour le milieu en soi.

### 2.6.12.3. Zone géographique

PBMN. Prélèvement d'échantillons sur des stations de surveillance chimique (voir Figure 2.32).

### 2.6.12.4. Méthodologie

On distingue trois types de radioactivité : les émissions alpha, bêta et gamma. Dans une émission alpha, le noyau instable émet une particule possédant une énergie caractéristique (généralement comprise entre 0,5 et 10 MeV). La portée de la particule alpha est faible (elle est arrêtée par une feuille métallique, quelques millimètres d'eau ou centimètres d'air) ; le risque est surtout élevé lorsque la désintégration survient dans le corps par ingestion ou inhalation. Dans une émission bêta, le noyau instable émet un électron. L'énergie totale est caractéristique mais statistiquement comprise entre 0 et une énergie maximale (située généralement entre 0,1 et 2 MeV). La portée se chiffre en centimètres jusqu'en décimètres dans l'air. L'émission gamma est l'émission de lumière à très haute fréquence et donc à longueur d'onde ultra-courte, avec une énergie caractéristique. La portée est beaucoup plus élevée parce qu'aucune particule physique n'y est associée. Pour bloquer le rayonnement gamma, des centimètres de plomb, des décimètres de béton ou des mètres d'eau sont nécessaires. En Belgique, en fonction de la matrice (eau, sédiments ou biote), on analyse différents nucléides (voir Tableau 2.30).

Tableau 2.30. (Groupes de) Radionucléides analysés par matrice dans le plan belge de surveillance pour la mer du Nord et sa préparation d'échantillons.

Déterminant	Eau	Sédiments	Biote
Émissions gamma : Be-7, Co-57, Co-58, Co-60, Mn-54, K-40, Ag-110m, Zn-65, I-131, Ra-226, Ra-228, Th-228	Acidification et filtrage (évt. prétraitement)	Séchage (lyophilisation), mouture, tamisage	Séchage (lyophilisation), mouture, tamisage
Total alpha & bêta	Acidification, filtrage et évaporation sur feuille de comptage	/	/
Pu par mesure spécifique de la radioactivité alpha	Acidification, filtrage, dissociation radiochimique et dépôt sur feuille de comptage	Séchage (lyophilisation), mouture, tamisage, incinération, digestion au four à micro-ondes, dissociation radiochimique et dépôt sur feuille de comptage	Séchage (lyophilisation), mouture, tamisage, incinération, digestion au four à micro-ondes, dissociation radiochimique et dépôt sur feuille de comptage
Sr-90	/	/	Séchage (lyophilisation), mouture, tamisage, incinération, digestion au four à micro-ondes, dissociation radiochimique

			et dépôt
Tc-99 & H-3 (Tritium)	/	/	Séchage (lyophilisation), mouture, tamisage, incinération, digestion au four à micro-ondes

Le prétraitement dépend de la matrice et des nucléides (ou groupes de nucléides) à analyser. L'analyse est fonction du déterminant :

- La spectrométrie gamma permet aussi bien l'identification que la quantification des radionucléides à émissions gamma dans un spectre unique. La forte pénétration de ce rayonnement permet d'effectuer des mesures sans technique de préparation complexe.
- Les mesures des particules alpha et bêta totales sont une technique de screening relativement simple, qui mesure le nombre de particules émises par une source sans identification. C'est pourquoi des échantillons fins sont requis, la plupart du temps par évaporation d'une solution. Les substances solides sont d'abord dissoutes ou réduites dans des acides.
- La spectrométrie alpha permet aussi bien l'identification que la quantification de radionucléides à émissions alpha, mais pas l'analyse simultanée d'une grande quantité de rayons alpha. Habituellement, des sous-échantillons sont traités par des techniques de dissociation chimique afin d'isoler des groupes d'éléments. Des dissociations successives peuvent s'avérer nécessaires pour isoler certains groupes de radionucléides. Au final, l'activité est mesurée à l'aide d'un détecteur à semi-conducteur (détecteur PIPS). Pour l'application de la technique sur des échantillons solides, il faut d'abord dissoudre ceux-ci, par exemple par digestion au four à micro-ondes.
- Le comptage par scintillation liquide (LSC) est la méthode de laboratoire standard pour quantifier la radioactivité d'isotopes peu énergétiques à émissions bêta et alpha (Tc-99, H-3).

#### 2.6.12.5. Résultats et tendances

Un point important est que la majeure partie de la radioactivité à laquelle nous sommes exposés est d'origine naturelle. K-40 est la principale source, à plus de 90% par désintégration bêta. Les valeurs typiques sont de 8-15 Bq/l pour l'eau de mer, 100-500 Bq/kg pour les sédiments marins, et variables par type de biote, à savoir 50-150 Bq/kg dans le poisson, 40-60 Bq/kg dans les crevettes et moules, et 150-250 Bq/kg dans les algues. Ces valeurs représentent plus de 90% de l'activité bêta totale.

Dans l'eau, on ne relève que par exception d'autres composants, comme le Cs-137 en provenance de centrales nucléaires. Dans les sédiments, on relève, outre le K-40, du Ra-226, du Ra-228 et du Th-232, en grande partie d'origine naturelle. Exceptionnellement, on relève des traces de Cs-137, Pu-239 et Am-241, en provenance de centrales nucléaires et à surveiller. Tout ceci réuni ne dépasse jamais 15% du total.

Dans le biote (poisson), on relève principalement, outre le K-40, du H-3 et du Tc-99, l'activité du H-3 représentant 5-10% de celle du K-40 et ayant pour principales sources les unités de production du Havre et de Sellafield. Au cours de la période 2011-2016, les valeurs présentent une tendance à la hausse. Dans les moules, on décèle peu d'autre activité que le K-40.

#### 2.6.12.6. Conclusions

La majeure partie de la radioactivité mesurée dans les divers compartiments du milieu marin est d'origine naturelle. Parfois, on relève des nucléides qui sont manifestement produits dans des centrales nucléaires (isotopes H-3, Cs-137, Pu et Am). Ceux-ci font l'objet d'un suivi, mais la tendance générale est que l'activité est en diminution ou reste stable, on n'observe nulle part des évolutions à la hausse. L'activité du H-3 constitue une exception à cet égard et fait l'objet d'un suivi plus poussé. Du fait de la période radioactive assez courte (12,5 ans) et de la dilution dans l'eau de mer, aucun problème n'est à redouter.

#### 2.6.12.7. Données

Les données sont fournies par l'Agence fédérale de contrôle nucléaire (AFCN) et sont disponibles au BMDC ([www.bmdc.be](http://www.bmdc.be)).

## 2.7. Contaminants présents dans les espèces de poissons destinées à la consommation humaine

Karien De Cauwer et Valérie Vromman

Après analyse, tous les poissons, les mollusques et crustacés en provenance de la mer du Nord méridionale et de la Manche prélevés dans les criées belges se sont avérés propres à la consommation humaine. Les substances analysées sont les métaux (cadmium, mercure et plomb), les dioxines et les PCB de type dioxine, les PCB, les HAP, le césium 134 et le césium 137. Ces résultats sont conformes aux résultats d'avant la période 2011-2016.

### 2.7.1. Introduction

Pour la protection de la santé publique, il est essentiel que les contaminants présents dans les produits alimentaires soient limités aux concentrations considérées acceptables sur le plan toxicologique. En Belgique, l'Agence fédérale pour la sécurité de la chaîne alimentaire (AFSCA) effectue des contrôles sanitaires sur l'ensemble de la chaîne alimentaire. Ces contrôles comprennent aussi des contrôles sur les poissons et autres produits de la pêche vendus aux criées belges.

Les concentrations des contaminants mesurées dans le poisson et les produits de la pêche ont été comparées aux teneurs maximales légales fixées dans le Règlement (CE) n° 1881/2006 de la Commission (modifié pour la dernière fois par le Règlement (UE) 2017/1237 du 7/7/2017). Dans le cadre de l'évaluation du milieu marin, seules les normes relatives aux poissons et aux crustacés non transformés ont été utilisées (Tableau 2.31).

Tableau 2.31. Teneurs maximales des contaminants présents dans le poisson et les produits de la pêche non transformés (Source : Règlement (CE) N° 1881/2006).

Contaminant	Espèce	Teneur maximale	Unité
Métaux			
Plomb	poisson	0,30	mg/kg poids frais
	crustacés	0,50	mg/kg poids frais
	mollusques bivalves	1,50	mg/kg poids frais
	céphalopodes	0,30	mg/kg poids frais
Cadmium	poisson*	0,050	mg/kg poids frais
	Crustacés	0,50	mg/kg poids frais
	mollusques bivalves	1,0	mg/kg poids frais
	céphalopodes	1,0	mg/kg poids frais
Mercure	produits de la pêche et poisson,	0,50	mg/kg poids frais
	baudroie, loup atlantique, raie, requin, elbot, cardine	1,0	mg/kg poids frais
Dioxines et PCB			
Dioxines (PCDD&PCDF) <sup>1</sup>	poissons et produits de la pêche	3,5	pg TEQ/g poids frais
Dioxines & PCB DL <sup>2</sup>	poissons et produits de la pêche	6,5	pg TEQ/g poids frais

PCB <sup>3</sup>	poissons et produits de la pêche	75	ng/g poids frais
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)			
benzo(a) pyrène	mollusques bivalves	5,0	µg/kg
HAP <sup>4</sup>	mollusques bivalves	30,0	µg/kg

\* à l'exception, e.a. du maquereau

<sup>1</sup>somme des 17 polychlorodibenzo-p-dioxines (PCDD) et polychlorodibenzofurannes(PCDF)

<sup>2</sup>somme des 17 dioxines et des 12 PCB de type dioxine

<sup>3</sup>somme des PCB 28, PCB52, PCB101, PCB138, PCB153 et PCB180

<sup>4</sup>somme du benzo(a)pyrène, benz(a)anthracène, benzo(b)fluoranthène et chrysène

En ce qui concerne la radioactivité, le Règlement (CE) N° 773/2008 impose une valeur maximale de 600 Bq/kg pour le césium 134 et le césium137.

## 2.7.2. Contexte

Les produits alimentaires qui dépassent la teneur maximale légale d'un contaminant ne peuvent pas être commercialisés. Le Règlement (CE) N° 1881/2006 contient en annexe une liste des produits alimentaires, parmi lesquels on retrouve aussi les parties comestibles des poissons, crustacés, céphalopodiers et mollusques. Les teneurs maximales de certaines substances comme les métaux lourds, les PCB, les dioxines et les HAP y sont fixées en fonction des espèces.

Les métaux lourds sont des substances toxiques présentes naturellement ou résultant d'activités industrielles. L'exposition à de trop grandes quantités de ces substances peut provoquer, entre autres, des troubles rénaux (cadmium, mercure), des troubles du système nerveux (plomb, mercure) et des problèmes de développement cérébral chez les nouveau-nés (mercure). L'ingestion de cadmium par voie alimentaire s'avère être la principale source d'absorption de cadmium chez l'homme. Le méthyle mercure est la forme chimique de mercure la plus toxique et il peut représenter plus de 90% de la concentration totale en mercure trouvée dans le poisson et les fruits de mer. Des concentrations élevées peuvent être constatées au niveau des poissons, et principalement au niveau des espèces prédatrices.

Les PCB et les dioxines sont des substances qui peuvent avoir des effets cancérigènes. Elles sont très stables. De par leur caractère lipophile, elles s'accumulent dans la graisse des animaux. Les dioxines sont un produit de dégradation indésirable des processus thermiques et industriels comme la production et la transformation du métal, la combustion des déchets. Les PCB ont été utilisés dans différentes applications industrielles, mais ils sont désormais interdits depuis les années 1980.

Une série d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont toxiques et cancérigènes. Les HAP sont issus de la combustion incomplète de produits organiques et peuvent aboutir dans les produits alimentaires pendant le fumage, le chauffage ou le séchage en cas de contact direct avec les produits de combustion. La pollution marine peut aussi être à l'origine de la présence de HAP dans les poissons et les produits de la pêche.

### 2.7.3. Zone géographique

Les échantillons proviennent des zones partielles du CIEM : la mer du Nord méridionale (27,4c), la Manche orientale (27.7d) et la Manche occidentale (27.7e), toutes situées dans la zone de pêche 27 de la FAO dans la zone de l'Atlantique du Nord-Est.

### 2.7.4. Méthodologie

Le programme de contrôle repose sur une évaluation des risques scientifiquement fondée qui se concrétise par des plans d'inspection et d'échantillonnage annuels actualisés. L'analyse des risques tient compte de l'identification des risques et du niveau d'effet dommageable, du groupe des produits qui risquent d'être contaminés et de l'importance de cette population et de sa contribution à l'ensemble de la contamination de la chaîne alimentaire (Maudoux et al., 2006).

Les échantillonnages ont été effectués dans trois criées belges (Nieuport, Ostende, Zeebrugge). Le tissu musculaire des échantillons frais non transformés a été analysé pour la présence de substances nocives<sup>8</sup>. Les dioxines, telles qu'elles sont visées ici, représentent un groupe de 75 polychlorodibenzo-p-dioxines (PCDD) et 135 polychlorodibenzofurannes (PCDF), dont 17 sont importantes du point de vue toxicologique et ont été analysées. Les polychlorobiphényles (PCB) sont un groupe de 209 congénères qui, en fonction de leurs propriétés toxicologiques, peuvent être divisés en deux groupes: douze congénères possèdent des propriétés toxicologiques similaires aux dioxines et sont donc appelés des PCB de type dioxine. La toxicité des dioxines et des PCB de type dioxine s'expriment en une unité quantifiable appelée l'équivalent toxique (TEQ) défini par l'Organisation mondiale de la santé (OMS) (van den Berg et al., 2006). Les autres PCB ont un autre profil toxicologique et six congénères (28,52,101, 138, 153 en 180) marqueurs de la contamination par les PCB de type non dioxine ont été analysés. Pour les dioxines et les PCB de type dioxine on a procédé à une analyse de screening (type CALUX). En fonction des résultats de cette première analyse, une analyse complète a ensuite été effectuée afin de déterminer le résultat final exprimé en TEQ de l'échantillon. De ce fait, des données quantitatives, exprimé en TEQ, ne sont pas disponibles pour tous les échantillons de ce groupe de substances.

La somme du benzo(a)pyrène, benz(a)anthracène, benzo(b)fluoranthène et chrysène peut être utilisée comme marqueur de la présence des HAP les plus toxiques dans les produits alimentaires (EFSA, 2008). Actuellement, il y a uniquement une teneur maximale pour la somme des 4 HAP et du benzo(a)pyrène dans les mollusques frais. Les autres teneurs maximales s'appliquent aux poissons fumés.

Les résultats d'analyses ont été agrégés par espèce et par contaminant avec indication des valeurs minimales et maximales rencontrées sur la période 2011-2016. Seuls les échantillons de la mer du Nord méridionale et de la Manche ont été retenus.

### 2.7.5. Résultats et tendances

Tableau 2.32 donne un aperçu des résultats d'analyse du plan de contrôle des contaminants chimiques dans le poisson et les produits de la pêche de la mer du Nord et de la Manche sur la période 2011-2016. Les échantillons

<sup>8</sup> <http://www.favv-afscs.fgov.be/laboratoires/methodes/afscs/>

en provenance de la mer du Nord et de la Manche représentent moins de 10% de l'ensemble des échantillons prélevés dans les trois criées belges. Les résultats des analyses des substances pour lesquelles une concentration maximale a été fixée sont illustrés.

Tableau 2.32. Résultats d'analyse des contaminants chimiques dans le poisson et les produits de la pêche de la mer du Nord méridionale et de la Manche sur la période 2011-2016.

Espèce	Contaminant	Valeur (min-max)	Unité	Nombre d'échantillons
poissons à nageoires	Cadmium (Cd)	<0,01	mg/kg	3
	Mercure (Hg)	0,1-0,36	mg/kg	4
	PCB	1,2-4,9	ng/g	4
	dioxines	conforme		4
	Plomb (Pb)	<0,02	mg/kg	3
	dioxines + PCB DL	conforme		4
poissons à nageoires, plie	Cadmium (Cd)	<0,01	mg/kg	5
	Mercure (Hg)	0,061-0,21	mg/kg	5
	PCB	0,21-4,11	ng/g	9
	dioxines	conforme		9
	Plomb (Pb)	<0,02	mg/kg	5
	dioxines + PCB DL	conforme		9
poissons à nageoires, sole	PCB	0,46-0,46	ng/g	2
	dioxines	0,61-0,61	pg/g	2
	dioxines + PCB DL	conforme		2
céphalopodiers, calmar	PCB	1,6	ng/g	1
	dioxines	conforme		2
	dioxines + PCB DL	conforme		2
poissons cartilagineux, requin	PCB	1,2	ng/g	1
	dioxines	conforme		1
	dioxines + PCB DL	conforme		1
poissons cartilagineux, raie	PCB	<1,4	ng/g	4
	dioxines	conforme		7
	dioxines + PCB DL	conforme		5
crustacés, crevette grise	Cadmium (Cd)	0,014	mg/kg	1
	Mercure (Hg)	0,101	mg/kg	1
	PCB	1,2-1,4	ng/g	2
	Plomb (Pb)	0,0067	mg/kg	1
	dioxines + PCB DL	conforme		2
mollusques bivalves, Coquille Saint-Jacques	Benzo[a]pyrène	<0,9	µg/kg	1
	Cadmium (Cd)	0,23-0,36	mg/kg	2
	HAP4	0,9	µg/kg	1
	Mercure (Hg)	0,01-0,011	mg/kg	2
	PCB	1,2-1,2	ng/g	1
	dioxines	conforme		1
	Plomb (Pb)	0,027-0,088	mg/kg	2
	dioxines + PCB DL	conforme		1

Le Tableau 2.33 illustre les résultats pour la radioactivité du césium 134 et 137 à titre d'information supplémentaire. Ces valeurs sont 60 fois inférieures à la valeur maximale de 600 Bq.

*Tableau 2.33. Résultats d'analyse du césium 134 et 137 dans le poisson et les produits de la pêche de la mer du Nord méridionale et de la Manche sur la période 2011-2016.*

<b>Espèce</b>	<b>Contaminant</b>	<b>Valeur (min-max)</b>	<b>Unité</b>	<b>Nombre d'échantillons</b>
Crustacés	Césium 134	<0,9 - <5	Bq/kg	14
	Césium 137	<1 - <5	Bq/kg	14
Pêche	Césium 134	<0,6 - <5	Bq/kg	20
	Césium 137	<0,7 - <6	Bq/kg	20

Pour les substances pour lesquelles une concentration maximale a été fixée, le résultat final de l'ensemble des échantillons est favorable et l'objectif environnemental 2012 est atteint.

### 2.7.6. Conclusions

Aucune analyse effectuée sur les échantillons recueillis dans les criées belges de 2011 jusque 2016 et provenant de la mer du Nord méridionale et de la Manche n'a dépassé les teneurs maximales fixées. Ce résultat est conforme aux résultats précédents. Il convient de remarquer que la norme relative à la concentration de mercure dans le poisson est 20 à 40 fois plus élevée que la NQE définie dans les biotes dans le cadre de la DCE.

Étant donné que les zones de prélèvement des différents échantillons représentent une combinaison de zones partielles du CIEM, les résultats ont été agrégés sur l'ensemble de ces trois zones partielles du CIEM. Des informations sur les espèces n'étaient pas toujours disponibles et de ce fait les résultats ont également été présentés à un niveau taxonomique supérieur.

### 2.7.7. Aspects qualitatifs

Les résultats sont issus du programme de contrôle opérationnel de l'AFSCA. L'AFSCA travaille avec ses propres laboratoires, environ 60 laboratoires externes agréés par l'AFSCA et des laboratoires de référence qui font office de 'centre d'excellence'. Vous trouverez plus d'informations à ce sujet sur le site Web de l'AFSCA. Le nombre des contrôles repose sur une analyse des risques effectuée dans la chaîne alimentaire belge conformément au Règlement (CE) N° 882/2004. Les échantillons en provenance de la zone de capture qui comprend la PBMN ont représenté moins de 10% des échantillons.

### 2.7.8. Données

Les données et métadonnées sont disponibles au BMDC ([www.bmdc.be](http://www.bmdc.be)).

### 2.7.9. **Références**

- EFSA (2008). Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain on a request from the European Commission on Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Food. The EFSA Journal (2008) 724, 1-114.
- Martin van den Berg et al. (2006). The 2005 World Health Organization Re-evaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-like Compounds. Toxicological Sciences 93(2), 223-241 (2006).
- Maudoux J.P., Saegerman C., Rettigner C., Houins G., Van Huffel X. & Berkvens D. (2006). Food safety surveillance through a risk based control programma: Approach employed by the Belgian Federal Agency for the Safety of the Food Chain. Veterinary Quarterly 2006, 28(4): 140-154.

## 2.8. Déchets (D10)

Les termes « déchets marins errants » font référence à toutes les matières solides difficilement dégradables, produites ou transformées par l'homme, intentionnellement mises au rebut ou abandonnées accidentellement et qui aboutissent ainsi directement, ou via les fleuves et les canaux, dans le milieu côtier et marin. Ces déchets peuvent donc provenir aussi bien de la terre ferme que de la mer et comprennent différentes catégories entre autres les plastiques, le métal, le verre, le caoutchouc ou la céramique. Le plus gros volume est celui représenté par les plastiques : jusqu'à 80% de l'ensemble des déchets présents dans nos océans. Chaque année, plus de 8 millions de tonnes de plastique finissent dans les océans (UN Environment, 2017). Rien que dans la mer du Nord, on estime que chaque année 20 000 tonnes de déchets y sont jetées (Holm 2004). Par approximation, la part des plastiques dans ces déchets est estimée à 75% (OSPAR 2007).

Aujourd'hui, on rencontre des déchets dans tous les compartiments de l'écosystème marin, ce qui s'avère nocif pour l'écosystème marin. Les organismes marins peuvent avaler ces déchets ou s'étouffer avec, ce qui peut entraîner des blessures ou la mort.

En ce qui concerne les déchets échoués, les déchets présents sur le fond marin et les déchets avalés par les animaux marins, des objectifs ont été proposés dans le cadre de l'évaluation du bon état écologique. Cet objectif est défini comme 'Les propriétés et les quantités de déchets marins ne provoquent pas de dommages au milieu côtier et marin'.

Holm N. (2004). Reduce marine litter: Save the North Sea project results. Alterra: The Netherlands. 17 pp.

OSPAR (2007). Monitoring of marine litter on beaches in the OSPAR region. OSPAR Commission. 75 pp.

### 2.8.1. Déchets sauvages échoués

Francis Kerckhof et Karien De Cauwer

Il n'y a pas de réduction notable des quantités totales de déchets sur les plages étudiées, et ni à l'échelle de la mer du Nord méridionale. La quantité totale de déchets sur les plages fluctue énormément en raison des variations importantes au niveau de l'échouage des déchets (en fonction de la météo) et de l'abandon de déchets (lié aux saisons). En moyenne, sur la période 2012-2016 et deux plages de référence, 137 objets ont été retrouvés par 100 m – et sur une période de surveillance précédente (2002-2006) en moyenne 120 objets avaient été trouvés. Le plastique est la matière la plus présente dans les déchets (environ 80%).

#### 2.8.1.1. Introduction

OSPAR a pour objectif de réduire significativement la quantité des déchets marins errants et de la ramener à des quantités qui ne sont plus dommageables pour l'écosystème. La quantité de plastique échoué sur les plages est utilisée par OSPAR comme base de l'évaluation de la quantité de plastique qui flotte en mer (OSPAR, 2017).

Les objectifs environnementaux sont les suivants :

- Tendance négative au niveau de l'évolution annuelle des quantités de déchets rejetés qui peuvent porter préjudice à la vie marine et aux habitats marins, conformément aux directives relatives au

Contrôle des débris sur les plages (OSPAR Beach Litter Monitoring dans les milieux marins - 2010).

- Une diminution générale du nombre total des déchets marins visibles sur les côtes d'ici 2020 (p. ex. sur la base d'une moyenne sur cinq ans).

#### 2.8.1.2. Contexte

Les déchets éparpillés sur les plages ont un impact économique et écologique considérable. Les plages deviennent moins attrayantes pour le tourisme côtier et de nombreux organismes subissent des conséquences négatives liées surtout aux déchets de plastique. La quantité de plastique qui échoue sur les plages est utilisée pour mesurer le bon état écologique.

#### 2.8.1.3. Zone géographique

Les données sont rassemblées le long de la côte belge (voir Figure 2.32).

#### 2.8.1.4. Méthodologie

Depuis l'hiver 2012, quatre fois par an (une fois par saison), on ramasse les déchets errants sur deux plages de référence sélectionnées (Oostende Halve Maan et Oostende Raversijde). Ce ramassage est effectué à la marée d'équinoxe et au niveau de ligne de basse mer. Le nombre d'items (déchets) sauvages est noté sur des feuilles de surveillance et regroupé dans des catégories prédéfinies conformément au '*Guideline for Monitoring Marine Litter on the Beaches in the OSPAR maritime area*' (OSPAR, 2010) reconnu au niveau international. Ces données sont introduites en ligne dans la base de données Beach litter d'OSPAR.

En raison des nombreuses activités déployées sur la plage, par exemple le remblayage hydraulique avec du sable et les autres travaux d'entretien, plusieurs surveillances n'ont pas pu être effectuées aux moments prévus et plusieurs surveillances ont ensuite été effectuées sur la même saison. Au total jusque janvier 2017 compris, 40 surveillances ont été effectuées, 22 sur la plage d'Oostende Halve Maan et 18 sur la plage de Raversijde.

Depuis janvier 2017, de nombreux volontaires ramassent de manière organisée ou pas, continue ou pas et non coordonnée les déchets sauvages qui jonchent les plages, ce qui ne permet plus de disposer de données fiables. De plus, ce travail de surveillance est également régulièrement perturbé par les travaux de rechargement, de nivellement ou de remblayage des plages dans le cadre desquels on utilise pratiquement toujours du matériel lourd comme des bulldozers et des bennes qui modifient la morphologie de la plage. En tout cas, il n'a plus été possible de comparer les données recueillies après 2017 avec les données recueillies avant janvier 2017, époque à laquelle il y avait nettement moins d'interférences.

Entre 2002 et 2006, les déchets sauvages ont fait l'objet d'une étude saisonnière sur deux plages belges – Ostende et Coxyde – dans le cadre du projet pilote OSPAR *Monitoring Marine Beach Litter*. Pendant les campagnes de mesure OSPAR, ce ne sont pas moins d'environ 120 objets en moyenne qui ont été ramassés par 100 m de plage durant la période de référence, avec un pic de 4 340 objets durant l'hiver 2003–2004. Les données de la période 2002–2006 montrent de très grandes variations et n'ont pas permis de dégager de tendance (André et al., 2010).

En raison du manque de données pour la période 2007-2011, de l'écart important entre les données et d'une frontière de référence commune, une analyse se limite à comparer les données de la période 2002-2006 à celles de la plage 20012-2016 pour la plage d'Ostende.

Tableau 2.34. Aperçu du nombre de surveillances effectuées par plage par saison. Après 2017, les nombres sont mis entre parenthèses parce qu'ils ne peuvent plus servir aux analyses.

	Oostende Halve Maan				Raversijde			
	hiver	printemps	été	automne)	hiver	printemps	été	automne)
2012	1	2	0	1	1	0	0	1
2013	1	1	1	1	0	1	2	1
2014	1	1	1	1	1	0	1	1
2015	1	1	1	1	2	1	1	1
2016	1	1	2	1	1	1	1	0
2017	1	(1)		(1)	1		(1)	

#### 2.8.1.5. Résultats et tendances

Les résultats des deux plages sont représentés ensemble dans les graphiques (Figure 2.59 à Figure 2.61).



Figure 2.59. Nombre moyen d'objets/ 100 m par saison et par an pour les plages belges (Oostende Halve Maan, Raversijde) entre le 01-01-2012 et 31-01-2017 (Source : OSPAR, données: IRSNB).

- Le nombre d'objets varie fortement (de 22 à 282/100 m). Les fluctuations sont dues, en partie, aux conditions météorologiques. En moyenne, 137 objets ont été ramassés sur la période 2012-2016.
- Sur la période entre 2002 et 2006, en moyenne, 120 objets ont été retrouvés sur deux plages (Oostende,

Koksijde).

- L'ensemble de données montre de fortes fluctuations et est trop limité pour déterminer une tendance. Sur la plage d'Ostende, avec des enquêtes sur les deux périodes, une moyenne de 162 objets a été dénombrée sur la période 2002-2006 et de 142 sur la période 2012-2016. Les résultats des deux périodes ne sont pas significativement différents (basé sur le test U de Mann Whitney).

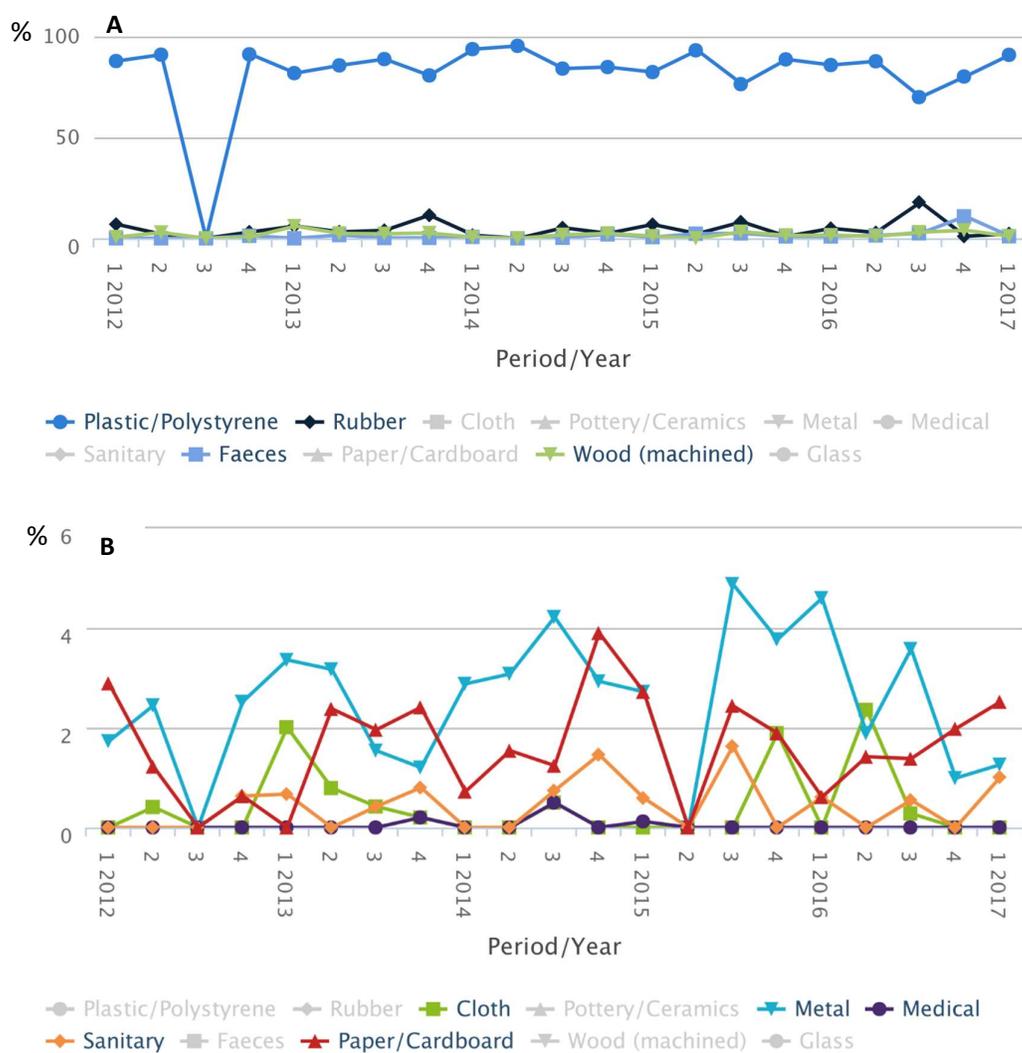


Figure 2.60. Types de matériaux (%) par saison et par an pour les plages belges (Ostende Halve Maan, Raversijde) entre le 01-01-2012 et 31-01-2017. A (ci-dessus): types avec occurrence jusqu'à plus de 5%; B (en bas): types avec une occurrence inférieure à 5% (avec poterie / céramique: 0%) (Source: OSPAR). (Source : OSPAR, données: IRSNB).

- Le plastique constitue le matériau le plus souvent retrouvé (en moyenne 86,3% avec une variation entre 76 et 95%) et au cours d'une surveillance précédente il représentait autour de 80% (André et al., 2010).
- On a aussi régulièrement trouvé du papier et du carton, du caoutchouc, du bois, du métal et du verre. Les déchets de bois transformé (planches, palettes) peuvent parfois être nombreux et ils ont même une fois atteint 17%.

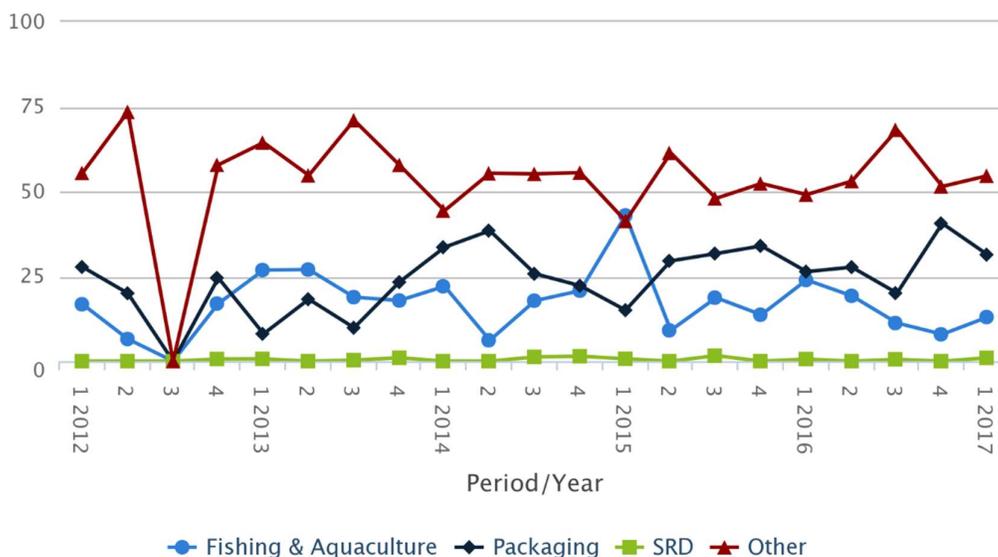


Figure 2.61. Source des déchets (%) par saison et par an pour les plages belges (Ostende Halve Maan, Raversijde) entre 2012 et 2017 (Source : OSPAR, données: IRSNB).

Il est difficile d'identifier une source étant donné que dans la majorité des cas un objet peut provenir de différentes sources. Une bouteille en plastique peut aussi bien provenir d'un bateau que de visiteurs sur la plage. Pour cette raison, la catégorie « autres » est toujours la catégorie qui affiche les chiffres les plus élevés. Une série d'objets peut néanmoins être attribuée à une source précise et dans ce cas, la pêche et l'aquaculture et les emballages sont les deux catégories génératrices de déchets suivantes.

Une analyse à grande échelle des déchets errants sur les plages, à savoir au niveau de la mer du Nord méridionale a été effectuée par OSPAR (OSPAR, 2017). En ce qui concerne la mer du Nord méridionale, seule la catégorie 'papier/carton (y compris les mégots de cigarettes)' a enregistré une baisse significative. Cette catégorie n'a toutefois été rencontrée qu'une seule fois dans le top 15 des objets les plus enregistrées dans la région.

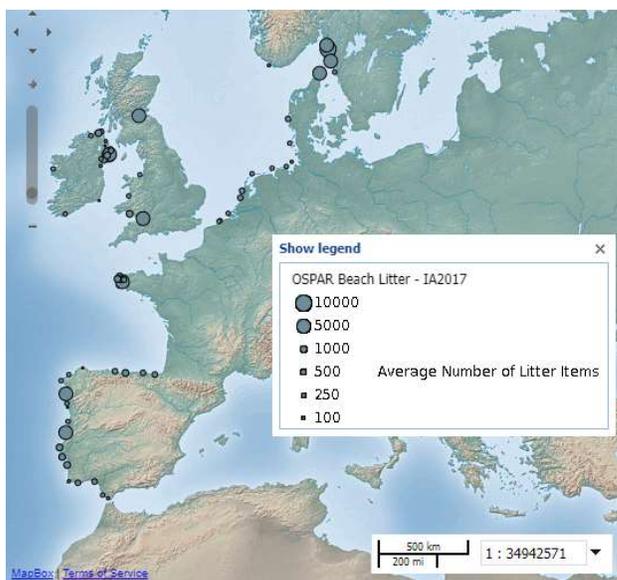


Figure 2.62. Nombre moyen de déchets par 100 m sur la période 2014-2015 (Source : OSPAR).

Sur la période 2014–2015, dans la mer du Nord méridionale, la moyenne et la médiane ont été de respectivement 430 et 311 objets par 100 m. Sur les parcours de surveillance, le plastique a représenté 90% de l'ensemble des déchets enregistrés. Le plastique et des morceaux de polystyrène, des filets et des cordes ainsi que des couvercles ont constitué la majeure partie des items (déchets) enregistrés. La prévalence moyenne des items (déchets) a été similaire aux différents endroits de surveillance dans la mer du Nord méridionale, les mers Celtiques, le golfe de Gascogne/la côte ibérique, mais elle a été supérieure dans la mer du Nord septentrionale et principalement dans la zone du Skagerrak (voir Figure 2.62).

#### 2.8.1.6. Conclusions

La quantité des déchets sauvages retrouvés sur les deux plages belges ne diminue pas et leur composition reste la même. Aucune tendance n'a pu, non plus, être dégagée au niveau des différentes zones de la mer du Nord méridionale et le plastique constitue la grande majorité des déchets.

En raison de la modification de la situation sur les plages, il n'est plus utile d'effectuer des surveillances étant donné que les données ne peuvent plus être comparées avec celles des surveillances précédentes et qu'on ne peut pas dégager de tendance fiable. Il sera examiné comment aborder ce problème à l'avenir.

#### 2.8.1.7. Aspects qualitatifs

La surveillance et le traitement des données sont effectués conformément aux directives OSPAR. Les surveillances étaient généralement effectuées par la même personne et de la même manière. En 2012, 2 campagnes ont été effectuées par quelqu'un d'autre.

#### 2.8.1.8. Données

Les données et les métadonnées sont disponibles dans la base de données Marine litter d'OSPAR et au BMDC ([www.bmdc.be](http://www.bmdc.be)).

#### 2.8.1.9. Références

André, F.; Bourdeau, P.; Chemay, F.; De Vreese, R.; d'Ieteren, E.; Hens, L.; Moreau, R.; Vanhoutte, H. (2010). Federaal milieurapport 2004-2008: Finaal rapport. Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu: Brussel. 548 pp.

OSPAR (2017). <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/pressures-human-activities/marine-litter/beach-litter/>

OSPAR (2010). Guideline for Monitoring Marine Litter on the Beaches in the OSPAR maritime area (Richtsnoeren voor het monitoren van zwerfvuil op de stranden binnen de OSPAR maritieme zone): [https://www.ospar.org/ospar-data/10-02e\\_beachlitter%20guideline\\_english%20only.pdf](https://www.ospar.org/ospar-data/10-02e_beachlitter%20guideline_english%20only.pdf)

## 2.8.2. Déchets sur le fond marin

Bavo De Witte, Lisa Devriese, Loes Vandecasteele et Kris Hostens

Étant donné la grande variation au niveau des quantités de déchets présentes, aussi bien dans le temps que dans l'espace, et la durée encore limitée de la surveillance des déchets, l'analyse de tendance sur les déchets marins sur le fond marin n'est pas encore pertinente. Sur la base des traits BTS de 2012 à 2014, un nombre relatif moyen de  $126 \pm 67$  items (déchets) /km<sup>2</sup> ont été retrouvés sur le fond de la PBMN. Il ressort de l'étude sur les déchets dans la zone côtière (2013-2016) que plus de 90% des déchets sont constitués de déchets plastiques.

### 2.8.2.1. Introduction

Pour atteindre le bon état écologique, ces déchets doivent montrer une tendance à la baisse au niveau de la quantité annuelle des déchets repêchés.

De 2012 à 2014, des données ont été recueillies sur la quantité de déchets marins dans l'ensemble de la zone OSPAR, et cela dans le cadre, d'une part de l'IBTS (international bottom trawl survey), et d'autre part de la BTS (beam trawl survey). Ces deux études utilisent des types de filet différents, ce qui ne permet pas de comparaison directe. OSPAR a utilisé les données de l'IBTS pour procéder à une évaluation intermédiaire sur la base des données fournies par l'Allemagne, le Danemark, l'Espagne, la France, les Pays-Bas, la Suède et le Royaume-Uni (OSPAR 2017a). Les données belges sur les déchets marins sont recueillies depuis 2012 conformément aux normes OSPAR dans le cadre de la partie belge du programme BTS. D'autres pays de la mer du Nord (Allemagne Pays-Bas) ont également recueilli des données de manière similaire concernant les déchets marins dans le cadre de leurs campagnes BTS (WGBEAM Manual, ICES 2017). Étant donné la grande variabilité de la quantité des déchets marins entre les différents traits et les séries chronologiques limitées, on n'a pas pu, jusqu'à présent, procéder à une analyse des tendances pertinentes et les données ne sont utilisées que pour décrire la situation actuelle.

De plus, outre les données issues de la campagne BTS-pêche, depuis 2011 déjà, des données sur les déchets marins sur le fond marin sont recueillies dans le cadre du programme de surveillance de l'état du milieu marin à proximité des sites de déversement des matériaux de dragage dans la PBMN. Une nouvelle fois, en raison de l'utilisation de différents engins de pêche, et plus particulièrement d'une différence au niveau de la taille des mailles des filets, les données issues du programme de surveillance des sites de déversement des déblais de dragage ne sont pas directement comparables aux données issues de la campagne BTS-pêche.

### 2.8.2.2. Contexte

Les déchets marins peuvent recouvrir ou endommager le fond marin, ce qui s'avère défavorable aux organismes benthiques, mais peut aussi influencer divers processus géochimiques. En outre les déchets peuvent également s'avérer un vecteur de contamination chimique, ou d'introduction d'espèces invasives et de micro-organismes pathogènes potentiels (OSPAR, 2017b). Les déchets sur le fond marin constituent donc une forme importante de

pollution et ont donc été repris en tant qu'indicateur dans le volet des déchets marins.

### 2.8.2.3. Zone géographique

Les déchets marins ramassés dans le cadre de la campagne BTS-pêche donnent une image de la quantité des déchets présents sur le fond marin dans la PBMN. Les déchets marins ramassés des traits de référence de la campagne de surveillance à proximité des sites de déversement des matériaux de dragage donnent surtout une idée de la présence des déchets marins dans la zone côtière belge. Les sites d'échantillonnage respectifs sont illustrés dans la Figure 2.63.

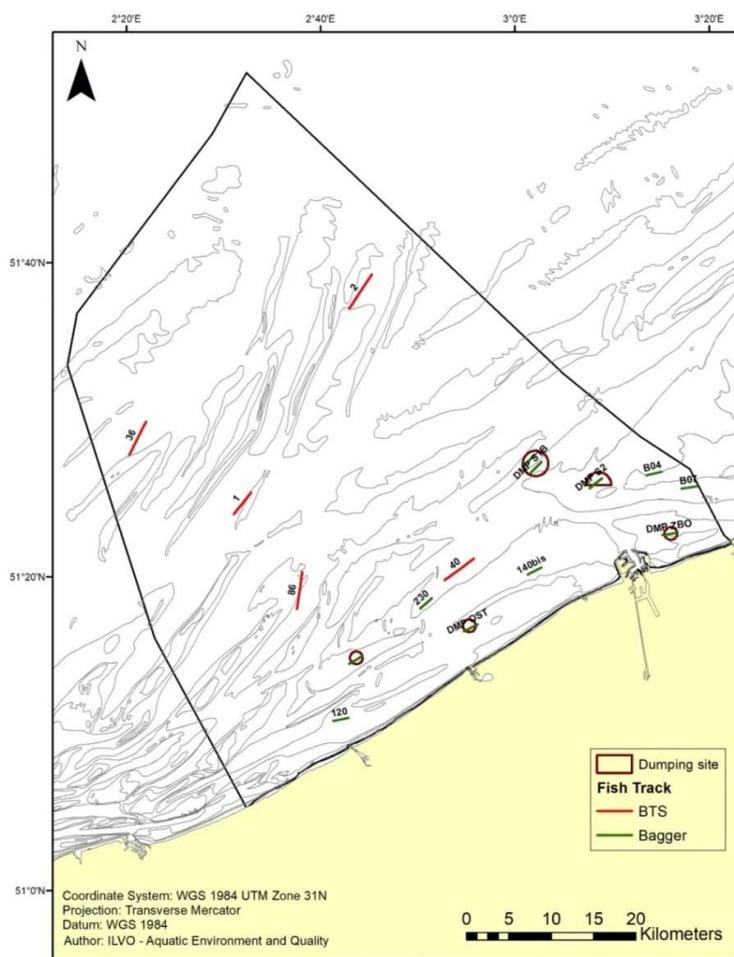


Figure 2.63. Localisations des traits effectués par le chalut RV Belgica utilisé pour l'étude des déchets marins sur le fond marin dans la PBMN; rouge: traits BTS ; vert: traits de surveillance des activités de dragage.

### 2.8.2.4. Méthodologie

Les données sur les déchets marins présents sur le fond marin ont été recueillies conformément aux directives OSPAR et DCSSM (OSPAR, 2017b; JRC, 2013) dans le cadre de deux missions de surveillance : d'une part dans le cadre de la campagne BTS annuelle effectuée avec le RV Belgica (août - septembre), en utilisant un chalut à

perche de 4 m d'une longueur de trait de 2 milles nautiques ; et d'autre part l'étude de surveillance semestrielle des sites de déversement des déblais de dragage dans la PBMN (mars et septembre/octobre), également avec le RV Belgica, à l'aide d'un chalut à crevette de 8 m et une longueur de trait d'1 mille nautique. La taille des mailles dans le fond du filet utilisé pour la campagne BTS-pêche est de 40 mm (étendues), mais de 20 mm seulement pour la campagne de surveillance des sites de déversement des matériaux de dragage, ce qui a un impact sur la quantité des déchets de petite taille pris dans le filet. De ce fait, il n'est pas possible de procéder à une comparaison directe des données entre les deux types d'étude.

Pour cartographier la quantité de déchets marins sur le fond marin, on s'est servi de la quantité de déchets marins par trait. On fait une distinction entre six catégories de déchets OSPAR : le plastique, le métal, le caoutchouc, le verre et la céramique, les produits naturels (par exemple, le papier, la corde, le bois travaillé) et autres. Les items (déchets) sont comptés par trait et subdivisés par type (par exemple, les bouteilles, les feuilles, les couvercles,...) et par couleur. Dans ce rapport, les résultats sont calculés en nombre d'items au km<sup>2</sup>. Ce calcul a été effectué en convertissant le nombre d'items par trait de chalut, en tenant compte de la largeur du chalutier (engin) et de la longueur du trait. Aussi bien pour les déchets collectés dans le cadre de la campagne BTS que dans le cadre de la campagne de surveillance des sites de déversement des déblais de dragage, cela correspond à environ 0,015 km<sup>2</sup> par trait de chalut.

#### 2.8.2.5. Résultats et tendances

Pour de la mesure de la quantité de déchets marins dans les traits BTS effectués dans la PBMN (2012-2014) on a retrouvé en moyenne,  $126 \pm 67$  items/km<sup>2</sup> allant de  $67 \pm 67$  items pour la localisation du trait 40 à  $202 \pm 67$  items pour la localisation du trait 1. Les items (déchets) se classent dans les catégories plastiques, métal, caoutchouc et verre/céramique (Figure 2.64). Il est également frappant de constater qu'on n'a pas retrouvé de métal ou de verre/céramique dans la zone côtière. A l'exception d'un seul trait (localisation 40) on a retrouvé des items aussi bien de plastique que de caoutchouc dans tous les traits BTS.

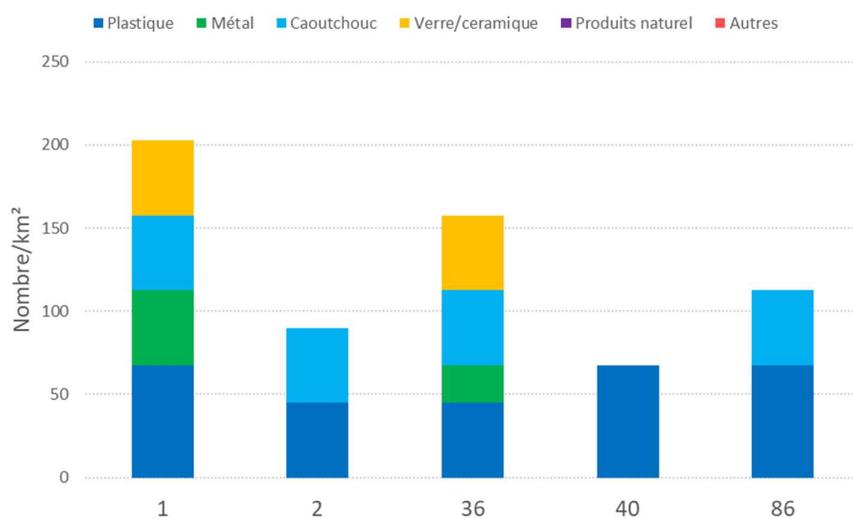


Figure 2.64. Nombre moyen d'items (déchets)/km<sup>2</sup> dans les traits BTS respectifs dans la PBMN (données 2012-2014).

Dans le Tableau 2.35, le nombre relatif d'items (déchets)/km<sup>2</sup> de la PBMN est comparé aux autres domaines de la mer du Nord. Ces données sont rassemblées par le Pays-Bas et l'Allemagne dans le cadre de leur surveillance BTS et ont été extraites de Datras (ICES DATRAS, 2018). En comparaison avec les autres domaines de la mer du Nord, on compte en Belgique un nombre comparable ou plus bas d'items déchets/km<sup>2</sup>. Les valeurs les plus hautes sont observées dans la partie nord de la mer du Nord. C'est remarquable car les résultats de l'évaluation intérimaire OSPAR basée sur des traits IBTS donnent un gradient inverse (OSPAR, 2017a). Sur base des données des traits IBTS exécutés par l'Allemagne, le Danemark, l'Espagne, la France, les Pays-Bas, la Suède et le Royaume-Uni, un gradient nord-sud a été établi avec le plus faible niveau de pollution au nord de la mer du Nord, plus de pollution au sud de la mer du Nord et les mers Celtiques et le plus haute niveau de pollution dans le Golfe de Gascogne (Figure 2.66).

Tableau 2.35. Nombre relatif d'items (déchets)/km<sup>2</sup> dans la mer du Nord, mesuré dans le cadre des traits BTS (données 2012-2014) (ICES DATRAS, 2018).

Zone économique exclusive	Items (déchets) /km <sup>2</sup>
Norvège	215
Danemark	161
Angleterre	140
Allemagne	140
Pays-Bas	141
Belgique	126

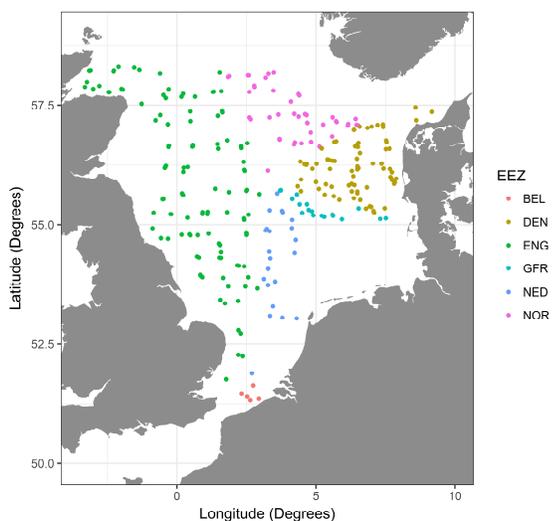


Figure 2.65. Localisations des traits BTS utilisées pour la recherche sur les déchets marins sur le fond marin dans la mer du Nord (ICES DATRAS, 2018).

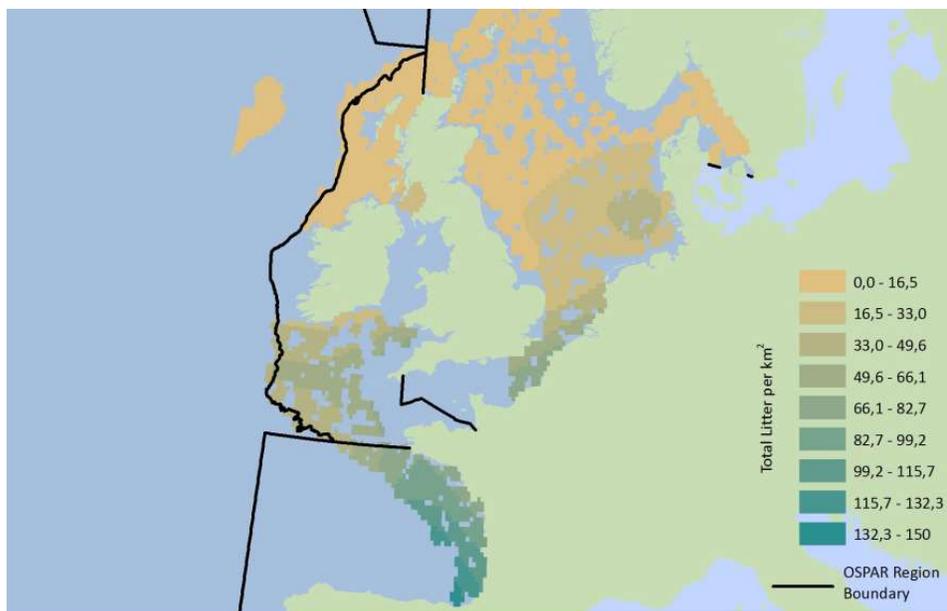


Figure 2.66. Nombre relatif d'items (déchet)/km<sup>2</sup> sur le fond marin dans la mer du Nord, les mers Celtiques et le golfe de Gascogne (2012-2014) sur la base de données IBTS (OSPAR, 2017b).

La Figure 2.57 illustre le nombre d'items (déchet)/km<sup>2</sup> sur la base de la surveillance des sites de déversement des déblais de dragage dans la PBMN (Lauwaert et al., 2016). Il ya 5 sites de référence répartis sur la zone côtière belge: 120, 230, 140bis, B04 et B07. Le nombre de déchets a varié dans ces catégories de référence de 330 ± 140 à 780 ± 590 articles par km<sup>2</sup>. Dans tous ces câbles, le plastique était la catégorie de déchets prédominante (88-96%). En outre, il était frappant d'observer un nombre beaucoup plus élevé de déchets dans les sites de déversement des boues de dragage Zeebrugge Oost et Ostende situés à proximité, pour atteindre 4100 ± 6500 articles par km<sup>2</sup>. Ceci n'est probablement pas seulement un effet du rejet de boues de dragage, mais aussi des processus de sédimentation dans ces zones (Fettweis et al., 2009). Cela indique également la grande variabilité de la distribution des déchets sur le PBMN.

Le nombre d'items (déchet) retrouvés sur les sites de référence de l'étude de surveillance des déblais de dragage semble nettement plus élevé que dans les traits de la campagne BTS-pêche dans la PBMN. Cela peut s'expliquer par le fait que ces sites se situent tous dans la zone située à proximité de la côte, mais aussi et surtout par ce qu'on y pêche avec des largeurs de mailles plus petites, ce qui permet de repêcher des déchets plus petits. De ce fait, il n'est pas possible de comparer directement les deux études entre elles.

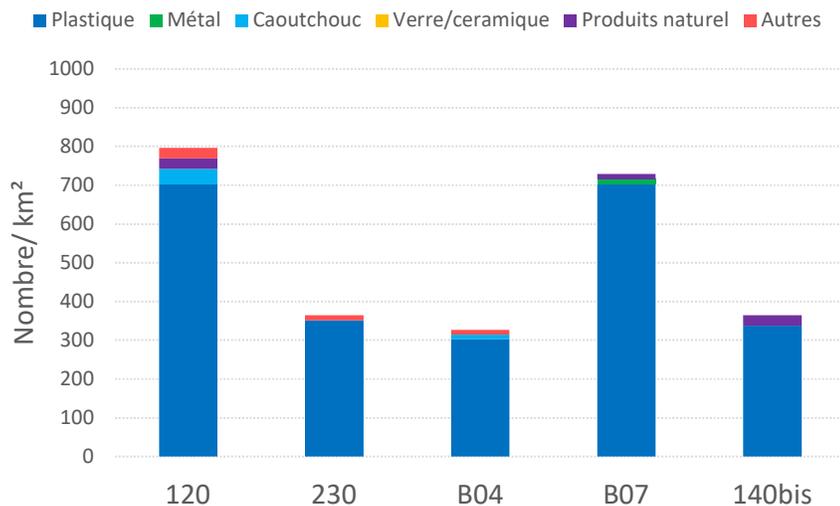


Figure 2.67. Nombre moyen d'items (déchets) /km<sup>2</sup> sur les sites de référence de l'étude de surveillance des déblais de dragage (données 2013-2016).

#### 2.8.2.6. Conclusions

Sur la base des données disponibles sur les déchets marins présents sur le fond marin dans la PBMN, on ne peut pas déduire s'il y a une tendance à la hausse ou à la baisse dans les quantités de déchets présents sur le fond marin. Pour cela, les séries chronologiques sont encore trop limitées et la variation des données trop importante. De même, dans la zone OSPAR, la nécessité de disposer de plus de stations d'échantillonnage et de séries chronologiques plus longues est considérée comme essentielle pour pouvoir observer les tendances significatives des données sur les déchets (OSPAR, 2017a).

La mesure de la quantité de déchets présents dans les traits BTS montre qu'on retrouve dans la PBMN  $126 \pm 67$  items (déchets) par km<sup>2</sup>. Dans la mer du Nord septentrionale, on retrouve des valeurs comparables, voire supérieures. Cela, contrairement aux résultats des campagnes IBTS qui ont montré des valeurs en augmentation du nord vers le sud. Ces données contradictoires sont peut-être dues à la grande variation des données sur les déchets entre les différents traits individuels et le fait que leur déclaration n'est pas (encore) tout à fait uniformisée au niveau des différents pays de la mer du Nord.

Sur la base de l'étude de surveillance des déblais de dragage, effectuée à l'aide d'un chalut à perche équipé de filets de petite taille, on peut conclure que plus de 90% des déchets retrouvés dans la zone côtière belge sont constitués de plastique, avec une moyenne de  $330 \pm 140$  items en plastique par km<sup>2</sup> sur les sites de référence du PBMN.

La Belgique a pris conscience de la problématique de la présence de déchets et de microplastiques dans les milieux marins et autres milieux aquatiques (Devriese et al., 2016; Devriese en Janssen, 2017). Ces notes

d'information envisagent à la fois l'extension des programmes existants de surveillance à long terme du milieu marin et la mise en place d'un programme de surveillance des cours d'eau belges pour ainsi pouvoir étudier plus systématiquement les sources, la présence, le comportement et les effets des déchets et des microplastiques. Cela comprend également l'élaboration d'un cadre d'évaluation des risques et des techniques et modèles nécessaires pour évaluer les risques pour l'homme et pour l'environnement.

#### 2.8.2.7. Aspects qualitatifs

Tous les déchets marins ont été recueillis à partir des traits effectués par le chalut à perche conformément aux directives OSPAR et DCSMM. (OSPAR, 2017a; JRC, 2013).

#### 2.8.2.8. Données

Les données et les métadonnées allemandes et néerlandaises sur les déchets marins sur le fond de la mer du Nord, recueillies dans le cadre de la campagne BTS-pêche, sont disponibles dans DATRAS. (Database of Trawl Surveys), une base de données en ligne du CIEM ([https://datras.ices.dk/Data\\_products/ReportingFormat.aspx](https://datras.ices.dk/Data_products/ReportingFormat.aspx)). Les données belges recueillies dans le cadre de la campagne BTS-pêche seront également disponibles à cet endroit à terme, mais pour l'instant elles ne le sont encore que sur demande. Les données rassemblées dans le cadre des campagnes IBTS ont été traitées dans le cadre de l'évaluation intermédiaire d'OSPAR (OSPAR, 2017a). Les données et les métadonnées recueillies dans le cadre de la surveillance des boues de dragage sont disponibles sur demande.

#### 2.8.2.9. Références

- Devriese L., Hostens K., De Witte B., Robbens J., Polet H. (2016). Beleidsinformerende Nota: Zwerfvuil en (micro)plastics in de Noordzee. ILVO Beleidsinformerende nota's, Oostende, 16 pp.
- Devriese, L. I. en Janssen, C. R. (2017). Beleidsinformerende Nota: Overzicht van het onderzoekslandschap en de wetenschappelijke informatie inzake marien zwerfvuil en microplastics in Vlaanderen. VLIZ Beleidsinformerende nota's BIN 2017\_001. Oostende. 26 pp
- Fettweis, M., Houziaux, J.-S., Du Four, I., Van Lancker, V., Baeteman, C., Mathys, M., Van Den Eynde, D., Francken, F., Wartel, S., 2009. Long-term influence of maritime access works on the distribution of cohesive sediments: analysis of historical and recent data from the Belgian nearshore area (southern North Sea). *Geo-Marine Letters*, 29, 321-330.
- Galgani, F., Hanke, G., Werner, S., Oosterbaan, L., Nilsson, P., Fleet, D., Kinsey, S., Thompson, R.C., Van Franeker, J., Vlachogianni, T., Scoullou, M., Veiga, J.M., Palatinus, A., Matiddi, M., Maes, T., Korpinen, S., Budzjak, A., Leslie, H., Gago, J., Liebezeit, G., 2013. Monitoring guidance for marine litter in European seas. MSFD GES Technical subgroup on marine litter (TSG-ML). Draft report, 120.
- ICES Datras, 2018. Database of Trawl Surveys (DATRAS), Extraction 11 January 2018 of Beam Trawl Survey (BTS). ICES, Copenhagen
- ICES, 2017. Manual for the Offshore Beam Trawl Surveys, Revision 3.0, June 2014, Working Group on Beam Trawl Surveys. 26 pp.
- JRC, 2013. Guidance on monitoring of marine litter in European seas. JRC Scientific and policy reports. MSFD technical subgroup on marine litter, 128p.

- Lauwaert, B., De Witte, B., Devriese, L., Fettweis, M., Martens, C., Timmermans, S., Van Hoey, G., Vanlede, J., 2016. Synthesis report on the effects of dredged material dumping on the marine environment (licensing period 2012-2016). RBINS-ILVO-AMT-AMCS-FHR report BL/2016/09, 107p.
- OSPAR, 2017a. Composition and spatial distribution of litter on the seafloor. OSPAR intermediate assessment 2017, OSPAR commission, [www.ospar.org/assessments](http://www.ospar.org/assessments).
- OSPAR, 2017b. CEMP guidelines on litter on the seafloor. OSPAR Agreement 2017-006, OSPAR commission, 11p.
- UN Environment, 2017. UN declares war on ocean plastic. Press release, 23 February 2017.

### 2.8.3. Déchets retrouvés dans l'estomac du fulmar boréal

Eric Stienen et Hilbran Verstraete

Dans toutes les régions OSPAR étudiées, donc aussi dans la partie sud-est de la mer du Nord à laquelle appartient la Belgique, le pourcentage de fulmars boréaux dont l'estomac contient plus de 0,1 g de plastique a été équivalent ou supérieur à 50% et ce pourcentage est stable depuis au moins 2004. Le bon état écologique est donc encore loin d'être en vue. En Belgique, on a retrouvé trop peu d'oiseaux pour permettre une analyse solide au niveau national, mais ici aussi, 52% des estomacs étudiés contenaient plus de 0,1 g de plastique.

#### 2.8.3.1. Introduction

OSPAR a pour objectif de réduire significativement la quantité des déchets errants marins à des quantités qui ne sont plus dommageables pour l'écosystème. La quantité de plastique avalé par les organismes marins comme le fulmar boréal (*Fulmarus glacialis*) est utilisée par OSPAR comme instrument de mesure de la quantité de plastique qui flotte sur la mer (OSPAR 2017).

Cet indicateur repose sur l'ancien Ecological Quality Objective (EcoQO) OSPAR. L'objectif d'un bon état écologique repris dans les objectifs environnementaux belges est que les estomacs de moins de 10% des oiseaux trouvés contiennent plus de 0,1 g de plastique. Le ramassage des oiseaux morts dans les différents états membres, dans le cadre duquel on ramasse aussi bien les fulmars boréaux échoués que les oiseaux abattus. (Dans certains pays ou zones, les fulmars boréaux sont abattus pour la consommation, cela ne se passe jamais à des fins de recherche scientifique.) La dissection des cadavres retrouvés en Belgique se fait dans le cadre d'ateliers internationaux. L'analyse du contenu de leur estomac est effectuée par Imares, Pays-Bas.

#### 2.8.3.2. Contexte

Le fulmar boréal est présent en abondance dans toutes les régions OSPAR et donc aussi en Belgique. Ces oiseaux se nourrissent de toutes sortes de petits organismes qu'ils ramassent à la surface de l'eau. De par ce mode de vie, ils absorbent des particules de plastique qui flottent sur l'eau. Actuellement, quasi tous les individus de cette population ont du plastique dans l'estomac.

#### 2.8.3.3. Zone géographique

Les oiseaux étudiés ont été trouvés le long des côtes sur l'ensemble de la région de la mer du Nord, de la Manche et du Kattegat. Pour l'analyse, les données ont été regroupées en 5 régions géographiques (Figure 2.68). Les données belges concernent la partie sud-est de la mer du Nord.

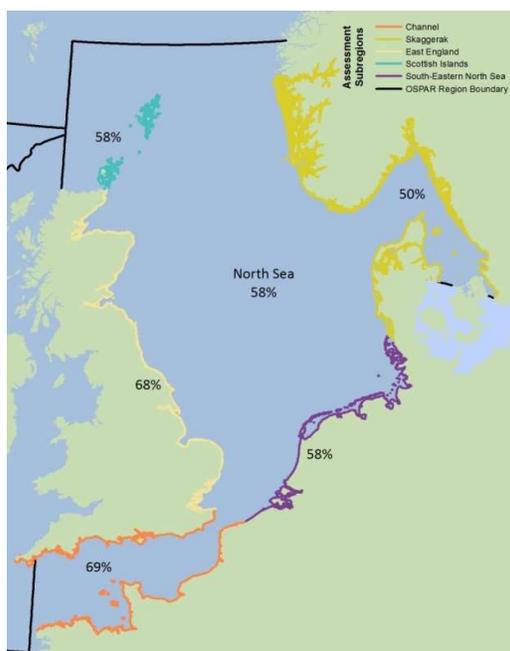


Figure 2.68. Subdivision des données entre 5 régions (reprises d'OSPAR 2017). Pour chaque région, la figure illustre le pourcentage moyen de fulmars boréaux retrouvés avec plus de 0,1 g de plastique dans l'estomac sur la période 2010-2014.

#### 2.8.3.4. Méthodologie

Les cadavres du fulmar boréal ont été ramassés en Belgique pendant les campagnes d'hiver organisées pour constater la pollution par les hydrocarbures au niveau des oiseaux marins (Stienen et al., 2017). Les cadavres complets ont été congelés pour être disséqués plus tard dans le cadre des ateliers internationaux conformément au protocole élaboré (voir van Franeker et al., 2011). Les estomacs ont été rassemblés et congelés, et à un stade ultérieur, leur contenu a été rincé est passé au tamis (largeur de maille d'1 mm). Pour chaque contenu d'estomac, les plastiques retrouvés ont été séchés et pesés et ensuite classés en granulés industriels ou plastiques de consommation. Le nombre d'items en plastique a également été noté (voir van Franeker et al., 2011 pour de plus amples détails). Provisoirement, les estomacs ont été analysés jusque 2015 compris et pour la Belgique, cela représente 240 estomacs d'oiseaux qui ont été trouvés sur la période 2002-2013.

#### 2.8.3.5. Résultats et tendances

La Figure 2.69 montre, par région, la tendance du pourcentage d'oiseaux dont les estomacs contenaient plus de 0,1 g de plastique. La tendance est relativement stable dans chacune des régions et le pourcentage se situe bien au-dessus de la norme du bon état écologique. Les pourcentages les plus élevés (en moyenne 68-69%) ont été enregistrés autour de la Manche et le long de la côte est du Royaume-Uni. Dans le sud-est de la mer du Nord, en moyenne 58% des oiseaux trouvés sur la période entre 2010 et 2014 avaient une concentration de plus de 0,1 g de plastique.

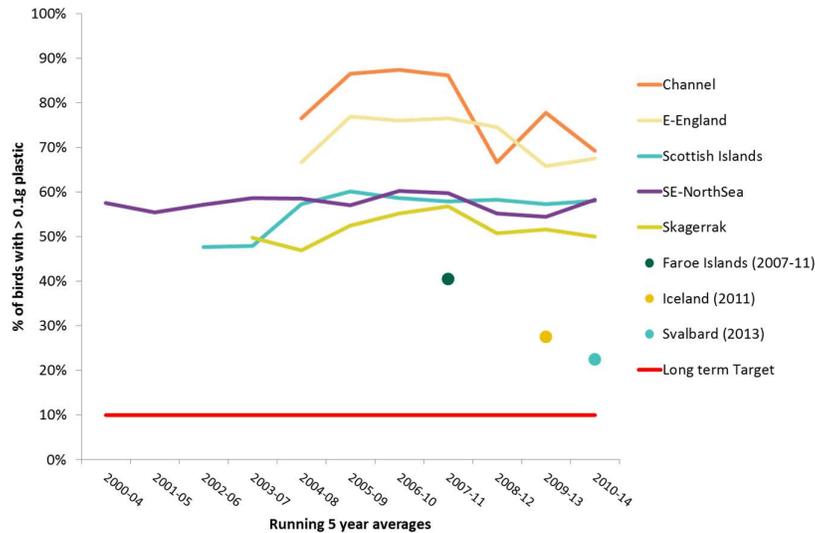


Figure 2.69. Tendence au niveau du pourcentage des oiseaux (moyenne quinquennale) ayant plus d'0,1 g de plastique dans l'estomac, ventilée par région (repris d'OSPAR 2017).

Au total, 240 estomacs de fulmars boréaux trouvés le long de la côte belge sur la période 2002-2013 ont été étudiés. Sur ces estomacs, 95% contenaient un ou plusieurs morceaux de plastique. En moyenne, chaque estomac contenait 41,1 morceaux de plastique et chez un oiseau on en a même retrouvé 1603 fragments. Dans la grande majorité des cas (en moyenne 89,7%), il s'agissait de plastique de consommation. Un estomac « belge » contenait en moyenne 0,28 g de plastique et 52% les estomacs contenaient plus de 0,1 g de plastique. Ce pourcentage est proche de la moyenne établie pour la partie sud-est de la mer du Nord et bien au-dessus du pourcentage souhaité. En moyenne, on n'a trouvé que 21,8 (range 1 – 97) oiseaux le long de la côte belge, ce qui ne permet pas de procéder à une analyse des tendances ou à une comparaison entre les données belges et les données individuelles des autres régions.

### 2.8.3.6. Conclusions

Dans toutes les régions, le pourcentage de fulmars boréaux dont l'estomac contenait plus de 0,1 g de plastique est resté relativement stable. Dans la partie sud-est de la mer du Nord, ce pourcentage se situait déjà en dessous de 60% depuis 2000. Le bon état écologique est encore loin d'être atteint et il reste conseillé de poursuivre la surveillance. Sur l'ensemble des oiseaux qui ont été trouvés à ce jour en Belgique, 52% en moyenne avaient plus de 0,1 g de plastique dans le corps. Il s'agissait en grande partie (97 oiseaux sur 240) d'oiseaux recueillis en 2004, une année où de très nombreux fulmars boréaux ont échoué le long des côtes du Nord de la France de la Belgique et du sud des Pays-Bas. Sur 8 années d'étude, moins de 25 cadavres ont été retrouvés le long de la côte belge et il est donc impossible de procéder à une analyse des tendances au niveau de la Belgique à court terme. À plus long terme, il est possible de choisir de regrouper les données de plusieurs années ou d'effectuer l'analyse au niveau régional, comme c'est actuellement le cas.

L'absorption de plastique est considérée comme une menace potentielle pour cette espèce. Les plastiques ne sont probablement pas responsables d'une mortalité directe, mais ils contribuent aux effets sublétaux et notamment à la dégradation de l'état et de la santé des oiseaux et ils peuvent, à terme, également avoir un

impact négatif sur la taille de la population.

#### 2.8.3.7. Aspects qualitatifs

La surveillance et le traitement des données sont effectués conformément aux directives OSPAR.

#### 2.8.3.8. Données

Les données et les métadonnées sont disponibles au BMDC ([www.bmdc.be](http://www.bmdc.be)).

#### 2.8.3.9. Références

OSPAR, 2017. <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/pressures-human-activities-v2/marine-litter/plastic-particles-fulmar-stomachs-north-sea/>

Stienen, E.W.M., Courtens, W., Van de walle, M., Vanermen, N., Verstraete, H. 2017. Long-term monitoring study of beached seabirds shows that chronic oil pollution in the southern North Sea has almost halted. *Mar. Pollut. Bull.* 115, 194–200.

Van Franeker, J.A., Blaize, C., Danielsen, J., Fairclough, K., Gollan, J., Guse, N., Hansen, P.L., Heubeck, M., Jensen, J.-K., Le Guillou, G., Olsen, B., Olsen, K.O., Pedersen, J., Stienen, E.W.M. & Turner, D.M. 2011. Monitoring plastic ingestion by the northern fulmar *Fulmarus glacialis* in the North Sea. *Environmental Pollution* 159: 2609-2615.

## 2.9. Bruit sous-marin et autres formes d'énergie (D11)

L'eau est un milieu idéal pour la propagation du bruit : dans l'eau, les ondes acoustiques se déplacent 5 fois plus rapidement que dans l'air. Les sources du bruit anthropogène enregistré dans le milieu marin sont soit de courte durée et le plus souvent répétitif, notamment le battage des pieux, la recherche sismologique ou la destruction d'explosifs (bruit impulsif), soit de plus longue durée/continue comme le bruit lié au déversement des déblais de dragage, à la navigation, à la pêche et aux installations industrielles (bruit ambiant).

Le bon état écologique est atteint quand l'introduction d'énergie, y compris de sources sonores sous-marines, s'effectue à des niveaux qui ne nuisent pas au milieu marin. Un objectif a été défini aussi bien pour le bruit impulsif que pour le bruit ambiant.

### 2.9.1. Bruit impulsif

Jan Haelters, Mia Devolder, Bob Rumes, Laurence Vigin et Alain Norro

Le battage des pieux et la destruction des munitions présentes en mer (UxO) provoquent des niveaux sonores élevés qui peuvent être nocifs pour les animaux qui vivent en mer. On a ainsi constaté un déplacement temporaire des marsouins liés à le battage des pieux des éoliennes offshore mais on ne sait pas quelles en sont les effets au niveau d'une population.

#### 2.9.1.1. Introduction

Au niveau de l'application de la DCSMM, le niveau sonore est exprimé en niveau zéro-crête ( $L_{z-p}$ )<sup>9</sup> en dB re 1  $\mu$ Pa. Étant donné qu'il n'est pas possible de mesurer le bruit source, les niveaux ont été normalisés au niveau enregistré à 750 mètres de la source. L'objectif environnemental (à l'exception de la destruction d'UxO) est : 'Le niveau du bruit impulsif d'origine humaine est inférieur à 185 dB re 1  $\mu$ Pa (SL de zéro à crête) à 750 m de la source'.

OSPAR a procédé à une évaluation du bruit impulsif en utilisant l'*OSPAR register for impulsive sound* (OSPAR, 2017) sur la base des données pour 2015.

Certaines activités anthropiques provoquent des niveaux de bruit sous-marins potentiellement dangereux pour les animaux marins. Les effets sont insuffisants ou inconnus. La recherche des effets des niveaux sonores élevés sous l'eau se concentre souvent sur les cétacés, étant donné qu'ils utilisent eux-mêmes des sons sous-marins pour la communication et la recherche alimentaire, ils sont très sensibles aux niveaux sonores élevés et ont un statut de protection (avec les obligations correspondantes).

#### 2.9.1.2. Contexte

Les principales sources de bruit impulsif dans les eaux belges sont les détonations des munitions non explosées (*Unexploded Ordnance* ou UxO) et le battage des fondations des parcs éoliens offshore (Figure 2.70). Les études géotechniques réalisées dans les eaux belges ne génèrent que de faibles niveaux de bruit sous-marin (Erbe &

<sup>9</sup> Le niveau zéro à pic ( $L_{z-p}$ ) est la valeur maximale (non pondérée et exprimée en dB re 1  $\mu$ Pa) qui atteint l'onde de pression acoustique.

McPherson, 2017, Lurton, 2016) et n'ont pas été développées plus en détail.



*Figure 2.70. Le battage des pieux des éoliennes offshore génère des niveaux de bruit sous-marin élevés.*

Le bruit sous-marin généré pendant les opérations de battage des pieux destinés à la construction des parcs éoliens offshore enregistre un niveau source élevé. L'onde de choc et le déplacement des particules qui en découle ('particle motion') peuvent s'avérer nocifs pour la biote marine. Les animaux les mieux étudiés à propos des effets de la pression acoustique générée par le battage des pieux sont les cétacés, qui dépendent fortement du bruit pour communiquer entre eux, pour naviguer, éviter les prédateurs et chercher de la nourriture, mais les résultats de la recherche montrent également des effets nocifs pour les poissons (Debusschere et al., 2016). Le bruit lié au battage des pieux peut être perçu par les mammifères

marins jusqu'à une distance de près de 100 km (Thomsen et al., 2006). En ce qui concerne le marsouin, le bruit impulsif peut, en théorie, avoir des effets pouvant aller de la mort à proximité de la source sonore à des décalages définitifs du seuil auditif, des décalages temporaires de ce seuil ou le masquage et des perturbations plus loin. Le marsouin, en tant que petit animal endothermique qui vit dans un environnement relativement froid doit se nourrir quasi en permanence. On ne connaît pas les effets de déplacements répétés.

Pendant et après la Deuxième Guerre mondiale, d'importantes quantités de munitions se sont retrouvées dans la mer : ces munitions ont été perdues ou ont été jetées intentionnellement à la mer. Ces munitions comprennent des munitions conventionnelles comme des bombes, des grenades, des torpilles et des mines ainsi que des bombes au phosphore blanc et des munitions chimiques. On ne dispose que de données historiques limitées sur les quantités de munitions immergées et leur localisation. Les munitions immergées représentent une menace pour la santé humaine et le milieu marin, entre autres au niveau du bruit sous-marin. Ce sujet est traité dans le rapport car il semble plausible qu'en cas de détonations, la valeur seuil du bruit impulsif soit dépassée.

Dans les Messages aux navigateurs, des informations sont communiquées concernant la déclaration de la découverte d'UxO en exécution de la recommandation OSPAR 2010-10. L'objectif est de favoriser la déclaration des découvertes d'UxO (OSPAR, 2004; 2010) et de faciliter la prise de mesures adaptées. La présence d'UxO constitue un problème non seulement pour la pêche, mais aussi pour les autres utilisations de la mer, par exemple le placement de câbles et de pipelines, la construction des parcs éoliens, le déversement des déblais de dragage et l'extraction de sable et de gravier.

### 2.9.1.3. Zone géographique

Le bruit impulsif est évalué dans la zone de la PBMN où sont construites les éoliennes (Figure 2.71).

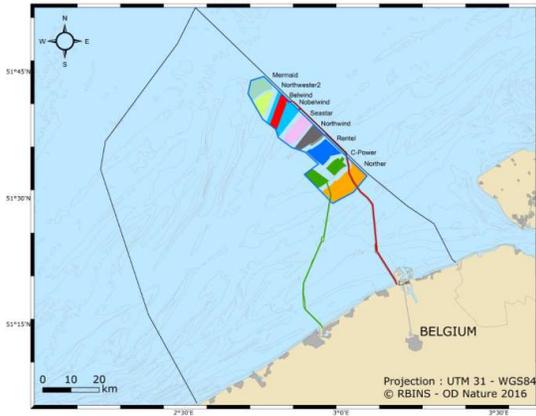


Figure 2.71. Localisation des parcs éoliens offshore existants et planifiés Début 2017, C-Power, Northwind, Nobelwind et Belwind étaient opérationnels (source : <https://odnature.naturalsciences.be/mumm/en/>).

### 2.9.1.4. Méthodologie

Le bruit impulsif sous-marin (pression acoustique) est mesuré pendant les activités de battage des pieux dans le cadre de la construction des parcs éoliens offshore à différentes distances de l'endroit où les pieux sont enfoncés. Au moins un microphone calibré et une chaîne d'enregistrement sont utilisés à partir d'un petit bateau de type RHIB, à la dérive (approche lagrangienne) (Haelters, 2008; Norro et al., 2013; OSPAR, 2014; Dekeling et al., 2014). Pour éviter tout bruit indésirable lié au bateau à proprement parler, les moteurs et le matériel générant un bruit sous-marin comme le profondimètre ont été arrêtés. Les mesures ont été effectuées dans des conditions météorologiques favorables, avec peu de vent et une mer peu agitée. La position du bateau a été enregistrée de manière constante à l'aide d'un système GPS, qui couplée à la localisation du battage des pieux a fourni des informations sur la distance de la mesure par rapport à la source sonore.

L'enregistreur a été réglé sur la fréquence d'échantillonnage la plus élevée possible (44.100 Hz). A l'aide de signaux de référence, le niveau sonore et la distribution des fréquences (analyse spectrale) des parties sélectionnées des enregistrements sont analysés. Le niveau zéro-crête ( $L_{z-p}$ ) a été calculé à l'aide de MATLAB. Sur la base des mesures réalisées à différentes distances, un modèle de propagation a été développé qui a permis d'extrapoler le niveau sonore à n'importe quelle distance, et notamment à la distance normalisée de 750 mètres de la source (Norro et al., 2013). Les détails de cette méthodologie sont repris à l'annexe.

Sur la base des données et des estimations trouvées dans la littérature (par exemple Lucke et al., 2009; Brandt et al., 2011; Dähne et al., 2013; Southall et al., 2007; Tougaard et al., 2014), on a procédé à une évaluation de la distance à laquelle les marsouins avaient potentiellement pu être dérangés. Les études ont montré qu'il est probable qu'un TTS soit observé chez le marsouin à un niveau de pression acoustique supérieur à 200 dB (crête-crête) re  $1\mu\text{Pa}$  ou à un niveau d'exposition acoustique (SEL) supérieur à 164 dB re  $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$  (Lucke et al., 2009). Bailey et al. (2010) ont supposé qu'un niveau ( $L_{z-p}$ ) de 149 dB re  $1\mu\text{Pa}$  pouvait déjà provoquer une perturbation importante ('s'écarter de la source').

L'évaluation OSPAR repose sur le *Impulsive Noise Register* qui a été créé en 2016 et qui est géré par le CIEM. Cette première évaluation n'est basée que sur les données de 2015 et donne un aperçu de la distribution et de l'intensité des sources de bruit impulsif.

Aucune mesure du bruit sous-marin lié aux UxO dans la PBMN n'a été réalisée, mais von Benda-Beckmann (2015) indique que – selon la quantité d'explosifs - ce bruit peut avoir des effets négatifs sur les mammifères marins. Un registre de ces événements est tenu mais on ne connaît pas exactement l'équivalent TNT.

### 2.9.1.5. Résultats et tendances

#### *Battage des pieux*

Le niveau sonore sous-marin a été décrit comme le niveau zéro-crête ( $L_{z-p}$ ), le niveau d'exposition acoustique non pondéré (Sound Exposure Level) et le SEL cumulatif. Le spectre a été décrit à l'aide des spectres d'1/3 d'octave. Le niveau mesuré pour les fondations monopieu, normalisé à 750 m de la source, a atteint 198 dB re  $1\mu\text{Pa}$  (179-198 dB) et les niveaux les plus élevés ont été ceux enregistrés dans le cadre du battage de pieux d'un diamètre de 5 m. Le battage de pieux dans le cadre des fondations jacket a généré un niveau de bruit de 189 dB re  $1\mu\text{Pa}$  (172-189 dB) (Figure 2.72, Tableau 2.36). Des spectres quasi identiques ont été mesurés pour les deux types de fondations. Le placement des pieux des fondations jacket prend environ 2,5 fois plus de temps que celui des fondations monopieu (en moyenne 120 minutes et 3010 coups pour un monopieu et 319 minutes et 9476 coups pour des fondations jacket) (Norro et al., 2013).

Jusque fin 2016, au total, 226 éoliennes et 4 stations haute tension offshore ont été construites dont 180 sur monopieu et 50 sur des fondations jacket. En outre, 6 éoliennes ont été placées sur des fondations gravitaires (Brabant & Rumes, 2016; Figure 2.73. Nombre de jours de battage de pieux par an et par mois.).

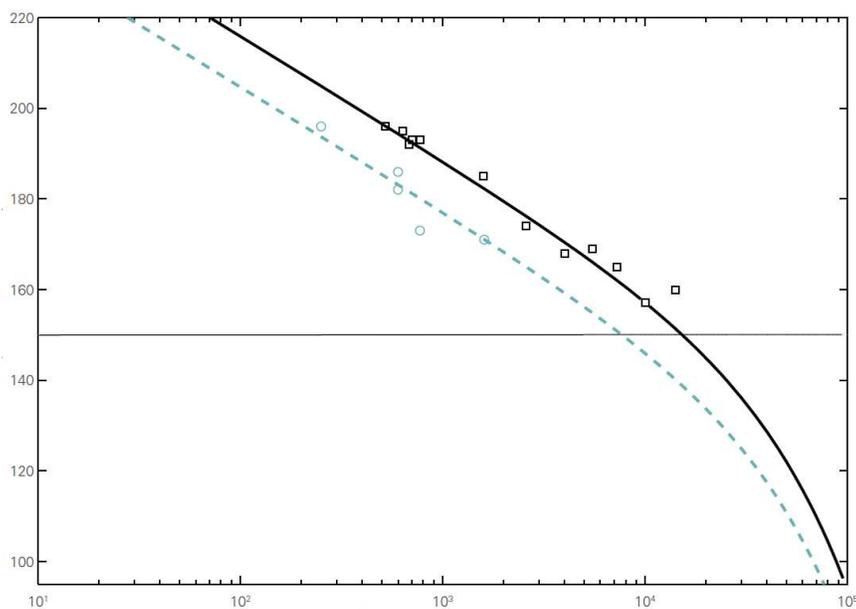


Figure 2.72. Valeur  $L_{z-p}$  (dB re  $1\mu\text{Pa}$ ) par rapport à la distance de la source (m, axe X) sur la base du modèle des fondations monopieu (ligne) et jacket (ligne pointillée) ; les mesures à proprement parler indiquées par des petits carrés (monopieu) et des cercles (fondations jacket) ; le niveau attendu et la distance y afférente pour qu'il y ait une perturbation importante des marsouins selon Bailey et al (2010) est indiqué par une ligne horizontale (Norro et al., 2013b).

Tableau 2.36. Résultats des mesures du bruit sous-marin pendant les activités de battage des pieux : extrapolation de  $L_{z-p}$  @ 750 m et SEL (sans atténuation du bruit) (Source : IRSNB).

Lieu et date	ID du pieu	Distance à l'activité de battage (m)	Niveau de crête z-p (dB re 1µPa)	Niveau normalisé Lz-p @750 m (dB re 1µPa)	Max. normalisé SEL @750 m (dB re 1µPa²s)
Bligh Bank, 26/09/2009, monopieu	A02	3000	177	186	164
	A02	4820	177	189	166
	A02	6990	166	180	164
Bligh Bank, 15/01/2010, monopieu	B10	14150	159	194	166
	B10	1580	185	190	162
	B10	770	193	193	166
Thorntonbank, 12/07/2011, fondations jacket	CG3	250	192	185	174
	CG3	500	187	189	178
	CG3	250	196	186	175
Thorntonbank, 12/07/2011, fondations jacket	CB6	600	182	180	159
	CB6	1700	175	172	151
	CB6	750	172	176	152
	CB6	1600	171	180	157
Northwind 24/07/13	D06	1140	193	196	
Nobelwind 17/08/16	H03	860	197	198	174
Nobelwind 18/08/16	H01	1600	192	197	171
Nobelwind 30/08/16	H05	2100	190	196	172
Nobelwind 27/08/16	H06	2000	184	190	166
Nobelwind 31/08/16	H07	3400	181	191	169

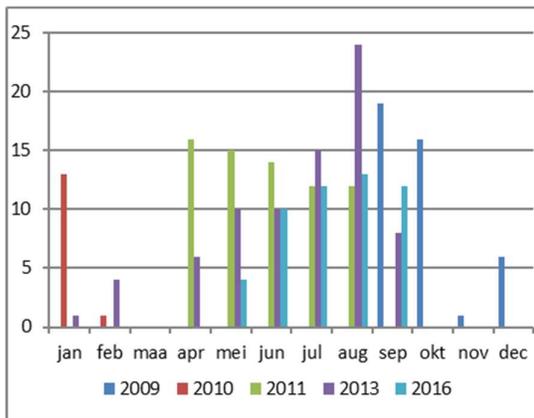


Figure 2.73. Nombre de jours de battage de pieux par an et par mois.

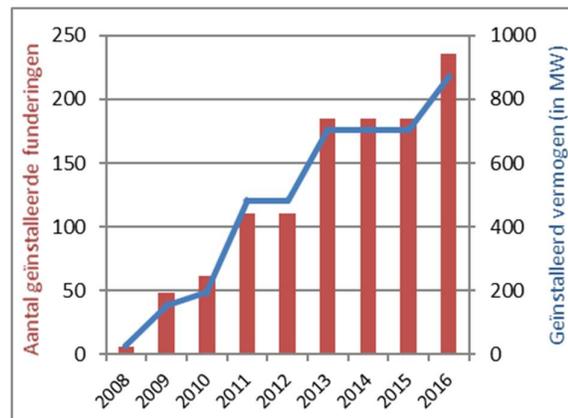


Figure 2.74. Nombre de fondations installées (cumulatif) et capacité installée (cumulative) entre 2008 et 2016.

Sur la base des critères de perturbations importantes mentionnées par Bailey et al. (2010) (155 dB re 1 µPa  $L_{p-p}$ ) et de ceux proposés par Tougaard et al. (2014), nous pouvons supposer que la perturbation des marsouins est intervenue à plus de 20 kilomètres du lieu de construction des monopieux. Une série de surveillances aériennes,

effectuées avant, pendant et après les activités de battage des pieux, a suggéré que les marsouins avaient évité une zone jusqu'à 20 kilomètres des lieux de battage des pieux (Haelters et al., 2015; Figure 2.75). Le nombre de jours pendant lesquels des pieux ont été placés (Figure 2.73) peut être utilisé comme indicateur du nombre de jours où il y a eu perturbation.

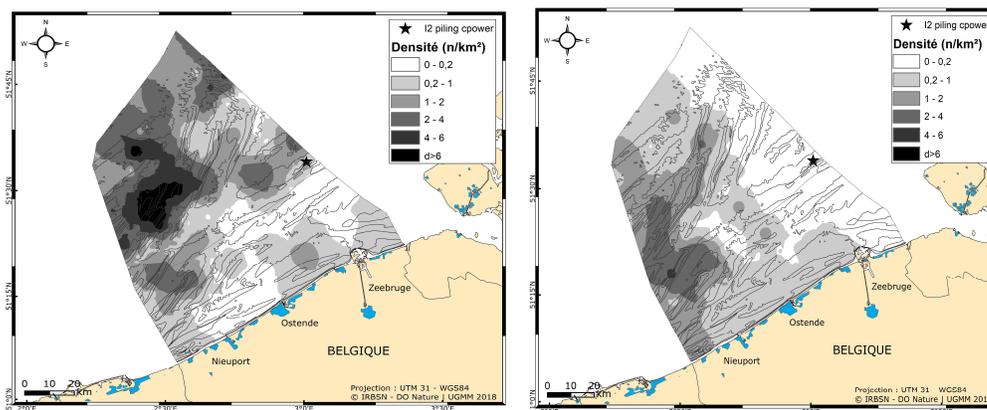


Figure 2.75. Distribution de la densité des marsouins extrapolés à partir des observations effectuées pendant les surveillances aériennes avant le battage des pieux sur Thorntonbank le 29 mars 2011 (à gauche) et pendant le battage des pieux le 16 avril 2011 (à droite). L'étoile indique le lieu de battage des pieux (Haelters et al., 2015).

Étant donné les niveaux sonores mesurés et modélisés, l'évaluation de la distance de perturbation des marsouins pendant les travaux de battage des pieux et leur densité saisonnière (voir Descripteur 1), une série de mesures ont été prises pour limiter l'exposition et les conséquences pour les marsouins :

- Si le niveau sonore sous-marin ( $L_{z-p}$ ) pendant le battage des pieux est supérieur à 185 dB re  $1\mu\text{Pa}$  à 750 m de la source, des mesures d'atténuation du bruit doivent être appliquées, par exemple, l'utilisation d'un rideau de bulles ou d'une autre technique qui génère moins de bruit.
- Le battage des pieux est interdit entre le 1<sup>er</sup> janvier et le 30 avril, la période à laquelle les populations de marsouins atteignent leur densité maximale dans les eaux belges (cette mesure est en vigueur depuis 2014).
- Pour éviter l'exposition, des mesures préventives doivent être prises, notamment l'utilisation de dispositifs de dissuasion acoustiques et l'augmentation progressive de la puissance des marteaux batteurs.
- Le battage des pieux ne peut pas commencer ou être poursuivi si des mammifères marins sont repérés à proximité du lieu de battage (200 - 500 m, selon la visibilité et l'espèce de mammifère marin).

#### Destruction d'UxO

Selon la littérature, la détonation d'UxO peut avoir des effets sur les organismes, y compris sur les vertébrés (Koschinki, 2011). Cette affirmation est difficile à constater dans la pratique, en raison du fait que le plus souvent il s'agit d'une explosion dont on ne connaît pas l'équivalent TNT et que les effets peuvent être observés à distance

et être sublétaux. On suppose que le bruit est (au moins) du même ordre d'importance que celui du battage des pieux.

La Figure 2.766 donne un aperçu des UxO découvert en mer, y compris de ceux qui ont finalement été détruits sur place. La Figure 2.7 donne un aperçu du nombre de destructions d'UxO en mer par an.

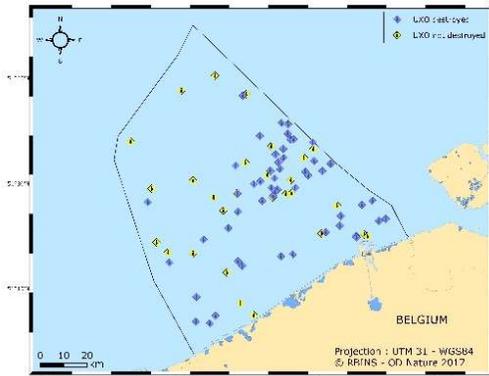


Figure 2.766. Découvertes d'Uxo entre 2005 et juin 2016 (données de la Marine belge - BENECCOOP).

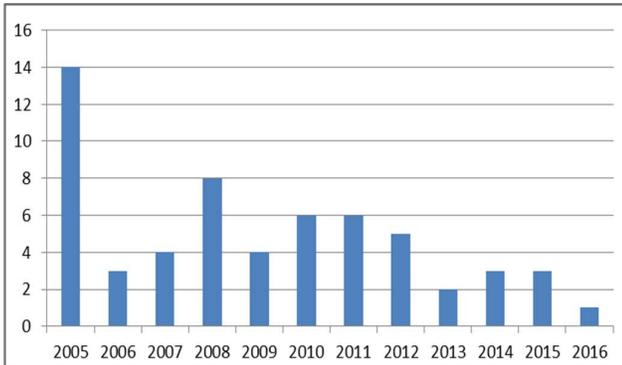


Figure 2.77. Nombre de destructions d'Uxo par an entre 2005 et juin 2016 (données de la Marine belge – BENECCOOP).

### 2.9.1.6. Conclusions

Les principales sources de bruit impulsif dans les eaux belges entre 2011 et 2016 ont été le battage de pieux et les explosions de munitions perdues (UxO). On ne dispose pas de mesures du bruit sous-marin pendant la détonation d'UXO mais leur nombre a été relativement peu élevé. Depuis 2009, 226 fondations pour des éoliennes offshore et 4 stations haute tension offshore ont été construites sur le fond marin. Ces activités peuvent servir d'indicateur du nombre de fois que la norme a été dépassée et que les marsouins ont été perturbés dans un rayon d'environ 20 km.

Suite aux résultats de la surveillance qui a montré que le niveau sonore  $L_{z-p}$  van 185 dB re  $1\mu Pa$  (normalisé à 750 m de la source) était dépassé, des mesures de limitation du bruit ont été imposées dans le cadre de la construction des futurs parcs éoliens. Pour réduire ce niveau sonore, on peut utiliser d'autres techniques de battage des pieux ou recourir à des techniques de réduction du bruit, p. ex. les rideaux de bulles. En outre, ces dernières années, d'autres mesures ont également déjà été prises pour éviter l'exposition des mammifères marins à des niveaux de bruit sous-marin élevé. Cela comprend entre autres, l'utilisation d'une procédure de *ramp-up*, l'utilisation de dispositifs de dissuasion acoustiques et l'imposition d'une période d'interdiction de battage des pieux (de janvier à avril). Ces mesures devraient permettre de limiter le nombre d'animaux exposés. On ne sait toutefois pas encore quels seront les effets de ces mesures sur le niveau des populations individuelles de marsouins.

Vu :

- (1) la mobilité des marsouins;
- (2) la superficie limitée de la PBMN par rapport à l'aire de répartition du marsouin; et

(3) les résultats du projet SCANS III (voir descripteur 1) qui n'ont pas montré de diminution ou d'augmentation du nombre des marsouins dans la mer du Nord et qui ont aussi montré que le glissement dans la répartition des marsouins dans la mer du Nord du nord-ouest vers le sud entre 1994 et 2005 s'était maintenu (avec les densités les plus élevées enregistrées dans la partie sud-ouest de la mer du Nord et dans le nord et à l'est du Danemark; (Hammond et al., 2017) ;

on peut conclure qu'il est improbable que le battage des pieux ait eu des effets significatifs sur la population des marsouins.

#### 2.9.1.7. Aspects qualitatifs

La mesure du bruit sous-marin est complexe, entre autres, en raison de l'utilisation de différentes techniques et unités qui génèrent des données qui ne peuvent pas toujours être comparées (Ainsly, 2011). Les facteurs de complexité sont par exemple *le bruit intrinsèque* généré par le microphone et le mouvement des câbles, le courant et les vagues, la profondeur de l'hydrophone et le système utilisé. Les modèles conçus sur la base des mesures donnent une estimation mais ces estimations sont influencées par des variables comme la densité de l'eau, la géologie locale, le paysage sous-marin, la profondeur, la puissance hydraulique du marteau, l'épaisseur de la palée, etc.

Pour standardiser la méthodologie de mesure, d'expression et d'évaluation du bruit sous-marin, OSPAR prépare un programme de coordination de la surveillance de l'environnement (OSPAR, 2017).

De nombreuses incertitudes persistent au niveau de l'effet sur les mammifères marins. La majorité des informations publiées donne des distances d'évitement des marsouins d'environ 20 kilomètres pendant les travaux de battage des pieux et aucune mesure de limitation du bruit n'a été prise. Il y a toutefois beaucoup de discussions sur les effets de ce type de perturbations, qui peuvent parfois être répétitives, sur les animaux individuels et sur l'ensemble de la population et le niveau de bruit perturbant les marsouins (Tougaard et al., 2014).

#### 2.9.1.8. Données

Les données et métadonnées sont disponibles au BMDC ([www.bmdc.be](http://www.bmdc.be)). Des cartes (y compris les shape files) sont disponibles sur <https://odnature.naturalsciences.be/marine-atlas/>

#### 2.9.1.9. Références

- Aguilar de Soto, N., Delorme, N., Atkins, J., Howard, S., Williams, J. & Johnson, M., 2013. Anthropogenic noise causes body malformations and delays development in marine larvae. *Scientific Reports*, 3, 2831.
- Ainslie, M.A., 2011. Standard for measurement and monitoring of underwater noise, Part I. Physical quantities and their units. TNO Report TNO-DV 2011 C235.
- Bailey, H., Senior, B., Simmons, D., Rusin, J., Picken, G. & Thompson, P.M., 2010. Assessing underwater noise levels during pile-driving at an offshore windfarm and its potential effects on marine mammals. *Marine Pollution Bulletin* 60(6): 888–897.
- Brabant, R., Rumes, B., Degraer, S., 2016. Offshore renewable energy development in the Belgian part of the North Sea – 2016 In Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B., Vigin, L. (Eds.) (2016). Environmental impacts of

- offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Environmental impact monitoring reloaded. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management Section. p. 16-22.
- Brandt, M.J., Diederichs, A., Betke, K. & Nehls, G., 2011. Responses of harbour porpoises to pile driving at the Horns Rev II offshore wind farm in the Danish North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 421: 205-216
- Dähne, M., Gilles, A., Lucke, K., Peschko, V., Adler, S., Krügel, K., Sundermeyer, J. & Siebert, U., 2013. Effects of pile-driving on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) at the first offshore wind farm in Germany. *Environmental Research Letters* 8 (2): 025002.
- Dekeling, R.P.A., Tasker, M.L., Van der Graaf, A.J., Ainslie, M.A., Andersson, M.H., André, M., Borsani, J.F., Brensing, K., Castellote, M., Cronin, D., Dalen, J., Folegot, T., Leaper, R., Pajala, J., Redman, P., Robinson, S.P., Sigray, P., Sutton, G., Thomsen, F., Werner, S., Wittekind, D. & Young, J.V., 2014. Monitoring guidance for underwater noise in European Seas, Part I: Executive Summary. JRC Scientific and Policy Report EUR 26557 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg; doi: 10.2788/29293
- Debusschere, E., Hostens, K., Adriaens, D., Ampe, B., Botteldooren, D., De Boeck, G., De Muynck, A., Sinha, A.K., Vandendriessche, S., Van Hoorebeke, L., Vincx, M. & Degraer, S., 2016. Acoustic stress responses in juvenile sea bass *Dicentrarchus labrax* induced by offshore pile driving. *Environmental pollution* 208: 747–57.
- Doom, M., Cornillie, P., Gielen, I. & Haelters, J., 2013. De invloed van geluidspollutie op zeezoogdieren [The impact of noise pollution on marine mammals]. *Vlaams Diergeneeskundig Tijdschrift* 82(5): 265-272.
- Haelters, J., Norro A. & Deblauwe, J.-P., 2008. Protocol en planning voor de monitoring van onderwatergeluid in het kader van de constructie en exploitatie van offshore windparken. Rapport van de Beheerseenheid van het Mathematisch Model van de Noordzee (BMM), Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, Brussel. 6 pp.
- Haelters, J., Norro, A. & Jacques, T.G., 2009. Underwater noise emission during the Phase I construction of the C-Power windfarm and baseline for the Belwind wind farm. In: S. Degraer & R. Brabant (Eds.). *Offshore windfarms in the Belgian part of the North Sea: State of the art after two years of environmental monitoring*. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Department MUMM, Chapter 3: 17-37.
- Haelters, J., Dulière, V., Vigin, L. & Degraer, S., 2015. Towards a numerical model to simulate the observed displacement of harbour porpoises *Phocoena phocoena* due to pile driving in Belgian waters. *Hydrobiologia* 756: 105-116.
- Hammond, P.S., Lacey, C., Gilles, A., Viquerat, S., Börjesson, P., Herr, H., Macleod, K., Ridoux, V., Santos, M.B., Scheidat, M., Teilmann, J., Vingada, J., Øien, N., May 2017. Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS-III aerial and shipboard surveys. SCANS III
- Koschinski, S., 2011. Underwater noise pollution from munitions clearance and disposal; possible effects on marine vertebrates, and its mitigation. *Marine Technology Society Journal* 45(6): 80-88. DOI: 10.4031/MTSJ.45.6.2
- Lucke, K., Lepper, P.A., Blanchet, M.-A. & Siebert, U., 2009. Temporary shift in masked hearing thresholds in a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) after exposure to seismic airgun stimuli. *The Journal of the Acoustical Society of America* 25(6): 4060–4070.
- Nehls, G., Betke, K., Eckelmann, S. & Ros, M., 2007. Assessment and costs of potential engineering solutions for

- the mitigation of the impacts of underwater noise arising from the construction of offshore windfarms. COWRIE Report ENG-01-2007.
- Müller, A. & Zerbs, C., 2011. Offshore wind farms. Measurement instruction for waterborne sound measurements. Technical Report M88 607/5, Müller-BBM GmbH.
- Norro, A., Haelters, J., Rumes, B. & Degraer, S., 2010. Underwater noise produced by the piling activities during the construction of the Belwind offshore wind farm (Bligh Bank, Belgian marine waters). In: S. Degraer, R. Brabant & B. Rumes (Eds.). Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: early environmental impact assessment and spatio-temporal variability. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Brussels: 37-51.
- Norro, A., Rumes, B. & Degraer, S., 2013a. Differentiating between underwater construction noise of monopile and jacket foundations for offshore windmills: a case study from the Belgian part of the North Sea. The Scientific World Journal Vol. 2013, Article ID 897624, 7 pp.
- Norro, A., Botteldooren, D., Dekoninck, L., Haelters, J., Rumes, B., Van Renterghem, T & Degraer, S., 2013b. Qualifying and quantifying offshore wind farm-generated noise. In: S. Degraer, R. Brabant & 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, 2004. A framework for developing national guidelines for fishermen on how to deal with encountered conventional and chemical munitions. OSPAR Commission, London. Agreement 2004-09.
- OSPAR, 2010. OSPAR framework for reporting encounters with conventional and chemical munitions in the OSPAR Maritime Area. OSPAR Commission, London, Recommendation 2010/20.
- OSPAR, 2014. Monitoring guidance for underwater noise in European seas. OSPAR Commission, London, Agreement 2014-08.
- OSPAR, 2017. Draft guidelines for monitoring and assessment of loud, low and mid-frequency impulsive sound sources in the OSPAR Maritime Region. EIHA 17/05/07, Meeting of the Environmental Impact of Human Activities Committee (EIHA), Cork (Ireland): 3 – 7 April 2017.
- Rumes, B., Erkman, A. & Haelters, J., 2016. Evaluating underwater noise regulations for piling noise in Belgium and The Netherlands. In Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B. & Vigin, L. (Eds). Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea. Environmental impact monitoring reloaded. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management Section, Brussels. 37-48.
- Southall, B.L., Bowles, A.E., Ellison, W.T., Finneran, J., Gentry, R., Green, C.R., Kastak, C.R., Ketten, D.R., Miller, J.H., Nachtigall, P.E., Richardson, W.J., Thomas, J.A. & Tyack, P.L., 2007. Marine mammal noise exposure criteria: initial scientific recommendations. Aquatic Mammals 33: 411–521.
- Thomsen, F., Lüdemann, K., Kafemann, R. and Piper, W. (2006). Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish, biola, Hamburg, Germany on behalf of COWRIE Ltd.
- von Benda-Beckmann, A.M., Aarts, G., Özkan Sertlek, H., Lucke, K., Verboom, W.C., Kastelein, R.A., Ketten, D.R., van Bemmelen, R., Lam, F-P.A., Kirkwood, R.J. & Ainslie, M.A., 2015. Assessing the impact of underwater clearance of Unexploded Ordnance on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the southern North Sea. Aquatic Mammals 41(4): 503-523. DOI: 10.1578/AM.41.4.2015.503

## 2.9.2. Bruit ambiant sous l'eau

Jan Haelters, Bob Rumes et Alain Norro

L'augmentation des activités humaines, notamment la navigation, les travaux de dragage, l'extraction de sable, la pêche et la production d'énergie éolienne au cours du siècle dernier a entraîné une augmentation du bruit ambiant sous l'eau. Il est difficile d'en évaluer les effets négatifs sur la biote parce que ceux-ci peuvent être subtils et chroniques. En raison de l'ensemble des données actuellement encore limitées, il est impossible d'identifier une tendance dans les niveaux de bruit ambiant. Une approche régionale de la surveillance et une méthodologie sont en préparation.

### 2.9.2.1. Introduction

L'objectif au niveau du bruit ambiant a été décrit comme : 'Il n'y a pas de tendances positives dans les niveaux de bruit ambiant moyens annuels dans les bandes 1/3 d'octave 63 et 125 Hz'.

En théorie, l'évaluation doit être basée sur des mesures effectuées dans des stations de mesure continues et autonomes. L'utilisation de la modélisation peut s'avérer un moyen supplémentaire du déterminer. Le niveau du bruit ambiant est exprimé ici sous la forme de la pression acoustique (*Sound Pressure Level, SPL*, en dB re 1  $\mu$ Pa) et un niveau sonore zéro-crête ( $L_{z-p}$ , en dB re 1  $\mu$ Pa).

Le niveau de la pression acoustique (RMS, *Root Mean Square*) est une valeur de largeur de bande qui fournit une valeur pour l'ensemble de données concerné. Par contre, le niveau sonore zéro-crête est une valeur momentanée. Le bruit ambiant est, par définition, le bruit qui ne provient pas d'une source anthropogène identifiable. Les activités anthropogènes éloignées augmentent le niveau du bruit ambiant. Pour l'indicateur, on utilise deux bandes d'1/3 d'octave ; l'analyse des bandes d'1/3 d'octave est effectuée conformément à la norme IEC1260 (décrite dans Norro et al., 2013).

Au niveau régional, aucune évaluation n'a été réalisée.

### 2.9.2.2. Contexte

Les sources anthropogènes de bruit ambiant se situent le plus souvent à une relativement grande distance de l'endroit où le bruit est mesuré. Le plus souvent, ce bruit regroupe plusieurs sources de bruit diffus, ne permet pas d'identifier une source individuelle et aucune des sources ne domine dans le bruit perçu. Il peut toutefois être très utile d'identifier, de quantifier et d'évaluer une augmentation du bruit sous-marin sur la base d'une série de sources connues, notamment les parcs éoliens offshore opérationnels ou la navigation.

Il est prouvé que les activités anthropogènes ont entraîné une augmentation du niveau du bruit ambiant dans les mers et les océans au cours du siècle dernier et cette augmentation pourrait avoir des effets sur la biote. Les effets négatifs sont toutefois très difficiles à démontrer ou à étudier parce qu'ils sont probablement de nature chronique et sublétales ... Les cétacés, en fonction du bruit qu'ils perçoivent dans le cadre de leurs activités quotidiennes (voir 2.9.1.2), doivent désormais apprendre à vivre dans un environnement dans lequel il y a de plus en plus de bruit anthropogène. Il a, par exemple, été démontré que certaines de baleines semblent augmenter le volume de leurs vocalises quand elles se trouvent dans un environnement où règne un bruit anthropogène élevé ou s'arrêter de vocaliser (Brandt et al., 2011). Ce bruit perturbe aussi peut-être leur

communication sur les longues distances. Le bruit s'avère aussi toutefois pertinent au niveau de nombreux autres taxons. La mesure, l'interprétation et l'évaluation du bruit sous-marin et plus particulièrement du bruit ambiant sous-marin, est difficile car elles demandent de tenir compte d'un nombre élevé de facteurs dont certains facteurs naturels.



*Figure 2.77. La navigation et l'extraction de gravier contribuent à la composante anthropogène du bruit ambiant sous-marin (IRSNB/BMM).*

### 2.9.2.3. Zone géographique

Les mesures sont effectuées sur le Bligh Bank et le Thorntonbank.

### 2.9.2.4. Méthodologie

Le bruit sous-marin a été mesuré comme décrit pour le bruit impulsif (voir Bruit impulsif 2.9.1). Le niveau sonore et la distribution des fréquences (analyse spectrale) des parties sélectionnées des enregistrements sont analysés à l'aide de signaux de référence. Le niveau sonore zéro-crête (Lz-p), le niveau de pression acoustique (SPL) et une analyse spectrale de la pression acoustique ont été calculés à l'aide de MATLAB. Les facteurs d'influence sur le niveau du bruit ambiant comme la vitesse du vent, ont été enregistrés et dans certains cas on a également enregistré la présence de divers types d'éoliennes à proximité.

Dans le cadre de la construction de parcs éoliens offshore, le bruit ambiant sous-marin a été mesuré avant le début de la construction pour obtenir une situation  $T_0$  (Henriet et al., 2006; Haelters et al., 2009). Le bruit anthropogène des éoliennes offshore opérationnelles a également été mesuré (Norro & Degraer, 2016), et bien qu'en théorie les parties 'silencieuses' des mesures du bruit sous-marin pendant le battage des pieux (bruit impulsif) auraient également pu être utilisées pour procéder à une évaluation du bruit ambiant, dans la pratique, cela n'a pas été possible : (1) le champ sonore est en effet resté dominé par la navigation à proximité et (2) les instruments utilisés pour la mesure du bruit généré par le battage des pieux n'ont pas été suffisamment sensibles pour décrire le bruit ambiant.

Il n'a pas été possible d'évaluer le niveau du bruit ambiant annuel moyen. À l'avenir, on utilisera pour cela un appareil d'enregistrement autonome (approche eulérienne). La Belgique participe au projet JOMOPANS <sup>10</sup>, qui

<sup>10</sup> <http://northsearegion.eu/jomopans/news/>

fait suite au projet de programme conjoint de surveillance de la mer du Nord (dans le cadre d'OSPAR) qui impose certaines exigences au niveau de la réalisation de la surveillance du bruit ambiant au niveau régional.

#### 2.9.2.5. Résultats et tendances

On ne dispose encore actuellement que de données à court terme sur le niveau de bruit ambiant et cela uniquement pour deux localisations. Les niveaux de bruit ambiant (SPL 1/3 de bande d'octave) mesurés au Bligh Bank et au Thorntonbank ont varié de 95 à 110 dB re 1  $\mu$ Pa dans la fenêtre des fréquences de 20 Hz à 3 kHz, avec un vent de 2-3 Bft et une houle de niveau 1-2. Le niveau a diminué jusque 80 dB re 1  $\mu$ Pa à 10 kHz. Les valeurs légèrement plus élevées mesurées sur le Thorntonbank sont peut-être dues aux pipelines Interconnector et/ou Zeepipe, à des conditions météorologiques légèrement différentes, des caractéristiques locales de la topographie sous-marine et la navigation ad hoc (Henriet et al., 2006; Haelters et al., 2009). Pendant la construction des fondations gravitaires (sans pieu), un niveau sonore (largeur de bande SPL) de 115 dB re 1  $\mu$ Pa a été mesuré, soit légèrement au-dessus des niveaux de fond du bruit ambiant, et cela, probablement en raison d'une augmentation de la navigation et des activités de dragage à proximité (Norro et al., 2013b). Les niveaux mesurés pendant le flot et le jusant n'ont pas montré de différence significative.

Outre de réelles mesures du bruit ambiant, on a aussi procédé à des mesures du bruit généré par les turbines offshore opérationnelles. Il a été mesuré pour les fondations aussi bien monopieu que jacket (Norro & Degraer, 2016). Le niveau sonore généré (à faible vitesse du vent) a augmenté avec l'augmentation de la vitesse du vent. Les fondations monopieu ont généré un SPL plus élevé que les fondations jacket (10 dB re 1  $\mu$ Pa plus haut ; Norro et al., 2013b; Norro & Degraer, 2016). La majorité de l'énergie a été produite entre 60 et 3 kHz. Norro & Degaer (2016) ont conclu que les turbines locales sur fondations jacket ont augmenté la largeur de bande du SPL de 11 dB re 1  $\mu$ Pa à une vitesse de vent de 10 m/s (de 122 dB à 131 dB re 1  $\mu$ Pa), alors que pour les fondations monopieu on a enregistré une augmentation du SPL de 19 dB re 1  $\mu$ Pa à des vitesses de vent de 10 m/s (de 120 dB re 1  $\mu$ Pa à 139 dB re 1  $\mu$ Pa). On peut déduire des études de Norro et al. (2013a) qu'une distance de quelques km est nécessaire pour diminuer un niveau de largeur de bande de 140 dB à 120 dB re 1  $\mu$ Pa, ce qui signifie qu'un parc éolien opérationnel peut être détecté jusqu'à cette distance dans le bruit ambiant ; l'étude effectuée par Andersson est arrivée au même résultat (2011). La Figure 2.78 illustre l'augmentation du nombre d'éoliennes offshore opérationnelles entre 2008 et 2016, avec, en 2016, une capacité installée de 900 MW.

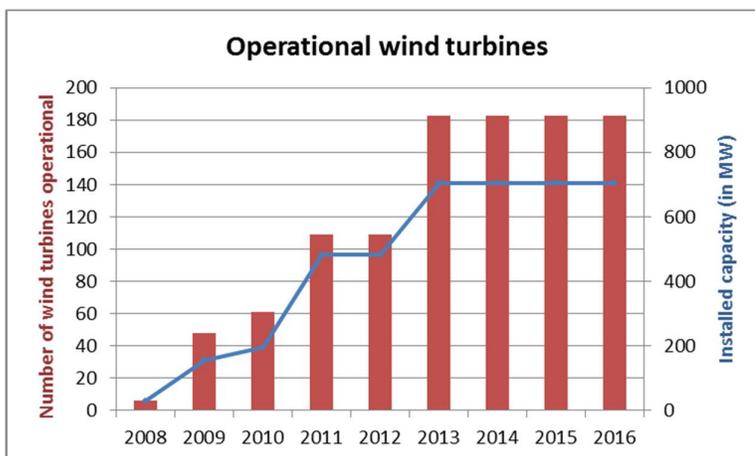


Figure 2.78. Nombre d'éoliennes (cumulé) et leur capacité totale installée (cumulée) entre 2008 et 2016.

Il n'y a pas eu d'analyse des niveaux sonores attribuables à d'autres activités humaines contribuant au bruit ambiant. La littérature sur le bruit sous-marin généré par la navigation est abondante (par exemple, Wenz, 1962; Merchant et al., 2012) comme elle l'est aussi sur le bruit sous-marin généré par la pêche (par exemple, Dahl, 2007; et al., 2016), le dragage et l'extraction de sable (par exemple, de Jong et al., 2010; Robinson et al., 2012). La Figure 1.2 montre la localisation de ces activités dans la PBMN.

#### 2.9.2.6. Conclusions

Le bruit ambiant sous-marin résulte du mélange d'une composante naturelle et d'une composante anthropogène. Ses sources sont multiples et ne peuvent le plus souvent pas être identifiées. Les sources anthropogènes connues et localisées n'ont pas été prises en compte dans ce qui suit mais leur compréhension peut nous permettre d'accroître nos connaissances sur le bruit ambiant et ses tendances. Le niveau du bruit ambiant est nettement inférieur au niveau mesuré à proximité des sources de bruit impulsif, notamment le battage des pieux ou les explosions. Bien qu'il soit difficile d'attribuer les augmentations des niveaux de bruit ambiant à des activités humaines spécifiques, il est néanmoins évident qu'au cours du siècle ils ont augmenté en raison de la navigation (McCarthy & Miller, 2002; Hildebrand, 2009), des activités de dragage, l'extraction de sable, de la pêche, de la production d'énergie éolienne, etc. Wenz (1962) indiquait déjà que le niveau de bruit ambiant maximum mesuré à faible vitesse du vent et faible houle atteignait une crête de 100-110 dB re  $1\mu\text{Pa}^2/\text{Hz}$  entre 50 à 200 Hz, et était probablement surtout dû à la navigation à distance.

En ce qui concerne la production d'énergie éolienne offshore, il est peu probable que certaines espèces d'animaux soient fortement influencées par cette production, mais il convient d'admettre que les informations sur le sujet sont très peu nombreuses. Bergström et al. (2014) ont estimé qu'il était improbable que le niveau du bruit sous-marin généré par les éoliennes provoque des réactions au niveau des poissons ou des mammifères marins. Betke (2006), qui a mesuré le bruit de fonctionnement de petites éoliennes, estime, quant à lui, que le bruit généré par un parc éolien opérationnel ne devrait plus être entendu par les marsouins à partir d'une distance de 100 mètres de la turbine, et Ward et al. (2006) ont conclu que les niveaux sont considérés insuffisants pour provoquer des dommages auditifs chez les mammifères marins. Les niveaux du bruit sous-marin

susceptibles de perturber les marsouins (ou d'autres cétacés présents en abondance) estimés par Bailey et al. (2010), Tougaard et al. (2014) et Southall et al. (2007), sont (nettement) plus élevés que les niveaux mesurés au niveau des éoliennes opérationnelles. Van Ginkel et al. (2017) ont constaté une adaptation de la production sonore (fréquence) des dauphins (*Tursiops truncatus*) en réaction à des niveaux de bruit ambiant très variables, peut-être pour éviter le masquage. Les réactions comportementales chez les poissons liées au déplacement des particules, si elles existent, ne seraient possibles que jusqu'à une distance de quelques mètres seulement des éoliennes (Sigray en Andersson, 2011).

Au niveau de cet indicateur, une moyenne à plus long terme nécessaire. Cette moyenne doit tenir compte des tendances saisonnières et annuelles. Une tendance à la hausse peut être le reflet d'une augmentation de la densité de la navigation et d'autres activités humaines. Les données rassemblées au niveau des stations fixes, combinées aux données sur la navigation, l'extraction de sable, le dragage et la production d'énergie éolienne, etc. permettent, en théorie, de cartographier le niveau du bruit ambiant dans les eaux belges. En réalité, ce niveau serait toutefois également influencé par de nombreux facteurs difficiles à modéliser, et notamment le paysage sous-marin local, le substrat et les conditions météorologiques ad hoc (Knudsen et al., 1948).

On dispose de très peu d'informations sur l'impact sur les animaux et il faut plusieurs décennies de surveillance pour identifier des tendances (Merchant et al., 2016). Une surveillance coordonnée du bruit ambiant dans la région de la mer du Nord est en préparation (JOMOPANS) pour aboutir à une méthode d'évaluation harmonisée au niveau régional.

#### 2.9.2.7. Aspects qualitatifs

La mesure du bruit sous-marin est compliquée et rendue encore plus difficile, entre autres, par le système utilisé, le bruit généré par l'hydrophone et le câble ainsi que par des facteurs naturels (courant, houle, vent, pluie ...) (voir aussi 2.9.1.7).

Les caractéristiques du champ acoustique perçu pour le bruit impulsif mesurées peuvent être mesurées directement et n'exigent pas d'informations complémentaires ou de traitement (calcul de moyennes, intégration ou modélisation). Dans une situation idéale, le bruit ambiant sous l'eau devrait toutefois être mesuré en permanence au niveau d'un nombre minimum d'endroits soigneusement sélectionnés et les données ainsi obtenues devraient être intégrées dans un modèle de propagation acoustique validé, axé sur la production de cartes 'soundscape'. Dans la pratique, une localisation ou un nombre limité de localisations de référence seront choisis pour une future analyse des niveaux du bruit ambiant et l'identification de tendances, conformément à une méthodologie régionale encore à élaborer.

#### 2.9.2.8. Données

Les données et les métadonnées sont disponibles sur le site du BMDC ([www.bmdc.be](http://www.bmdc.be)). Les cartes (y compris les shape files) sont disponibles sur <https://odnature.naturalsciences.be/marine-atlas/>

### 2.9.2.9. Références

- Ainlsy, M.A. (2011). Standard for measurement and monitoring of underwater noise, Part I: physical quantities and their units. TNO-DV 2011 C235.
- Betke, K. (2006). Measurement of underwater sound emitted by an offshore wind turbine at Horns Rev. ITAP report 13/02/2006. 19pp.
- Andersson, M., Sigray, P. & Persson, L.K.G. (2011). Operational wind farm sound and shipping sound compared with estimated zones of audibility for four species of fish. *The Journal of the Acoustical Society of America* 129: 2498.
- Bergström, L., Kautsky, L., Malm, T., Rosenberg, R., Wahlberg, M., Åstrand Capetillo, N. & Wilhelmsson, D. (2014). Effects of offshore wind farms on marine wildlife—a generalized impact assessment. *Environmental Research Letters* 9: 034012 (12pp). doi:10.1088/1748-9326/9/3/034012
- Brandt, M.J., Diederichs, A., Betke, K. & Nehls, G., 2011. Responses of harbour porpoises to pile driving at the Horns Rev II offshore wind farm in the Danish North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 421: 205–216.
- Dahl, P.H., Miller, J.H., Cato, D.H. & Andrew, R.K. (2007). Underwater ambient noise. *Acoustics Today*, January 2007: 23-33.
- De Jong, C., Ainslie, M., Dreschler, J., Jansen, E., Heemskerk, E. & Groen, W. (2010). Underwater noise of trailing suction hopper dredgers at Maasvlakte 2: analysis of source levels and background noise. TNO Report TNO-DV 2010 C335.
- Erbe, C. & McPherson, C., 2017. Underwater noise from geotechnical drilling and standard penetration testing. *The Journal of the Acoustical Society of America* 142, EL281 (2017). doi.org/10.1121/1.5003328.
- Haelters, J., Norro A. & Deblauwe, J.-P. (2008). Protocol en planning voor de monitoring van onderwatergeluid in het kader van de constructie en exploitatie van offshore windparken. Rapport van de Beheerseheid van het Mathematisch Model van de Noordzee (BMM), Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, Brussel. 6 pp.
- Haelters, J., Norro, A. & Jacques, T.G. (2009). Underwater noise emission during the Phase I construction of the C-Power windfarm and baseline for the Belwind wind farm. In: S. Degraer & R. Brabant (Eds.). *Offshore windfarms in the Belgian part of the North Sea: State of the art after two years of environmental monitoring*. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Department MUMM, Chapter 3: 17-37.
- Henriet, J.-P., Versteeg, W., Staelens, P., Vercruyssen, J. & Van Rooij, D. (2006). Monitoring van het onderwatergeluid op de Thorntonbank: referentietoestand van het jaar nul, eindrapport. Studie in opdracht van het KBIN/BMM, rapport JPH/2005/sec15, Renard Centre of Marine Geology Ghent University, Belgium. 53 pp.
- Hildebrand, J.A., (2009). Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean. *Marine Ecology Progress Series* 395: 5-20. DOI: 10.3354/meps08353.
- Knudsen, V.O., Alford, R.S. & Emling, J.W. (1948). Underwater ambient noise. *Journal of Marine Research* 7: 410–429.
- Lurton, X., 2016. Modelling of the sound field radiated by multibeam echosounders for acoustical impact assessment. *Applied Acoustics* 101: 201-221. doi.org/10.1016/j.apacoust.2015.07.012.
- McCarthy, E. & Miller, J.H., (2002). Is anthropogenic ambient noise in the ocean increasing? *The Journal of the Acoustical Society of America* 112(5): 2262-2262. DOI: 10.1121/1.4779025
- Merchant, N.D., Witt, M.J., Blondel, P., Godley, B.J. & Smith, G.H. (2012). Assessing sound exposure from shipping

- in coastal waters using a single hydrophone and Automatic Identification System (AIS) data. *Marine Pollution Bulletin* 64(7): 1320-1329. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.05.004>
- Merchant, N.D., Brookes, K.L., Faulkner, R.C., Bicknell, A.W.J., Godley, B.J. & Witt, M.J. (2016). Underwater noise levels in UK waters. *Scientific Reports* 6: 36942. doi:10.1038/srep36942
- Norro, A., Rumes, B. & Degraer, S. (2013a). Differentiating between underwater construction sound of monopile and jacket foundations for offshore Wind turbines: A case study from the Belgian part of the North Sea. *The Scientific Journal* 2013, Article ID 897624. <http://dx.doi.org/10.1155/2013/897624>.
- Norro, A., Botteldooren, D., Dekoninck, L., Haelters, J., Rumes, B., Van Renterghem, T & Degraer, S. (2013b). Qualifying and quantifying offshore wind farm-generated noise. In: S. Degraer, R. Brabant & 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.
- Norro, A. & Degraer, S. (2016). Quantification and Characterisation of Belgian Offshore wind farm operational sound emission at low wind speeds. In S. Degraer, R. Brabant, B. Rumes & L. Vigin, 2016. *Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea. Environmental Impact monitoring reloaded*. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Brussels: 24-35.
- Norro, A. 2017. Characterization of the underwater sound emitted during the installation of monopile steel foundations at the Nobelwind offshore windfarm and cumulative effects. MONWIN report 2017, RBINS, Brussels.
- Robinson, S.P., Theobald, P.D., Lepper, P.A., Hayman, G., Humphrey, V.F., Wang, L-S. & Mumford, S. (2012). Measurement of underwater noise arising from marine aggregate operations. *The Effects of Noise on Aquatic Life: Advances in Experimental Medicine and Biology*, 730 (VII): 465–468. DOI: 10.1007/978-1-4419-7311-5\_105
- Sigray, P. & Andersson, M.H. (2011). Particle motion measured at an operational wind turbine in relation to hearing sensitivity in fish. *The Journal of the Acoustical Society of America* 130(1): 200-207.
- van Ginkel, C., Becker, D.M., Gowans, S. & Simard, P. 2017. Whistling in a noisy ocean: bottlenose dolphins adjust whistle frequencies in response to real-time ambient noise levels. *Bioacoustics*, 23 Aug 2017: 1-15. Doi: 10.1080/09524622.2017.1359670
- Ward, P.D., Harland, E. & Dovey, P. (2006). Measuring ambient sound in relation to offshore windfarm characterisation. *QinetiQ* 2006. 5 pp.
- Wenz, G.M. (1962). Acoustic ambient noise in the ocean: spectra and sources. *The Journal of the Acoustical Society of America* 34: 1936–1956.

### 3. État du milieu marin

#### 3.1. Biodiversité, réseau trophique et intégrité des fonds marins (D1, 4, 6)

En raison de leur lien mutuel étroit et de leur chevauchement, les descripteurs qualitatifs de la « Biodiversité » (D1), du « Réseau trophique » (D4) et de « Habitats benthiques» (D6), seront traités conjointement pour ce qui concerne les aspects liés à l'état.

Le bon état écologique en termes de biodiversité, de réseau trophique et d'intégrité des fonds marins est atteint quand l'état du milieu marin satisfait aux conditions suivantes :

- Les types d'habitats et la taille ainsi que la distribution et l'état des populations des espèces constitutives correspondent au minimum à l'état décrit dans l'évaluation initiale des eaux belges (2012) ;
- Le bon état (et plus précisément le bon état écologique) défini par la Directive-cadre Eau, les Directives Habitats et Oiseaux (et plus précisément l'état de conservation favorable) et OSPAR (et plus précisément les objectifs de qualité écologique) est atteint. Les types d'habitats et d'espèces rares et menacées, repris dans la législation et les conventions existantes, sont protégés conformément au niveau visé par cette législation et ces conventions. La diversité au sein des différentes composantes de l'écosystème (à savoir le plancton, le benthos, les poissons, les oiseaux marins et les mammifères marins) est maintenue ;
- Des populations viables d'espèces sont maintenues pour les espèces longévives clés qui se reproduisent lentement. Il va de même pour les espèces prédatrices supérieures dans tous les types d'habitats ;
- Les types d'habitats sont diversifiés et productifs sur le plan structurel et fonctionnel.

L'évaluation a été réalisée sur la base d'une série d'objectifs environnementaux spécifiques qui fournissent une indication sur l'état des fonds marins et de la biodiversité au niveau de la PBMN. Dans l'ensemble, les indicateurs ont donné des scores moyens à mauvais. Les fonds marins et la vie dont ils sont le siège semblent surtout souffrir de la pêche ; de ce fait, les communautés diffèrent des communautés de référence et les grandes espèces longévives n'ont quasi aucune chance. Les oiseaux n'atteignent pas les objectifs environnementaux ou affichent une tendance fortement négative avec des densités actuelles encore à peine au-dessus des valeurs seuil. L'objectif pour la raie bouclée, à savoir une tendance positive au niveau de son nombre a, par contre, été réalisé. En raison de l'absence de valeurs de référence, on ne peut pas évaluer l'état du marsouin. L'objectif environnemental concernant le potentiel de bioturbation n'a pas pu être évalué sur la base des données disponibles et a été ajustée pour une évaluation ultérieure (voir rapport BEE et objectifs environnementaux, 2018).

Dans les eaux marines belges on ne rencontre pas de reptiles et seulement un nombre limité de céphalopodiers. Ces groupes ne sont donc pas repris dans la description de l'état actuel et dans l'élaboration des objectifs environnementaux.

## 3.2. Oiseaux marins (D1)

### 3.2.1. Occurrence des oiseaux marins nicheurs

Eric Stienen et Wouter Courtens

Dans les trois régions OSPAR étudiées (eaux arctiques, mer du Nord et mers celtiques ; voir Figure 3.1), donc aussi dans la région de la mer du Nord dans laquelle se situe la Belgique, le nombre des oiseaux marins nicheurs a fortement diminué : plus de 25% des espèces se situent actuellement en dessous du niveau de référence. Depuis 2005, le bon état écologique n'est atteint dans aucune région OSPAR et dans la mer du Nord, il ne l'est plus depuis l'année 2000. Les moins bons chiffres sont principalement ceux des espèces ichtyophages qui se nourrissent à proximité de la surface de l'eau.

#### 3.2.1.1. Introduction

L'objectif au niveau des oiseaux marins nicheurs est de maintenir les changements au niveau de leur densité dans les limites visées pour 75% des espèces suivies. Cet objectif s'inscrit dans l'objectif de biodiversité d'OSPAR pour garantir, à long terme, une population d'oiseaux marins saine dans les eaux marines dans la région OSPAR (OSPAR 2017). La surveillance du nombre des oiseaux marins nicheurs se fait au niveau de différents états membres, mais en raison de l'échelle des facteurs externes qui influencent le nombre des oiseaux marins (p. ex. la pêche) et de l'échange parfois rapide entre les colonies, les analyses sont effectuées au niveau des régions OSPAR. Les données belges sont intégrées au niveau de l'ensemble de la mer du Nord.

#### 3.2.1.2. Contexte

Les oiseaux marins nichent en colonies et sont dès lors souvent relativement faciles à compter. Les changements au niveau de leurs nombres indiquent l'influence de divers effets anthropiques et leur surveillance peut servir de système « early-warning » sur la base duquel la politique peut éventuellement être adaptée.

#### 3.2.1.3. Zone géographique

Les données de la surveillance sont regroupées sur 5 zones géographiques ou régions OSPAR (Figure 3.1), mais étant donné qu'on ne dispose pas de données suffisantes pour les régions du Golfe de Gascogne, de la côte ibérique et de la zone atlantique, elles n'ont pas été reprises dans l'évaluation.

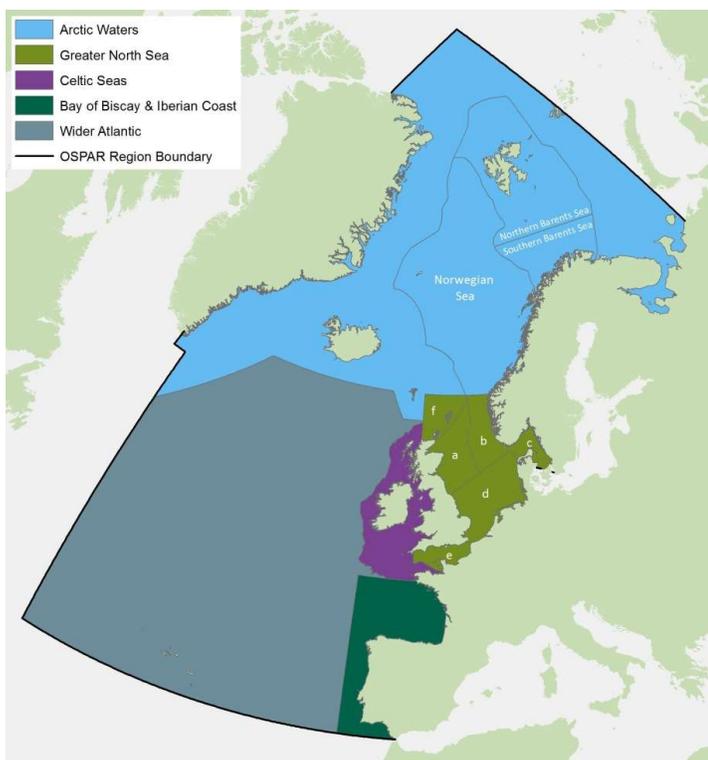


Figure 3.1. Subdivision des données sur les oiseaux marins en 5 régions (reprises d'OSPAR 2017).

#### 3.2.1.4. Méthodologie

Les données relatives au nombre d'oiseaux marins nicheurs pour l'ensemble des régions OSPAR ont été recueillies sur la période 1992-2015. La contribution de la Belgique consistait à compter les sternes et les mouettes le long de l'ensemble de la côte et à compter ou estimer chaque année le nombre de couples nicheurs. L'ensemble des données OSPAR a été analysé au niveau de trois régions OSPAR : les eaux arctiques, la mer du Nord et les mers celtiques. Pour chaque espèce, un niveau de référence a été défini qui a été provisoirement fixé comme représentant la taille de référence de la population pour l'année de démarrage de la surveillance (1992). Les espèces ont été subdivisées en groupes fonctionnels : les espèces qui ont une alimentation intertidale, celles qui se nourrissent dans les premiers 2 mètres supérieures de la colonne de l'eau, celles qui s'y nourrissent plus profondément, les espèces benthivores et les espèces brouteuses (pour plus de détails voir OSPAR, 2017). Une analyse des tendances a été réalisée pour chaque espèce. Les nombres peuvent fluctuer au sein de certaines limites (en fonction de l'espèce, entre 70% et 130% ou entre 80% et 130% de la valeur de référence) mais si les nombres se situent en dehors de ces limites, l'espèce ne remplit pas le critère d'évaluation pour l'année concernée. Quand plus de 25% des espèces ne satisfont pas à ce critère, le bon état écologique n'est pas atteint.

#### 3.2.1.5. Résultats et tendances

Le tableau ci-dessous montre, par région OSPAR et par groupe fonctionnel (ainsi que pour l'ensemble des groupes), le pourcentage des espèces pour lesquelles, en 2014, les nombres ne satisfaisaient pas au critère

d'évaluation. Aucune région n'a atteint le bon état écologique. Surtout les espèces qui se nourrissent à proximité de la surface de l'eau (e.a. les sternes) ont de mauvais résultats dans toutes les régions et aussi dans la région de la mer du Nord dont fait partie la Belgique. Dans la mer du Nord, les espèces qui se nourrissent dans la colonne d'eau (e.a. les alcidés, les gavidés et le fou de Bassan) et le seul benthivore (la macreuse noire) ont toutefois atteint le bon état écologique.

La tendance est négative pour toutes les régions (Figure 3.2). Pour la région de la mer du Nord, le bon état écologique n'est plus atteint depuis déjà l'année 2000.

Tableau 3.1. Pourcentage des espèces qui ont satisfait au critère d'évaluation en 2014. Quand le bon état écologique était atteint ( $\geq 75\%$ ) la cellule est colorée en vert, sinon en rouge ( $< 75\%$ ) (repris d'OSPAR 2017).

Groupe fonctionnel	Pourcentage du nombre d'espèces ayant satisfait au critère d'évaluation		
	Partie norvégienne des eaux arctiques	Mer du Nord	Mers celtiques
Échassiers		40%	
Qui se nourrissent à la surface	40%	47%	50%
Qui se nourrissent dans la colonne d'eau	57%	75%	86%
Qui se nourrissent dans le benthos		100%	
Brouteurs		0%	
Tous les groupes fonctionnels	50%	50%	63%

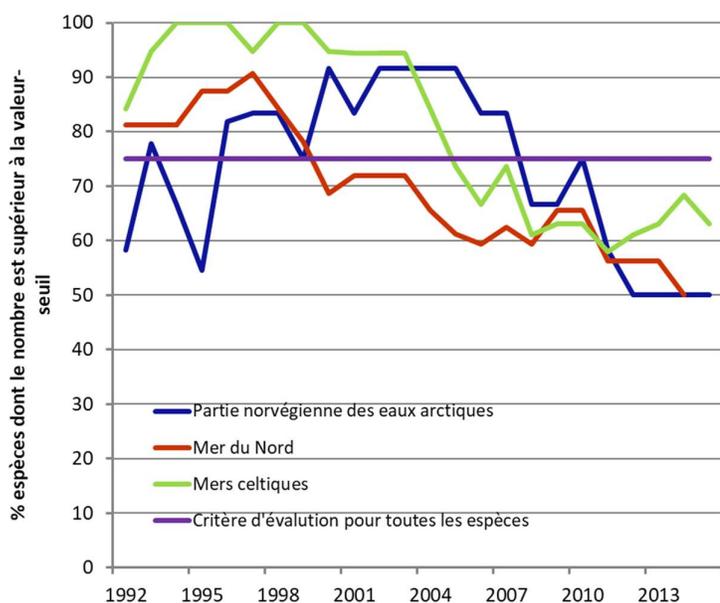


Figure 3.2 Tendance au niveau du pourcentage des espèces qui satisfont au critère d'évaluation sur la période 1992-2015 (repris d'OSPAR 2017).

En Belgique, seul un nombre limité d'oiseaux marins niche. On ne rencontre pas les espèces qui broutent sur les côtes rocheuses (comme le guillemot, le pingouin, la mouette tridactyle, le fulmar boréal, etc.). Par contre, la Belgique revêt une importance internationale au niveau d'une série d'espèces qui nichent dans un habitat de sable. Sur la période 1992-2015, le nombre des couples reproducteurs de trois espèces de sternes (la sterne caugek, la sterne pierregarin et la sterne naine) et de deux espèces de grandes mouettes (le goéland argenté et le petit goéland brun) a régulièrement dépassé 1% (et dans certains cas, beaucoup plus) de la population biogéographique totale. La présence de nombres élevés de ces espèces importantes sur le plan international a été la raison pour laquelle la zone de reproduction et/ou les zones d'alimentation voisines ont été désignées comme zones de protection spéciale au sens de l'article 4 de la Directive « Oiseaux ». (Courtens & Stienen 2004; Haelters et al. 2004, Degraer et al. 2010). Pour de nombreuses espèces, le nombre des couples nicheurs le long de la côte belge a fortement augmenté après 1992 (Figure 3.3), surtout du fait de l'extension du port de Zeebruges vers la mer qui a libéré d'importantes superficies d'aires convenant à la nidification qui ont rapidement été colonisées (Stienen et al. 2017). Ces dernières années, ces nombres ont toutefois largement à nouveau diminué du fait que de plus en plus de terrains dans le port de Zeebruges disparaissent ou conviennent moins bien. De plus, la plus grande colonie de sternes a pratiquement complètement disparu à cause de prédateurs terrestres (surtout le renard). Suite à la désignation de la zone «Oiseaux nicheurs à Zeebrugge-Heist» de la directive «Oiseaux» (Moniteur belge du 12/09/2005), les objectifs de conservation quantitatifs et qualitatifs fixés n'ont jamais été atteints et une protection supplémentaire est nécessaire.

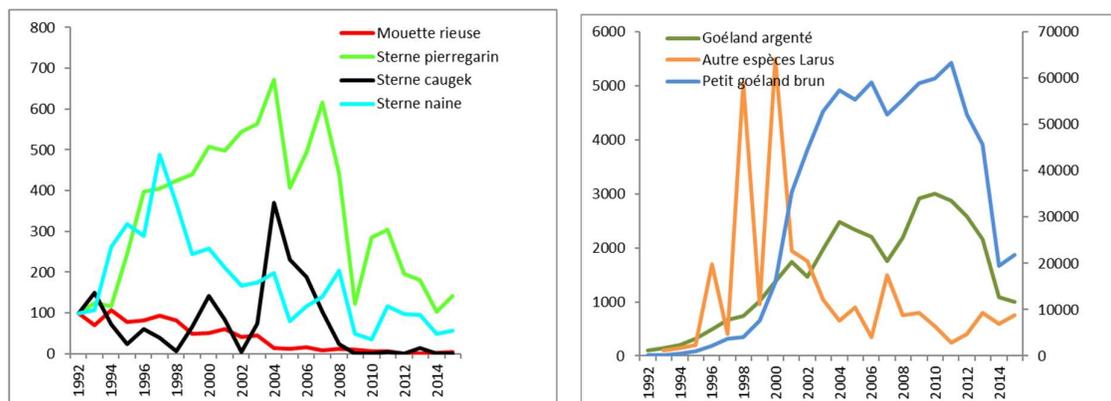


Figure 3.3. Changements au niveau du nombre des oiseaux nicheurs le long de la côte belge sur la période 1992-2015. Cette figure illustre la tendance au niveau du nombre des couples nicheurs en pourcentage de leur nombre sur l'année de référence 1992. Le pourcentage est donné pour toutes les espèces sur l'axe Y de gauche, sauf pour le goéland brun. Les autres espèces de goélands sont le fulmar boréal, le goéland leucophée et la mouette mélanocéphale.

### 3.2.1.6. Conclusions

Sur la base de la surveillance à long terme du nombre des couples nicheurs, il s'avère que la situation des oiseaux marins s'aggrave dans les trois régions OSPAR (eaux arctiques, mer du Nord et mers celtiques). Dans la région de la mer du Nord dans laquelle se situe aussi la Belgique, le nombre des oiseaux marins nicheurs a fortement diminué et plus de 25% des espèces se situent actuellement en dessous du niveau de référence. Depuis 2005, le bon état écologique n'est atteint dans aucune région OSPAR et dans la mer du Nord, il ne l'est plus depuis l'année

2000. Les espèces qui enregistrent les plus mauvais résultats sont surtout les espèces ichthyophages qui se nourrissent près de la surface de l'eau, ce qui pourrait indiquer que la quantité de poisson pélagique à la surface de l'eau est insuffisante pour permettre la réussite de la reproduction.

Cet indicateur est destiné à suivre l'évolution des populations des oiseaux marins en Europe et ne convient pas pour tirer des conclusions au niveau local sur l'état des oiseaux marins. Cela n'empêche toutefois pas qu'à l'échelle de la Belgique, on note depuis un certain temps déjà une nette diminution de ces nombres et cela malgré le fait que la majorité des espèces bénéficient d'un statut de protection internationale. La décision de prendre l'année 1992 comme année de référence est quelque peu malheureuse pour la situation en Belgique car de nouvelles aires de nidification venaient juste d'être colonisées et que les nombres, dans l'ensemble, connaissaient encore une forte progression. Il s'avère néanmoins qu'entre-temps toutes les espèces ont atteint leur nombre maximum et cela en raison de facteurs intrinsèques qui influencent les aires de nidification (destruction de l'habitat, déclin de la qualité de l'habitat et prédation). La situation alimentaire locale ne semble pas intervenir à ce niveau (Stienen et al. 2017). Le déclin des trois espèces de sternes surtout s'avère inquiétant et cela du fait que ces espèces sont reprises dans l'Annexe I de la Directive Oiseaux et bénéficient d'un statut de protection élevé.

#### 3.2.1.7. Aspects qualitatifs

La surveillance et le traitement des données sont effectués conformément aux directives OSPAR (OSPAR 2017).

#### 3.2.1.8. Données et analyse

Les données et les métadonnées sont disponibles au Belgian Marine Data Centre (BMDC, [www.bmdc.be](http://www.bmdc.be)).

#### 3.2.1.9. Références

- Courtens, W., Stienen, E.W.M. 2004. Voorstel tot afbakening van een vogelrichtlijngebied voor het duurzaam in stand houden van de broedpopulaties van kustbroedvogels te Zeebrugge-Heist. Advies van het Instituut voor Natuurbehoud, A.2004.100. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel
- Degraer, S., Courtens, W., Haelters, J., Hostens, K., Jacques, T., Kerckhof, F., Stienen, E., Van Hoey, G. 2010. Bepalen van instandhoudingsdoelstellingen voor de beschermde soorten en habitats in het Belgische deel van de Noordzee, in het bijzonder in beschermde mariene gebieden. Eindrapport in opdracht van de Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu, Directoraat-generaal Leefmilieu. BMM, Brussel
- Haelters, J., Vigin, L., Stienen, E.W.M., Scory, S., Kuijken, E., Jacques, T.G. 2004. Ornithologisch belang van de Belgische zeegebieden: identificatie van mariene gebieden die in aanmerking komen als Speciale Beschermingszones in uitvoering van de Europese Vogelrichtlijn. Bulletin van het Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen. Biologie 74(Suppl.). Instituut voor Natuurbehoud/BMM, Brussel.
- OSPAR 2017. <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/biodiversity-status/marine-birds/bird-abundance/>
- Stienen, E., Courtens, W., Van de walle, M., Vanermen, N., Verstraete, H. 2017. Monitoring van kustbroedvogels in de SBZ-V 'Kustbroedvogels te Zeebrugge-Heist' en de westelijke voorhaven van Zeebrugge tijdens het broedseizoen 2016. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, 2017 (21)

### 3.2.2. Densité des oiseaux en mer

Eric Stienen et Nicolas Vanermen

Bien que la majorité des espèces d'oiseaux non nécrophages sur le PCB affiche une tendance à la baisse, sur la période 2011-2016, le bon état écologique a été atteint chaque année.

Bien que le rejet des espèces commerciales soumises à des quotas ne soit pas encore interdit, cinq espèces nécrophages ont fortement diminué sur la période 2011-2016. Malgré cela, le bon état écologique n'a pas été atteint trois années sur les cinq ans de cette période parce que la taille de la population sur le PCB n'était toujours pas plus élevée que la moyenne à long terme.

#### 3.2.2.1. Introduction

En ce qui concerne les oiseaux marins, on a également évalué trois objectifs relatifs à leur densité en mer dont un objectif pour les espèces d'oiseaux marins non nécrophages et deux objectifs pour les espèces d'oiseaux marins nécrophages :

- La densité moyenne par espèce sur une période de cinq ans n'est pas inférieure à la taille de la population moyenne à long terme pendant cinq années successives pour au moins la moitié des populations d'oiseaux marins non nécrophages.
- La densité moyenne des espèces sur une période de cinq ans n'est pas supérieure à la taille de la population moyenne à long terme pendant cinq années successives pour au moins trois des espèces d'oiseaux marins nécrophages.
- Pour chacune des espèces d'oiseaux marins nécrophages, les nombres moyens sur cinq ans ne sont pas inférieurs aux minima fixés par la Directive Oiseaux en ce qui concerne l'état de conservation favorable.

Le comptage aérien normalisé effectué depuis 1987 et les comptages standardisés effectués à partir de navires depuis 1992 (surtout ceux effectués avec le RV Belgica, RV Zeeleeuw et RV Simon Stevin) ont pour but de cartographier et de suivre les densités et la distribution des oiseaux marins sur le PCB. Sur la base de ces comptages, chaque année, on calcule la densité moyenne de 8 espèces non nécrophages (grèbe huppé, plongeon, macreuse noire, fou de Bassan, mouette naine, sterne pierregarin, guillemot et pingouin) et 5 espèces d'oiseaux nécrophages (mouette tridactyle, goéland cendré, goéland argenté, goéland brun et le goéland marin) et on la compare à une valeur de référence fixe, à savoir la densité moyenne sur une plus longue période. Un bon état écologique est atteint quand la densité actuelle d'au moins 4 espèces non nécrophages reste au-dessus de la moyenne pendant cinq années successives et que la densité d'au moins 3 espèces nécrophages se situe sous la densité moyenne.

#### 3.2.2.2. Contexte

La présence et la distribution des oiseaux marins sur le PCB peuvent montrer de très importantes évolutions à court terme et cela (Seys, 2001), sous l'influence de facteurs locaux (perturbation, variation au niveau de l'offre alimentaire, etc.) et moins locaux (nombres des réussites de reproduction ailleurs dans les colonies de

nidification, conditions météorologiques, etc.). Les changements à long terme au niveau de la présence des oiseaux marins, en tenant compte des évolutions des nombres dans les colonies de reproduction, indiquent souvent que quelque chose a changé au niveau de l'offre alimentaire locale. Pour les oiseaux marins nécrophages, cette offre se compose, au moins en partie, de (restes de) poissons et autres matières organiques rejetés à la mer par les pêcheurs. Il faut donc s'attendre à ce que les espèces nécrophages déclinent en cas d'introduction d'une interdiction de rejet des espèces de poisson soumises à des quotas et à ce que la taille de leur population correspondent plus à la capacité naturelle de l'écosystème marin.

### 3.2.2.3. Zone géographique

Les comptages des oiseaux marins concernent l'ensemble du PCB, mais ils ont été subdivisés en trois zones (Figure 3.4), où : zone 1 = zone à proximité de la côte jusqu'à environ 9 milles, zone 2 = 9–18 milles de la côte et zone 3 = plus que 18 milles.

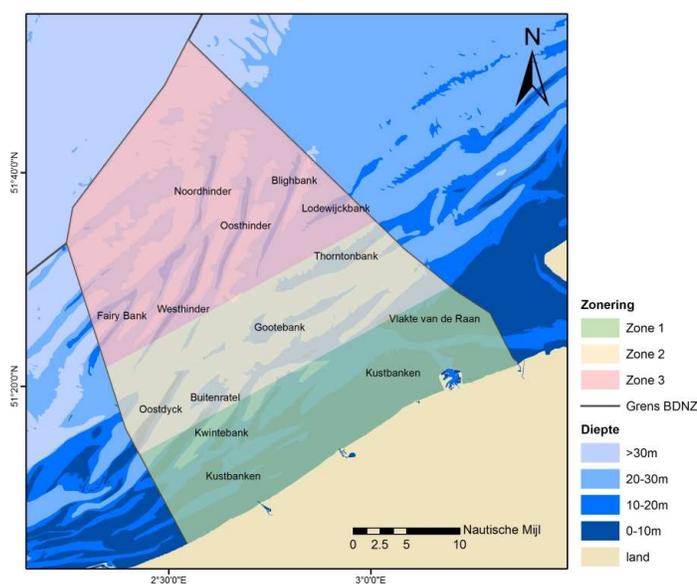


Figure 3.4. Subdivision des comptages des oiseaux marins en trois zones sur le PCB.

### 3.2.2.4. Méthodologie

Les comptages des oiseaux sont effectués à partir de navires conformément à la méthode ESAS standardisée qui combine un comptage « en transect » des oiseaux nageurs et ce qu'on appelle les comptages « snapshot » des oiseaux en vol (Tasker et al., 1984) en utilisant un transect d'une largeur de 300 m (voir Vanermen et al. 2015 pour plus de détails). Étant donné que les densités des oiseaux marins dépendent des saisons, on a choisi pour chaque espèce la saison pendant laquelle celle-ci atteint sa densité la plus élevée. Les comptages sont regroupés par 10 minutes et après une correction par rapport à la distance de détection, les densités mesurées sur 10 minutes ont subi une transformation logarithmique pour écarter au mieux les anomalies. Étant donné qu'aussi bien la densité du comptage que la prévalence de certaines espèces peuvent fortement varier en fonction de la distance par rapport à la côte, le PCB a été subdivisé en trois zones (voir Figure 3.4). Pour chaque espèce, 1 ou

plusieurs zones pertinentes ont été sélectionnées dans lesquelles les densités ont été calculées. Il a été procédé de la même façon pour chaque espèce pendant la saison pendant laquelle elle atteint ses densités les plus élevées dans les zones sélectionnées. En ce qui concerne le nombre de macreuses qui hivernent, on a procédé à des comptages en avion (nombre de spécimens présents sur le PCB) parce qu'elles sont difficiles à compter à partir des navires.

Pour chaque espèce, une valeur de référence (densité moyenne sur plusieurs années) a été calculée qui a été provisoirement fixée comme représentant la moyenne des densités annuelles à compter du début des comptages (1992 ou 1987 pour les macreuses) jusqu'à 2011 compris. Pour chaque année et pour chaque espèce, on a ensuite calculé la densité moyenne sur une période de cinq années successives (ou six années successives quand il y avait une année intermédiaire pour laquelle on ne disposait pas de données).

### 3.2.2.5. Résultats et tendances

#### **Espèces non nécrophages**

La présence de 8 oiseaux marins non nécrophages sur le PCB démontre la forte variation et les diverses tendances (Figure 3.5). Depuis le début des comptages, on note une tendance à la baisse du nombre des macreuses dépendant de la présence de petits crustacés en eau peu profonde. Toutes les autres espèces ont connu de meilleures et de moins bonnes périodes. La tendance pour la Sterne pierregarin est fortement influencée par la taille de l'aire de couvaison de Zeebruges et d'Ostende, qui a été importante sur la période 2000-2011 mais qui a ensuite accusé un fort recul en raison du manque d'habitat de nidification sans prédateurs (Stienen et al. 2017). Pour les autres espèces, leur présence sur le PCB dépend surtout de la situation alimentaire locale et de l'évolution des nombres dans les aires de couvaison anglaises. Il est toutefois frappant de constater ici que de nombreuses espèces sont en (léger) déclin ces dernières années.

Le Tableau 3.2 donne, par espèce, l'état de la densité moyenne sur le PCB pour les 5 dernières années comparativement à la densité moyenne à long terme. Le bon état écologique n'est pas atteint si, sur une année déterminée, les densités de plus de 4 espèces non nécrophages tombent en dessous de la valeur de référence (ou pour les années où on ne dénombre que 7 espèces, plus de 3 espèces). Jusqu'à ce jour, cela ne s'est produit qu'en 2007. Sur la période 2009 -2013, il y a eu, chaque année, moins de deux espèces dont la densité est tombée en dessous de la moyenne à long terme. Ensuite, on a noté une augmentation de nombre d'espèces n'atteignant pas le bon état environnemental.

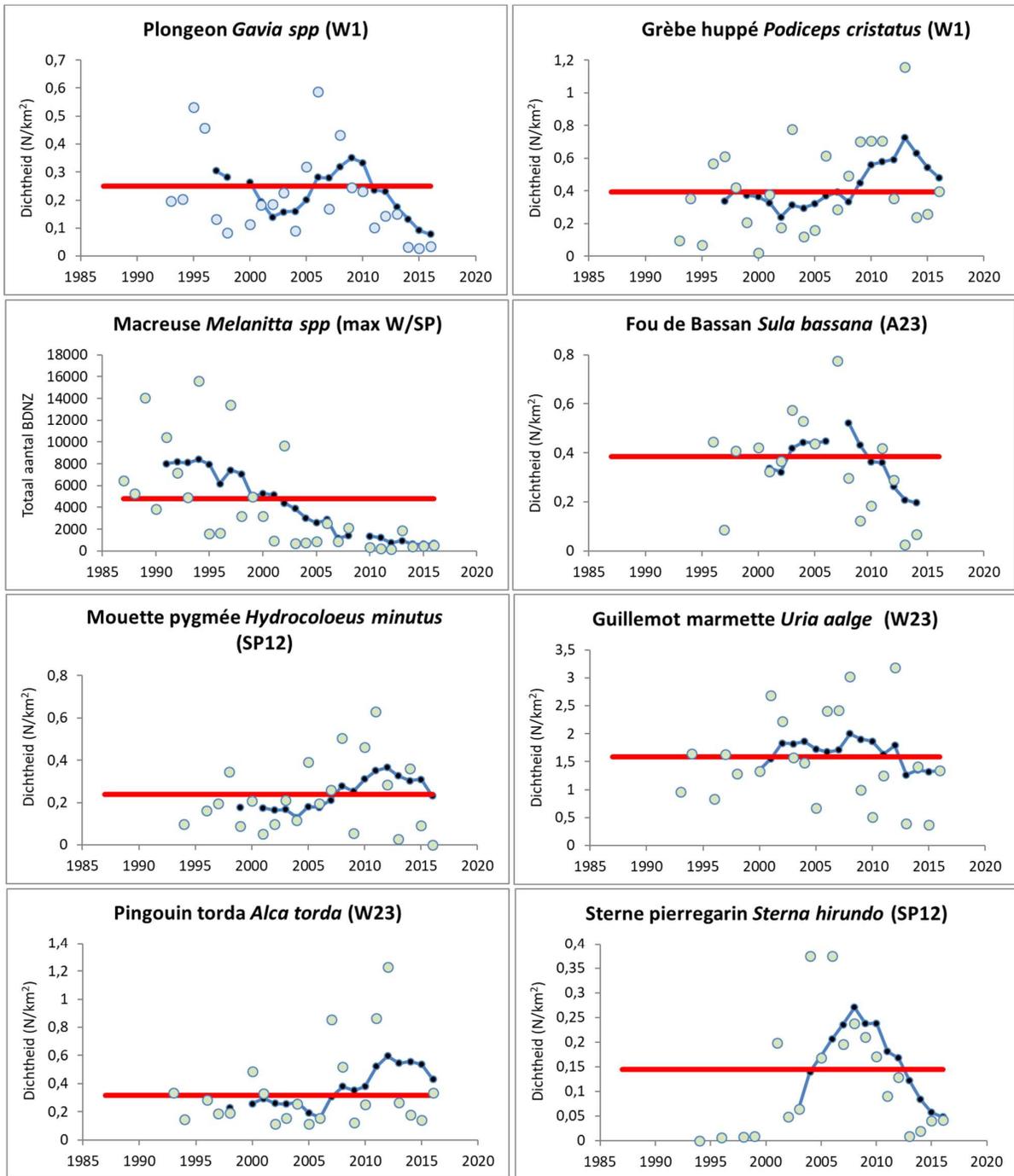


Figure 3.5. Les changements de densité moyenne (boules bleu clair) et la moyenne quinquennale (ligne) des oiseaux marins non nécrophages sur le PCB sur la période 1987-2016. Les codes qui suivent les noms des espèces indiquent la saison (W = hiver, SP = printemps, A = automne) et les zones partielles (1, 2 ou 3 ou une combinaison) auxquelles se rapportent les données (voir 3.2.2.4). La ligne rouge représente la valeur de référence.

Tableau 3.2. Illustration schématique de l'état de la densité quinquennale moyenne par oiseau marin non nécrophage. Vert = la densité quinquennale moyenne est inférieure à la valeur de référence, orange = la densité quinquennale moyenne est plus élevée que la valeur de référence mais pas plus de 4 années consécutives, rouge = la densité quinquennale moyenne se situe pendant au moins cinq années consécutives au-dessus de la valeur de référence. La dernière colonne indique le pourcentage du nombre des espèces qui n'ont pas atteint l'objectif visé sur une année déterminée et rouge = le bon état écologique n'a pas été atteint et vert = le bon état écologique a été atteint.

	<b>Plongeon</b> <i>Gavia</i> <i>spp.</i> (W1)	<b>Grèbe</b> <b>huppé</b> <i>Podiceps</i> <i>cristatus</i> (W1)	<b>Macreuse</b> <i>Melanitta</i> <i>spp</i> (max W/SP)	<b>Fou de</b> <b>Bassan</b> <i>Sula</i> <i>bassana</i> (A23)	<b>Mouette</b> <b>naine</b> <i>Hydrocoloeus</i> <i>minutus</i> (SP12)	<b>Guillemot</b> <b>marmette</b> <i>Uria</i> <i>aalge</i> (W23)	<b>Pingouin</b> <b>torda</b> <i>Alca</i> <i>torda</i> (W23)	<b>Sterne</b> <b>pierregarin</b> <i>Sterna</i> <i>hirundo</i> (SP12)	<b>% non</b> <b>réalisé</b>
2002	Orange	Orange	Vert	Orange	Orange	Vert	Orange	Vert	0
2003	Orange	Rouge	Orange	Vert	Orange	Vert	Rouge	Orange	13
2004	Orange	Rouge	Orange	Vert	Orange	Vert	Rouge	Orange	25
2005	Rouge	Rouge	Orange	Vert	Rouge	Vert	Rouge	Vert	50
2006	Vert	Rouge	Orange	Vert	Rouge	Vert	Rouge	Vert	38
2007	Vert	Rouge	Rouge	Vert	Rouge	Vert	Rouge	Vert	57
2008	Vert	Rouge	Rouge	Vert	Vert	Vert	Vert	Vert	25
2009	Vert	Vert	Vert	Vert	Vert	Vert	Vert	Vert	0
2010	Vert	Vert	Rouge	Orange	Vert	Vert	Vert	Vert	13
2011	Orange	Vert	Rouge	Orange	Vert	Vert	Vert	Vert	13
2012	Orange	Vert	Rouge	Orange	Vert	Vert	Vert	Vert	13
2013	Orange	Vert	Rouge	Orange	Vert	Orange	Vert	Orange	13
2014	Orange	Vert	Rouge	Rouge	Vert	Orange	Vert	Orange	25
2015	Rouge	Vert	Rouge	Vert	Vert	Orange	Vert	Vert	30
2016	Rouge	Vert	Rouge	Vert	Orange	Orange	Vert	Orange	29

### Espèces nécrophages

La présence de 5 oiseaux marins nécrophages montre, dans les grandes lignes, une évolution similaire (Figure 3.6). Dans les premières années des comptages, la densité quinquennale moyenne de toutes les espèces a été plutôt faible. Vers 2005, cette densité a augmenté chez toutes les espèces, mais après 2012 la tendance est redevenue négative.

Le Tableau 3.3 donne, par espèce, l'état de la densité moyenne sur le PCB pour les 5 dernières années comparativement à la densité moyenne à long terme. Du fait de l'augmentation des nombres recensés sur la période 2007-2010, les cellules sont orange ou rouges ('pas bon') pour toutes les espèces, mais vu la récente diminution des nombres comptés sur le PCB au cours de ces dernières années, ce n'est plus le cas pour la plupart des espèces. Le bon état écologique pour une année n'est pas atteint uniquement lorsque l'année concernée, la densité de plus de 2 espèces nécrophages se situe au-dessus de la valeur de référence (Tableau 3.3). Cela s'est produit chaque année sur la période 2010 -2014 et ensuite cela ne s'est plus produit.

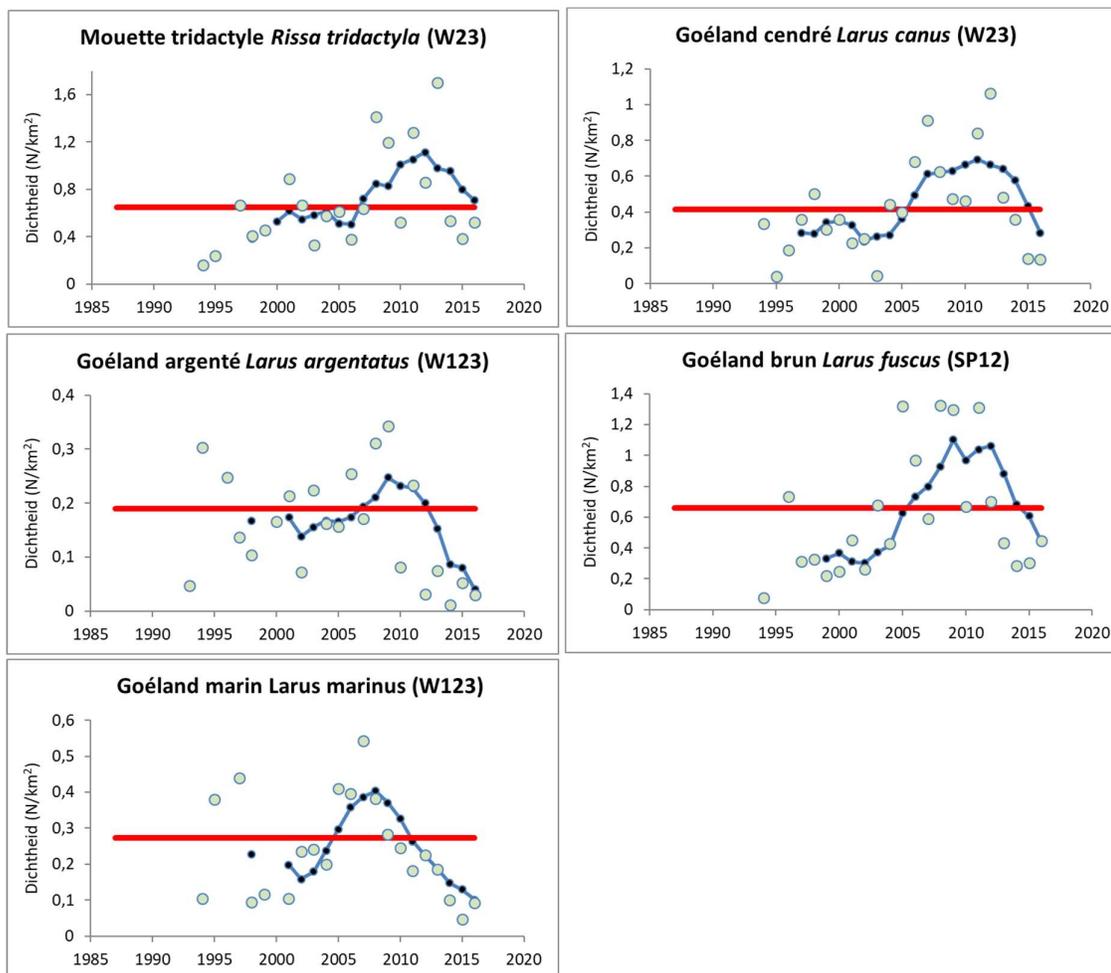


Figure 3.6. Les changements de densité moyenne (boules bleu clair) et la moyenne quinquennale (ligne) des oiseaux marins nécrophages sur le PCB sur la période 1987-2016. Les codes qui suivent les noms des espèces indiquent la saison (W = hiver, SP = printemps, A = automne) et les zones partielles (1, 2 ou 3 ou une combinaison) auxquelles se rapportent les données (voir 3.2.2.4). La ligne rouge représente la valeur de référence.

Tableau 3.3. Illustration schématique de l'état de la densité quinquennale moyenne par oiseau marin nécrophage. Vert = la densité quinquennale moyenne est inférieure à la valeur de référence, orange = la densité quinquennale moyenne est plus élevée que la valeur de référence, mais pas plus de 4 années consécutives, rouge = la densité quinquennale moyenne se situe pendant au moins cinq années consécutives au-dessus de la valeur de référence. La dernière colonne indique le pourcentage du nombre des espèces qui n'ont pas atteint l'objectif visé sur une année déterminée et rouge = le bon état écologique n'a pas été atteint et vert = le bon état écologique a été atteint.

	<i>Rissa tridactyla</i> (W23)	<i>Larus canus</i> (W12)	<i>Larus argentatus</i> (W123)	<i>Larus fuscus</i> (SP12)	<i>Larus marinus</i> (W123)	% non réalisé
2002	Vert	Vert	Vert	Vert	Vert	0
2003	Vert	Vert	Vert	Vert	Vert	0
2004	Vert	Vert	Vert	Vert	Vert	0
2005	Vert	Vert	Vert	Vert	Vert	0
2006	Vert	Orange	Vert	Orange	Orange	0
2007	Orange	Orange	Orange	Orange	Vert	0
2008	Orange	Orange	Orange	Orange	Vert	0
2009	Orange	Orange	Orange	Orange	Vert	0
2010	Orange	Rouge	Orange	Rouge	Rouge	60
2011	Rouge	Rouge	Rouge	Rouge	Vert	80
2012	Rouge	Rouge	Rouge	Rouge	Vert	80
2013	Rouge	Rouge	Vert	Rouge	Vert	60
2014	Rouge	Rouge	Vert	Rouge	Vert	60
2015	Rouge	Rouge	Vert	Vert	Vert	40
2016	Rouge	Vert	Vert	Vert	Vert	20

### 3.2.2.6. Conclusions

#### Espèces non nécrophages

La tendance inquiétante est celle des macreuses et cela d'autant plus que ce groupe dépend entièrement des petits coquillages et que la diminution de sa population indique donc le déclin continu de la présence des petits coquillages dans notre zone côtière. La forte diminution de la sterne pierragrin en dit long mais, comme déjà dit, elle est liée à des facteurs extérieurs au milieu marin. Les tendances au niveau des autres espèces ne sont pas tout à fait clairement établies. Le plus souvent, il s'agit d'une combinaison de changements dans le réseau trophique local, au niveau de la situation alimentaire ailleurs et de changements au niveau de la taille de la population. Une densité élevée d'une espèce est un signe qu'elle peut trouver suffisamment à manger à cet endroit, mais les années pendant lesquelles on dénombre peu d'oiseaux ne sont pas, par définition, des années liées à une mauvaise situation alimentaire. Pour mieux comprendre la raison des fluctuations locales, il faudrait que les données d'une zone géographique beaucoup plus grande soient analysées, p. ex. au niveau des régions OSPAR. Ce qui frappe aussi, ce sont les tendances très similaires constatées au niveau des guillemots, de la mouette naine et de la mouette tridactyle dont les nombres ont augmenté vers 2010. Ces espèces dépendent toutes les trois fortement de la présence du lançon équille et se rencontrent souvent ensemble. Il n'est pas improbable que les nombres recensés sur le PCB soient indicatifs de la présence du lançon équille dans notre

écosystème marin.

D'autres espèces nécrophages ont également enregistré un nombre optimal vers 2005-2010, ce qui s'est traduit par une plus longue période verte dans le schéma du Tableau 3.2. Ces trois-quatre dernières années, la population de nombreuses espèces est toutefois redescendue et le tableau est de plus en plus souvent orange à rouge. Sur la période 2011-2016, le bon état écologique a certes été atteint chaque année, mais nous arrivons lentement dans la zone de danger dans laquelle la majorité des espèces enregistrent une diminution de leur population à long terme.

### **Espèces nécrophages**

Pour les espèces nécrophages, sur la période 2011-2016, le bon état écologique n'a pas été atteint sur 4 des 6 années. Sur ces 4 ans, pendant une longue période (plus de 4 ans), il y a eu plus d'oiseaux marins nécrophages que souhaitable sur le PCB.

Cet indicateur était initialement destiné à surveiller si les populations des oiseaux nécrophages diminueraient suite à la mise en place d'une nouvelle politique de pêche (moins de déchets sous la forme de rejets). À cette époque, quand les objectifs environnementaux ont été définis, leur nombre était considéré comme artificiellement élevé. Cet indicateur montre, en effet, que les nombres diminuent et, qu'en théorie, ils pourraient continuer à baisser et même descendre en dessous du niveau naturel (c.-à-d. sans pouvoir utiliser les rejets). Pour éviter que les nombres des oiseaux marins nécrophages ne baissent trop, un objectif supplémentaire a été initialement fixé, à savoir : sur l'ensemble des espèces nécrophages, les nombres moyens sur cinq ans ne peuvent pas être inférieurs aux minima fixés dans la Directive Oiseaux en ce qui concerne l'état de conservation favorable. Cet objectif correctif pose toutefois deux problèmes majeurs, à savoir que des objectifs de conservation n'ont été fixés que pour le goéland brun et le goéland marin et pas pour les autres espèces nécrophages et que les calculs des nombres et des densités pour fixer les objectifs de conservation diffèrent fortement de la méthode utilisée ici (Degraer et al., 2010). En pratique, le « frein » prévu ne fonctionne pas, ce qui permet de mettre en doute l'utilité et le caractère souhaitable de ces deux indicateurs. De plus, quelques espèces nécrophages surveillées dans le cadre de la DCSMM ont récemment été reprises sur la liste rouge européenne de l'IUCN (IUCN 2017). Le nombre des mouettes tridactyles en Europe a aujourd'hui décliné au point que cette espèce a été reprise dans la catégorie « en voie de disparition ». La mouette argentée est également fortement en recul en Europe et est aujourd'hui considérée comme « menacée d'extinction ». La préoccupation européenne concernant le déclin de plusieurs espèces de mouettes remet encore plus en question l'adéquation de cet indicateur en tant que critère de mesure du bon état écologique.

Indépendamment de cela, il semble que les chiffres enregistrés sur le PCB à court terme ne soient pas liés aux activités de pêche ou à la politique de pêche. Il est, en effet, peu probable qu'avant la crise économique, on ait rejeté moins de poissons dans la mer (comme le laisseraient supposer les nombres relativement peu élevés pour les espèces nécrophages vers 1995) et que la pêche ait été maximale en pleine crise (comme le laisserait supposer le pic enregistré vers 2010). Cela fait déjà plusieurs années que les nombres diminuent fortement alors que l'interdiction des rejets n'était pas encore en vigueur. Il est évident que la pêche ne constitue pas le seul facteur, ce qui n'a d'ailleurs rien d'étonnant si l'on pense que ces espèces ne dépendent que pour une part limitée seulement de la pêche.

La tendance au niveau du nombre de goélands bruns et dans une moindre mesure de mouettes argentées en

mer, semble avant tout due à la taille des aires de couvainon le long de la côte flamande (Stienen et al., 2017), où le nombre d'oiseaux nicheurs a fortement augmenté sur la période entre 1990 et 2000, mais a ensuite sensiblement diminué après 2011. Le récent déclin du nombre des mouettes argentées sur le PCB est sans doute aussi lié à son déclin dans le reste de l'Europe (IUCN 2017).

Pour les autres espèces nécrophages, leur présence sur le PCB dépend de la situation alimentaire locale (aussi non liée à la pêche) et de l'évolution des nombres dans les aires de couvainon situées plus au nord. Le déclin récent du nombre des mouettes tridactyles, par exemple, est peut-être dû, en grande partie, au déclin de cette espèce en tant qu'oiseau nicheur européen. Et comme déjà évoqué concernant la tendance au niveau des oiseaux non nécrophages, le nombre de mouettes tridactyles qui hivernent chez nous est peut-être aussi étroitement lié à la présence du lançon équille.

#### 3.2.2.7. Aspects qualitatifs

La présence d'oiseaux marins sur le PCB démontre, par nature, de fortes fluctuations, aussi bien au niveau de leur nombre qu'au niveau de leur distribution. On a essayé de compenser au maximum ces fluctuations en utilisant des densités soumises à des transformations logarithmiques, des tendances quinquennales, la prévalence saisonnière spécifique et des différences spécifiques aux espèces concernant les distances jusqu'à la côte (voir 3.2.2.4). Les tendances ainsi dégagées sont donc relativement solides, mais bien que les comptages aient toujours été effectués suivant une méthodologie standardisée, les itinéraires de surveillance et l'intensité de la surveillance ont changé au fil des ans. De ce fait, certains points de données sont basés sur un nombre relativement limité de données (moins fiables) et pour certaines espèces, il n'a pas été possible de calculer la densité pour toutes les années. C'est ainsi, par exemple, que nous ne disposons pas de données pour le fou de Bassan pour les hivers de 2015 et 2016 parce que les zones situées en haute mer n'ont pas été visitées.

À partir de 2012, les comptages ont surtout été effectués dans la partie orientale, en fonction de la surveillance des effets des parcs éoliens en mer, alors que les données qui concernent les années précédentes concernent plutôt les parties occidentale et septentrionale. Pour de nombreuses espèces, la partie orientale du PCB n'est cependant pas très représentative (Stienen & Kuijken, 2003; Haelters et al., 2004) et, qui plus est, elle est fortement impactée par la présence des éoliennes (Vanermen et al., 2015).

Pour augmenter la fiabilité, il faudrait définir des itinéraires de surveillance fixes et une stratégie de surveillance fixe qui tiennent un maximum compte de la variation au niveau des nombres et de la présence des différentes espèces.

Comme souligné dans les conclusions, le caractère souhaitable de l'objectif environnemental relatif aux espèces nécrophages peut être remis en question du fait que l'objectif qui y est lié d'arrêter l'éventuel déclin quand les nombres passent sous un minimum souhaitable ne peut pas être réalisé.

#### 3.2.2.8. Données et analyse

Les données et les métadonnées sont disponibles au Belgian Marine Data Centre (BMDC, [www.bmdc.be](http://www.bmdc.be)).

#### 3.2.2.9. Références

Degraer, S., Courtens, W., Haelters, J., Hostens, K., Jacques, T., Kerckhof, F., Stienen, E., Van Hoey, G. 2010. Bepalen van instandhoudingsdoelstellingen voor de beschermde soorten en habitats in het Belgische deel

- van de Noordzee, in het bijzonder in beschermde mariene gebieden. Eindrapport in opdracht van de Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu, Directoraat-generaal Leefmilieu. BMM, Brussel
- Haelters, J., Vigin, L., Stienen, E.W.M., Scory, S., Kuijken, E., Jacques, T.G. 2004. Ornithologisch belang van de Belgische zeegebieden: identificatie van mariene gebieden die in aanmerking komen als Speciale Beschermingszones in uitvoering van de Europese Vogelrichtlijn. Bulletin van het Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen. Biologie 74 (Suppl.). Instituut voor Natuurbehoud/BMM, Brussel.
- IUCN 2017. IUCN Red List of Threatened Species 2017. <http://www.iucnredlist.org/about/overview>
- Seys, J. 2001. Het gebruik van zee- en kustvogelgegevens ter ondersteuning van het beleid en beheer van de Belgische kustwateren. PhD Thesis. Universiteit Gent, Gent.
- Stienen, E.W.M., Kuijken, E. 2003. Het belang van de Belgische zeegebieden voor zeevogels. Rapport Instituut voor Natuurbehoud, IN.A.2003.208. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel.
- Stienen, E., Courtens, W., Van de walle, M., Vanermen, N., Verstraete, H. 2017. Monitoring van kustbroedvogels in de SBZ-V 'Kustbroedvogels te Zeebrugge-Heist' en de westelijke voorhavens van Zeebrugge tijdens het broedseizoen 2016. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, 2017(21).
- Vanermen, N., Onkelinx, T., Courtens, W., Van de walle, M., Verstraete, H., Stienen, E.W.M. 2015. Seabird avoidance and attraction at an offshore wind farm in the Belgian part of the North Sea. *Hydrobiologia* 756(1): 51-61

### 3.3. Mammifères marins (D1)

#### 3.3.1. Capture accidentelle des marsouins

Jan Haelters, Francis Kerckhof et Els Torreele

Les marsouins échoués présentent souvent des traces de capture accidentelle dans les filets (prise accessoire) qui constitue une cause de décès importante de ce cétacé en mer du Nord. Sur la base du nombre d'animaux échoués qui présentent des traces de capture accidentelle, on peut estimer que chaque année, de quelques marsouins à plusieurs dizaines de marsouins sont capturés de la sorte. En ce qui concerne l'extrapolation des données relatives aux prises accessoires par rapport aux effets sur le niveau de la population, il est renvoyé aux (futurs) initiatives au niveau régional.

##### 3.3.1.1. Introduction

La capture accidentelle des marsouins a été évaluée sur la base de l'objectif stipulant que les niveaux de capture accidentelle annuelle des marsouins doivent être ramenés à un niveau inférieur à 1,7% de la meilleure estimation de la taille de la population. Cet indicateur tient compte des captures accidentelles de mammifères marins dans certains types de filets. Le marsouin est le mammifère marin le plus présent dans les eaux belges et des études ont montré que sa capture accidentelle, comme c'est aussi le cas dans d'autres parties de la mer du Nord, constitue une cause importante de décès de cette espèce (OSPAR, 2017). Les captures accidentelles d'autres cétacés ne s'avèrent pas pertinentes pour les eaux belges. Étant donné qu'il n'y a pas de colonies de phoques en Belgique et que leurs nombres, aussi bien du phoque commun (*Phoca vitulina*) que du phoque gris (*Halichoerus grypus*) sont peu élevés comparativement à ces nombres dans nos pays voisins, aucune estimation de leur nombre ou du pourcentage des captures accidentelles de ces espèces n'a été effectuée.

##### 3.3.1.2. Contexte



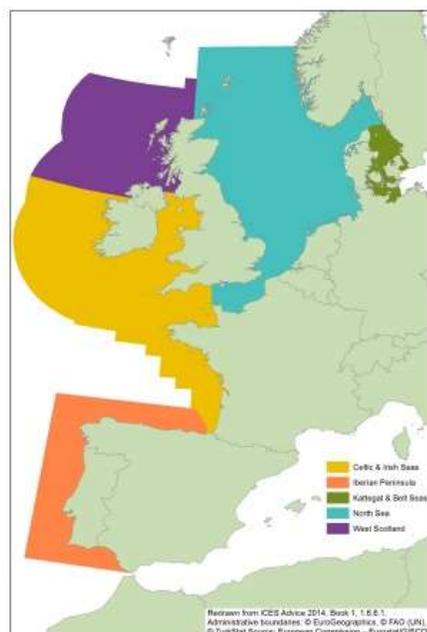
Figure 3.7. La prise accessoire constitue une cause de décès importante du marsouin dans la mer du Nord méridionale (photo prise en 2006 ; JH/IRSNB).

Après des décennies d'absence, les marsouins sont à nouveau plus présents dans la mer du Nord méridionale, y compris dans les eaux belges. Selon les saisons, on peut en rencontrer des densités relativement élevées. La capture accidentelle dans les filets est observée au niveau du PCB et a été une cause importante de mort pour les animaux retrouvés échoués sur la plage. Le marsouin est une espèce protégée dans le cadre de la directive Habitat (92/43/CEE). Des mesures doivent être prises pour enregistrer les captures accidentelles et éviter que les prises accessoires n'aient de conséquences négatives significatives sur la population. Cette espèce figure également sur la liste OSPAR des espèces et des habitats menacés en raison de leur sensibilité aux captures accidentelles dans les filets de pêche et la nécessité de réduire les captures accidentelles est également mis à l'agenda de l'« Accord sur la conservation des petits cétacés de la mer Baltique, du nord-est de l'Atlantique et des mers d'Irlande et du Nord » (ASCOBANS).

Le règlement européen (CE) n° 812/2004 du Conseil établissant des mesures relatives aux captures accidentelles de cétacés dans les pêcheries stipule spécifiquement que le marsouin est une espèce demandant une surveillance des prises accessoires dans le cadre de certaines formes de pêche (filets dormants: maillants et emmêlants), et pour lequel des mesures sont nécessaires pour éviter la capture accidentelle dans certaines formes de pêche.

En théorie, le niveau des prises accessoires est déterminé sur la base des données sur la capture accidentelle et sur la base de la meilleure estimation de la population. Ces deux types de données doivent, de préférence, être déterminés au niveau régional et ceci du fait de la mobilité du marsouin et de la présence d'une partie de son aire de distribution (temporaire) dans le PCB.

### 3.3.1.3. Zone géographique



Étant donné la mobilité des marsouins et le fait que des pêcheurs étrangers utilisent de plus en plus des filets dormants dans les eaux belges, il est recommandé d'opter pour une approche régionale, comme proposé lors de l'évaluation intermédiaire d'OSPAR (OSPAR, 2017; Figure 3.8) et la Décision de la Commission n°2017/848/UE. Pour cet indicateur, on estime la densité des marsouins dans le PCB pendant les surveillances aériennes. La densité est comparée à la densité en été sur une zone plus vaste estimée au cours de la dernière surveillance SCANS.

Figure 3.8. Approche géographique / régionale proposée pour déterminer l'importance de la population et des prises accessoires des marsouins sur la base des populations (OSPAR, 2017).

#### 3.3.1.4. Méthodologie

Pour déterminer le niveau des prises accessoires, il faut disposer de données régionales sur la population et sur les prises accessoires et les analyser. Les données disponibles pour le PCB sont reprises ci-dessous avec les (une référence aux) données rassemblées au niveau régional.

##### **Population**

Les données relatives à la population des marsouins dans les eaux belges ont été rassemblées sur la base de surveillances aériennes effectuées avec un avion Norman Britten Islander équipé de deux bubble windows. Les données obtenues sur la base du line transect sampling (Buckland et al., 2001) ont été traitées avec le logiciel DISTANCE (Version 6.0, Release 2; Thomas et al., 2009). Toutes les observations ont été rassemblées pour établir des probabilités de détection (description détaillée dans Haelters et al., 2011). Les surveillances aériennes fournissent une estimation de la densité et de la distribution des marsouins sur le PCB, par nature, de faible résolution temporelle. Une estimation des densités sur une plus grande zone a été effectuée dans le cadre de surveillances SCANS (Hammond et al., 2002; 2013; 2017).

##### **Prises accessoires**

Les pêcheurs professionnels belges sont très peu nombreux à utiliser des filets dormants et ils ne sont pas obligés de surveiller les prises accessoires de manière ciblée (cf. Règlements CE 199/2008 et CE 812/2014). Les données relatives aux prises accessoires en mer dans le PCB sont par conséquent quasi inexistantes. Seules quelques déclarations ad hoc de pêcheurs ont été reçues. Outre les prises accessoires liées à la pêche professionnelle, des prises accessoires ont aussi été constatées dans la pêche récréative sur les plages (Haelters & Camphuysen, 2009). Pour un certain nombre d'animaux échoués (plusieurs dizaines par an), surtout sélectionnés sur la base de l'état de décomposition, mais aussi sur la base de la disponibilité de cadavres et leur remise par des tiers, il a été procédé à un examen externe suivi d'une autopsie pour déterminer la cause de la mort (Jauniaux et al., 2002; 2008; Haelters et al., 2016b; 2016c). Souvent, l'étude des caractéristiques externes sur le terrain permet déjà de considérer la prise accessoire comme la cause de décès la plus probable (Kuiken, 1996; Read & Murray, 2000). On manque de données sur la population et sur les prises accessoires en mer et les données disponibles sont peu précises. De ce fait, le pourcentage des prises accessoires déterminé à l'échelle régionale est peu fiable (OSPAR, 2017). En Belgique, plutôt que de calculer le pourcentage des prises accessoires, pour les animaux échoués, on détermine le nombre absolu et le pourcentage de ces animaux concernés par des prises accessoires et ces données sont couplées aux éventuelles tendances.

#### 3.3.1.5. Résultats et tendances

##### **Population**

Le marsouin constitue de loin le mammifère marin le plus répandu dans les eaux belges et néerlandaises adjacentes. Les résultats de l'étude sur les échouages et les surveillances aériennes montrent d'importantes fluctuations au niveau de la densité, de la distribution et de la saisonnalité. De plus, le schéma de prévalence n'est pas non plus très stable au fil des ans. La surveillance a montré qu'il y a entre (en moyenne) 0,1 et 5 marsouins par km<sup>2</sup> dans le PCB (au total de quelques centaines à plus de 10.000 marsouins). Ces données sont donc liées, par nature, à un niveau de fiabilité relativement faible (Figure 3.9). On ne distingue pas de tendance

claire, mais les densités les plus élevées ont systématiquement été enregistrées au printemps et le plus souvent dans la partie orientale des eaux belges. Sur la base des données rassemblées au cours de la dernière surveillance SCANS, qui a été effectuée en été 2016, on a calculé une densité moyenne de 0,6 animal par km<sup>2</sup> pour la partie sud-ouest de la mer du Nord (zone totale de 31.404 km<sup>2</sup>).

En Belgique, le nombre des échouages de marsouins (y compris ceux trouvés à l'intérieur des terres et dans les ports, les animaux vivants capturés et les prises accessoires apportés par les pêcheurs) a varié entre 2010 et 2016 entre 48 et 149 par an (Figure 3.10). Le nombre d'échouages le plus élevé se situe le plus souvent en mars et en avril.

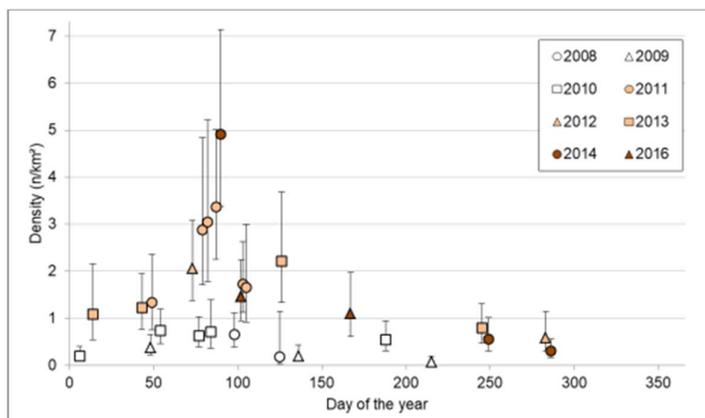


Figure 3.9. Densité des marsouins telle qu'estimée sur la base des surveillances aériennes (2008-2016 ; y compris IC à 95%) (données IRSNB).

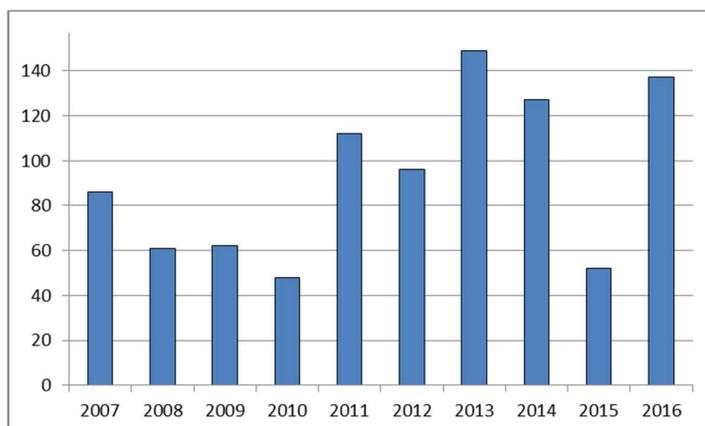


Figure 3.10. Nombre annuel de marsouins échoués (2007-2016) (données IRSNB).

### Prises accessoires

Le nombre des pêcheurs belges qui utilisaient des filets dormants a varié entre 2007 et 2016 de 4 à 1. Ce chiffre est peu élevé par rapport aux pêcheurs néerlandais, danois et français qui utilisent des filets dormants et qui sont actifs dans les eaux belges et à proximité directe de celles-ci. En 2015 et en 2016, par exemple, respectivement 14 et 54 navires de pêche utilisant des filets dormants étaient actifs à partir de Dunkerque et de

Boulogne (France ; Ifremer, 2017a; 2017b). Ce petit nombre justifie néanmoins de mettre en place un programme d'observation des prises accessoires et d'extrapoler les données issues de ce programme à l'ensemble de la flotte. En vertu de dispositions des Règlements CE 812/2004 et CE 199/2008 (valable jusqu'en 2016), ce n'était toutefois pas obligatoire. Il n'est donc pas possible de déterminer la part des prises accessoires par rapport à la population.

Il est par contre tout à fait possible d'estimer les prises accessoires comme étant la cause de décès des animaux échoués (voir annexe D1 bruinvis). À ce niveau, on se heurte à plusieurs sources importantes de biais : les conditions météorologiques, le courant, les animaux échoués retrouvés sur des plages situées dans d'autres eaux (Haelters et al., 2006; Peltier et al., 2013), la prévalence saisonnière des causes de morts naturelles (maladie, famine), les incertitudes au niveau de la détermination des causes de morts et la prédation par le phoque gris, un phénomène récent (Haelters et al., 2012). L'étude scientifique des animaux échoués est coordonnée par l'IRSNB, (AR du 21 décembre 2001). Un des principaux objectifs est de déterminer la cause de mortalité.

Les animaux ayant fait l'objet d'une capture accidentelle sont tous les animaux morts qui ont plus que probablement été victimes d'une prise accessoire, (traces de filets sur le museau, sur les nageoires, traces de coupures, présence de filets dormants, état alimentaire et contenu de l'estomac, congestion pulmonaire, exclusion des autres causes de décès, etc.), en plus de ceux directement remis par les pêcheurs ou retrouvés dans un filet (nombre: 4).

Entre 2007 et 2016, au total, 143 animaux ont été considérés avoir été victimes ou probablement victimes d'une prise accessoire (Figure 3.11 et Figure 3.12). Cela représente 38% des animaux pour lesquels une cause de mort a pu être déterminée (nombre : 374). On note une tendance claire au niveau du nombre d'animaux échoués qui meurent chaque année à cause des prises accessoires (Figure 3.11). C'est en mars et en avril, qu'on note le nombre le plus élevé d'animaux capturés dans le cadre des prises accessoires et le pourcentage le plus élevé de prises accessoires. Pendant ces mois, les prises accessoires constituent la principale cause de mort des animaux échoués (Figure 3.12). Ces mois coïncident avec ceux pendant lesquels on enregistre la densité la plus élevée de marsouins dans nos eaux et l'intensité la plus élevée de pêche aux filets dormants.

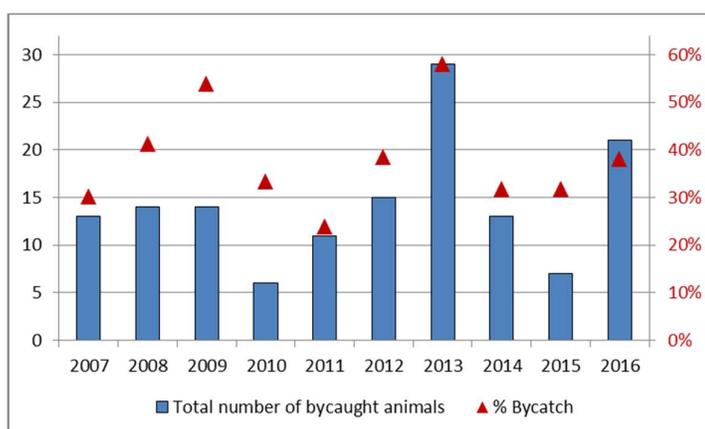


Figure 3.11 Nombre et % animaux capturés dans le cadre des prises accessoires par an entre 2007 et 2016 ; nombre d'animaux capturés dans le cadre des prises accessoires parmi les animaux échoués (axe de gauche y ; bleu) et

pourcentage d'animaux capturés dans le cadre des prises accessoires parmi les animaux échoués pour lesquels une cause de décès a pu être déterminée (axe de droite Y ; rouge).

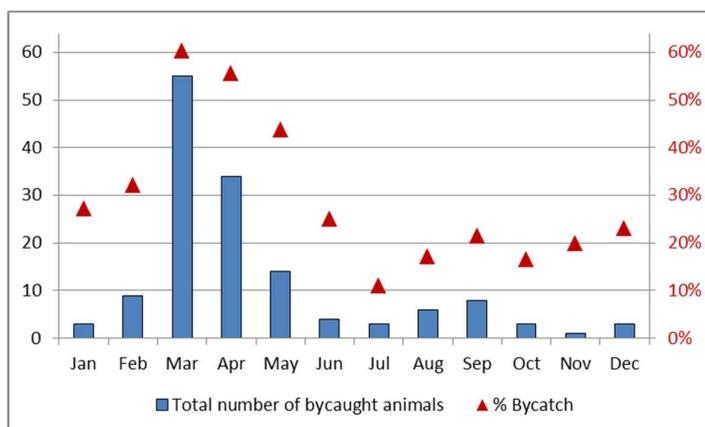


Figure 3.12. Nombre et pourcentage d'animaux capturés accidentellement par mois (2007-2016); nombre d'animaux capturés accidentellement parmi les animaux échoués (axe de gauche y ; bleu) et pourcentage d'animaux capturés accidentellement parmi les animaux échoués pour lesquels une cause de décès a pu être déterminée (axe de droite Y ; rouge).

Au niveau régional, les prises accessoires sont estimées de 1.235 à 1.990 animaux en 2013, sans les prises accessoires de la pêche récréative à l'aide de petits bateaux (<12m) (OSPAR, 2017). Ce nombre est donc sous-estimé. Sans tenir compte de la variation au niveau de l'estimation de la population, cela signifie (pour une partie de la pêche) entre 0,36 et 0,58% de la population des marsouins.

### 3.3.1.6. Conclusions

Il n'est pas possible de vérifier si l'objectif environnemental actuel (moins de 1,7% de mortalité anthropique par an au sein de la population) est atteint grâce aux données disponibles, et il n'y a que des indications indirectes d'un niveau des prises accessoires.

La récente augmentation de la population des marsouins dans la mer du Nord méridionale est due au glissement d'une partie de la population de la mer du Nord septentrionale vers sa partie méridionale, probablement lié à la nourriture (Hammond et al., 2013; Gilles et al., 2016). Les nombres les plus élevés de marsouins dans nos eaux sont enregistrés entre février et mai. Le schéma saisonnier dans le PCB ne semble toutefois pas avoir été très stable sur la période 2007-2016, et les densités peuvent varier très fortement d'une année à l'autre, tout comme d'ailleurs le nombre des animaux échoués. Cette situation est due à la superficie limitée du PCB comparativement à l'aire de distribution de cette espèce très mobile. Parallèlement au retour du marsouin dans la partie méridionale de la mer du Nord, on est aussi confronté au problème des prises accessoires (Haelters & Camphuysen, 2009). Entre 2007 et 2016, 38% (143 animaux) des marsouins pour lesquels une cause de mortalité a pu être déterminée ont été considérés être morts des suites de leur capture accidentelle. Surtout les filets maillants et emmêlants, qui constituent, à d'autres égards, des outils de pêche sélectifs et relativement respectueux de l'environnement, sont probablement responsables de la mort des animaux par capture accidentelle. Les prises accessoires sont observées aussi bien chez les pêcheurs professionnels que chez les

pêcheurs récréatifs (déclaration de pêcheurs ; propres observations). Une partie des animaux échoués capturés accidentellement ne vient pas, c'est quasi certain, des eaux belges (Haelters et al., 2006). Nous ne pouvons, par conséquent, que conclure que chaque année, entre quelques marsouins et quelques dizaines de marsouins se noient accidentellement dans les eaux belges.

Il n'est pas possible de déterminer dans des limites acceptables de fiabilité le pourcentage total des prises accessoires par rapport à la population – même pas au niveau régional (OSPAR, 2017). Pour cela, nous manquons de données sur le nombre réel des animaux capturés dans le cadre des prises accessoires et l'incertitude concernant la taille de la population est trop importante. Pour une partie de la flotte, on estime, qu'en 2013, les prises accessoires ont représenté 1.235 à 1.990 animaux, sur une population de 345.400 (estimation de 2016), soit 0,36-0,58% de la population (sans tenir compte d'un CV de 0,18 au niveau de la taille de la population ; OSPAR, 2017). Le PCB ne représente qu'un faible pourcentage de la zone de vie du marsouin dans la mer du Nord et du fait de la mobilité des marsouins, les chiffres varient fortement. De plus, seul un nombre très limité de pêcheurs belges utilisent des filets dormants et on ne dispose pas d'informations sur les prises accessoires des pêcheurs étrangers dans le PCB.

Une estimation effectuée dans le cadre de l'évaluation intermédiaire d'OSPAR (OSPAR, 2017) suggère que les prises accessoires étaient responsables de la mortalité de moins de 1,7% de la population dans la mer du Nord, mais cette estimation a été faite sur la base d'une partie seulement des navires qui capturent accidentellement des animaux et le niveau de fiabilité de cette estimation était faible.

En raison des prises accessoires constatées dans le cadre de la pêche récréative, et de l'exécution de la Directive européenne Habitat, l'utilisation des filets dormants (maillants et emmêlants) a été interdite dans la pêche récréative en mer à partir de 2002 (AR du 21 décembre 2001; MB du 14 février 2002) et après une procédure au niveau de la Commission européenne (DG ENV 3801/12/ENVI, procédure 2014/4014) sur la plage aussi à partir de 2015 (MB du 25 mars 2015).

### 3.3.1.7. Aspects qualitatifs

Le nombre de marsouins dans le PCB varie très fortement en fonction du moment de l'année et au fil des ans. La cause de ces fluctuations réside dans le fait que la taille du PCB est très limitée comparativement à l'aide de distribution des marsouins, que les marsouins sont très mobiles et qu'on note des changements à long terme au niveau de l'occurrence et de l'aire de distribution du marsouin. De plus, les résultats de l'étude constituent, de manière inhérente, une estimation liée à un très faible niveau de fiabilité et concernent des données ayant une faible résolution temporelle. La méthodologie est toutefois identique à celle utilisée dans d'autres pays, ce qui permet de déterminer la population à une plus grande échelle et avec un niveau de fiabilité plus élevé en regroupant les données recueillies (Hammond et al., 2013; Gilles et al., 2016).

Du fait du très petit nombre de navires de pêche, il n'est pas opportun de développer un programme de surveillance des prises accessoires des pêcheurs belges et d'extrapoler les prises accessoires constatées. La législation prévoit bien une obligation de déclaration, mais les cas rapportés sont quasi inexistantes. Pour cette raison, on a choisi de poursuivre la méthode de détermination indirecte des prises accessoires en utilisant les données absolues extraites des données sur les échouages et l'étude de la cause de mortalité. Les tendances observées au niveau du pourcentage et du nombre absolu des animaux capturés dans le cadre des prises accessoires peuvent donner lieu à une étude et / ou des actions complémentaires. Il n'est pas possible

actuellement de procéder à une extrapolation aux prises accessoires réelles et cela, du fait de la présence d'un biais important lié, entre autres, aux conditions météorologiques et à des facteurs inconnus comme le pourcentage des animaux capturés dans le cadre des prises accessoires qui s'échouent (Peltier et al., 2013).

#### 3.3.1.8. Données et analyse

Les données et les métadonnées sont disponibles au Belgian Marine Data Centre (BMDC, [www.bmdc.be](http://www.bmdc.be)).

Les résultats des surveillances aériennes effectuées par l'IRSNB sont repris en annexe D1. Les données & les métadonnées (observateurs, observations, conditions météorologiques, données de vol, positions, etc. ont été analysées avec le logiciel DISTANCE (Version 6.0, Release 2; Thomas et al., 2009).

Les données de base sur les échouages (annexe D1 bruinvis) ont été recueillies par l'IRSNB et sont disponibles en ligne sur [www.marinemammals.be](http://www.marinemammals.be) – une base de données des échouages et des résultats des autopsies gérée par l'IRSNB en collaboration avec l'Université de Liège.

#### 3.3.1.9. Références

- Buckland ST , Anderson DR , Burnham KP , Laake JL, Borchers DL & Thomas L (2001). Introduction to Distance Sampling: estimating abundance of biological populations. Oxford University Press.
- 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 Habitatrictlijn gebieden in het Belgische deel van de Noordzee. Eindrapport in opdracht van de Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu, Directoraat-generaal Leefmilieu. Brussel, België. 93 p.
- Degraer, S., Courtens, W., Haelters, J., Hostens, K., Jacques, T., Kerckhof, F., Stienen, E. & G. Van Hoey, 2010. Bepalen van instandhoudingsdoelstellingen voor de beschermde soorten en habitats in het Belgische deel van de Noordzee, in het bijzonder in beschermde mariene gebieden. Eindrapport in opdracht van de Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu, Directoraat-generaal Leefmilieu. BMM Brussel. 132 p.
- Gilles, A., Viquerat, S., Becker, E., Forney, K., Geelhoed, S., Haelters, J., Nabe-Nielsen, J., Scheidat, M., Siebert, U., Sveegaard, S., van Beest, F., van Bemmelen, R. & Aarts, G., 2016. Seasonal habitat-based density models for a marine top predator, the harbor porpoise, in a dynamic environment. *Ecosphere* 7(6): e01367. DOI: 10.1002/ecs2.1367
- Haelters, J. & Kerckhof, F., 2002. Bedreigde mariene diersoorten: een reglementering voor een betere bescherming en wetenschappelijk onderzoek. *Leefmilieu* 25(4): 104-109.
- Haelters, J. & Kerckhof, F., 2004. Hoge bijvangst van bruinvissen bij strandvisserij in het voorjaar van 2004. *De Grote Rede* 11: 6-7.
- Haelters, J., Jauniaux, T., Kerckhof, F., Ozer, J. & Scory, S., 2006. Using models to investigate a harbour porpoise bycatch problem in the southern North Sea–eastern Channel in spring 2005. *ICES CM* 2006/L:03. 8 p.
- Haelters, J., Kerckhof, F. & Jacques, T., 2007. Strandvisserij en strandingen van bruinvissen tussen 1995 en juni 2007. Rapport van de Beheerseenheid van het Mathematisch Model van de Noordzee (BMM), Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, Brussel. 9 p.

- Haelters, J. & Camphuysen, K., 2009. The harbour porpoise in the southern North Sea: abundance, threats and research- & management proposals. Royal Belgian Institute of Natural Sciences (RBINS/MUMM) and the Royal Netherlands Institute for Sea Research (NIOZ). Report commissioned by the International Fund for Animal Welfare (IFAW). 56 p.
- Haelters, J., Kerckhof, F., Jacques, T.G. & Degraer, S., 2010. Spatio-temporal patterns of the harbour porpoise *Phocoena phocoena* in the Belgian part of the North Sea. In: S. Degraer, R. Brabant & B. Rumes (Eds.). Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: early environmental impact assessment and spatio-temporal variability. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Brussels: 153-163.
- 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., Verheyen, D. & Jauniaux, T., 2011. The diet of harbour porpoises bycaught or washed ashore in Belgium: exploratory study and results of initial analyses. Royal Belgian Institute of Natural Sciences (MUMM), Brussels. Report funded by the Federal Public Service for Health, Food Chain Safety and Environment (DG5 – Marine Environment), in the framework of the ASCOBANS North Sea Harbour Porpoise Conservation Plan. 29 p.
- Haelters, J., Kerckhof, F., Toussaint, E., Jauniaux, T. & Degraer, S., 2012. The diet of harbour porpoises bycaught or washed ashore in Belgium, and relationship with relevant data from the strandings database. Royal Belgian Institute of Natural Sciences (RBINS/MUMM). Report commissioned by the Federal Public Service for Health, Food Chain Safety and Environment (Marine Environment), Brussels, 45 p.
- 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., 2013. The effects of pile driving on marine mammals and fish in Belgian waters. In: S. Degraer, R. Brabant & 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. & Degraer, S., 2015. Marine mammal monitoring at offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: basic monitoring. In: S. Degraer, L. Vigin & R. Brabant (Eds). WinMon activity report 2013-2014. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, MARECO report 15/01, Brussels: 26-30.
- Haelters, J., Kerckhof, F., Jauniaux, T., Potin, M., Rumes, B. & Degraer, S., 2016a. Zeezoogdieren in België in 2014 [Marine mammals in Belgium in 2014]. Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen (KBIN), Rapport MARECO 16/01. 29 pp.
- Haelters, J., Jauniaux, T., Kerckhof, F., Potin, M. & van den Berghe, T., 2016b. Zeezoogdieren in België in 2015 [Marine mammals in Belgium in 2015]. Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen (KBIN), Rapport MARECO 16/03-BMM 16/01. 26 pp.
- Hammond, P.S. et al., 2002. Abundance of harbour porpoise and other cetaceans in the North Sea and adjacent waters. *Journal of Applied Ecology* 39: 361–376.
- Hammond, P. S., et al. 2013. Cetacean abundance and distribution in European Atlantic shelf waters to inform

- conservation and management. *Biological Conservation* 164:107–122.
- Hammond, P.S., Lacey, C., Gilles, A., Viquerat, S., Börjesson, P., Herr, H., Macleod, K., Ridoux, V., Santos, M.B., Scheidat, M., Teilmann, J., Vingada, J. & Øien, N., 2017. Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS-III aerial and shipboard surveys. SMRU, St.Andrews: UK.
- Hiby, L., 2008. Effective strip half-width estimates from aerial survey data. In: SCANS II, 2008. Small Cetaceans in the European Atlantic and North Sea (SCANS II). Final Report to the European Commission, Appendix D3.1.
- Ifremer, 2017a. Activité des navires de pêche 2016 - quartier maritime - Boulogne-sur-Mer. Disponible sur <http://www.ifremer.fr/sih>.
- Ifremer, 2017b. Activité des navires de pêche 2015 - quartier maritime - Dunkerque. Disponible sur <http://www.ifremer.fr/sih>.
- Jauniaux, T., Petitjean, D., Brenez, C., Borrens, M., Brosens, L., Haelters, J., Tavernier, T. & Coignoul, F., 2002. Post mortem findings and causes of death of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) stranded from 1990 to 2000 along the coastlines of Belgium and northern France. *Journal of Comparative Pathology* 126: 243-253.
- Jauniaux, T., Berguerie, H., Camphuysen, K., Daoust, P-Y., Drouguet, O., Ghisbain, T., Garcia-Hartmann, M., Grondin, A., Haelters, J., Jacques, T., Kiszka, J., Leopold, M., Pezeril, S., Schnitzler, J. & Coignoul, F., 2008. Causes of death of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) stranded on the continental coastline of the southern North Sea (Belgium, France, and Dutch coasts) between 1990 and 2007. ICES CM 2008/D:09.
- Kuiken, T. 1996. Review of the criteria for the diagnosis of by-catch in cetaceans. In Kuiken (Ed). *Diagnosis of Bycatch in Cetaceans: Proceedings of the Second European Cetacean Society Workshop on Cetacean Pathology*, Montpellier, France, 2 March 1994. p. 38-43.
- Peltier, H., Baagøe, H., Camphuysen, K., Czeck, R., Dabin, W., Daniel, P., Deaville, R., Haelters, J., Jauniaux, T., Jensen, L., Jepson, P., Keijl, G., Siebert, U., Van Canneyt, O. & Ridoux, V., 2013. The stranding anomaly as population indicator: the case of harbour porpoise *Phocoena phocoena* in North-Western Europe. *PLoS ONE* 8(4): e62180. DOI: 10.1371/journal.pone.0062180
- Read, A.J. & Murray, K.T., 2000. Gross evidence of human-induced mortality in small cetaceans. U.S. Dep. Commer., NOAA Tech. Memo. NMFS-OPR-15, 21 p.
- Thomas L, Laake JL, Rexstad E, Strindberg S, Marques FFC, Buckland ST, Borchers DL, Anderson DR, Burnham KP, Burt ML, Hedley SL, Pollard JH, Bishop JRB & Marques TA (2009). Distance 6.0. Release 2. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, UK. <http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/>

## 3.4. Poissons marins (D1)

### 3.4.1. Occurrence de la raie bouclée *Raja clavata*

Els Torreele, Loes Vandecasteele et Kelle Moreau

Dans la mer du Nord, y compris sa partie méridionale où se situent les eaux belges, le nombre des raies bouclées a été en augmentation constante sur la période 2010-2017. Il est difficile de déterminer si le nombre recensé représente une population biologiquement saine, étant donné que pour cette espèce on ne dispose pas encore de niveaux de référence au-dessus desquels on peut parler de manière démontrable d'une population biologiquement saine.

#### 3.4.1.1. Introduction

L'objectif pour la raie bouclée *Raja clavata* est d'aboutir à une tendance positive en ce qui concerne les nombres individuels de cette espèce. La raie bouclée a été choisie comme espèce indicatrice du fait, d'une part qu'il s'agit d'une espèce qui présente une vulnérabilité intrinsèque élevée et qui n'enregistre qu'un rétablissement de sa population après des périodes de déclin (voir 3.4.1.2) et d'autre part que le nombre actuel de ses individus dans la zone géographique concernée par cet objectif environnemental est suffisamment élevé (nombre suffisant de prises dans le schéma de prélèvement d'échantillons) pour permettre une analyse sérieuse. Ce type d'espèces constitue un bon indicateur pour décrire le potentiel de rétablissement d'autres espèces vulnérables.

#### 3.4.1.2. Contexte

Les élaémobranches (requins et raies) sont des espèces longévives qui ne deviennent sexuellement matures qu'à un âge relativement élevé et se caractérisent par une très faible fécondité. Du fait de cette combinaison de caractéristiques, ces espèces sont considérées comme des espèces fort vulnérables aux pressions anthropiques (et notamment celle de la pêche) et présentent donc une vulnérabilité intrinsèque élevée. Après des périodes de déclin, les populations de ces espèces ne se rétablissent que lentement et constituent donc de bons indicateurs pour décrire le potentiel de rétablissement d'autres espèces vulnérables. En ce qui concerne la situation des élaémobranches en tant que groupe, sur la base de la tendance observée au niveau de la raie bouclée, on ne peut pas se prononcer vu que ce groupe est constitué d'espèces qui affichent des tendances fortement contraires de leurs nombres. Pour de nombreuses espèces, on ne dispose toutefois pas de suffisamment de données pour permettre une analyse qui ait du sens (certaines raies et la majorité de requins), alors que la raie bouclée est en nombre suffisant dans l'ensemble de données utilisé.

#### 3.4.1.3. Zone géographique

Les données ont été recueillies dans les stations comme indiqué dans la Figure 3.13.

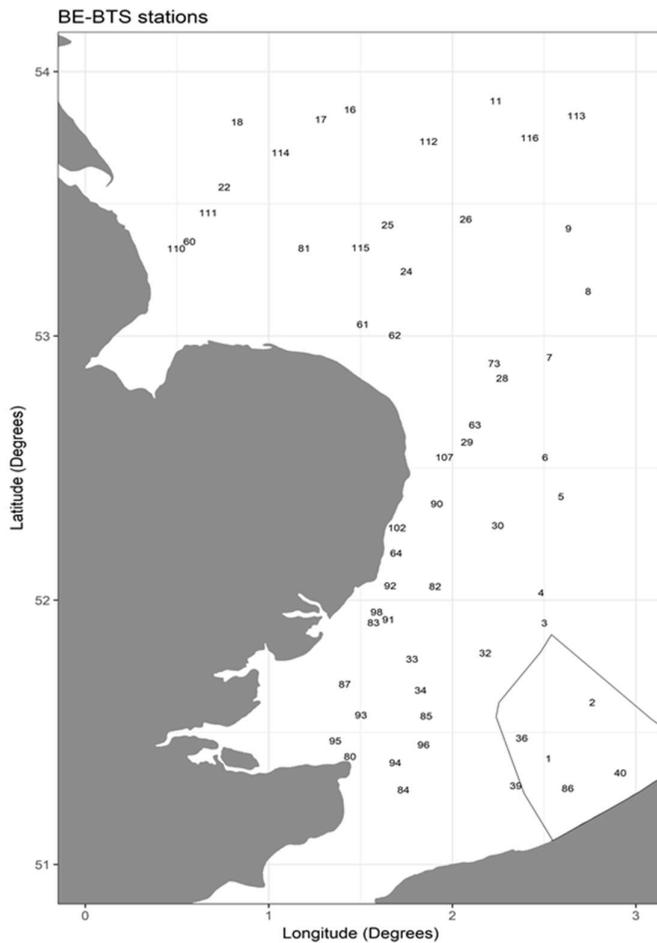


Figure 3.13. Répartition géographique des points d'échantillonnage du volet belge de la North Sea Beam Trawl Survey (NS-BTS).

#### 3.4.1.4. Méthodologie

Le calcul de cet indicateur repose sur les données recueillies pendant la *North Sea Beam Trawl Survey* standardisée. Le volet belge de cette étude de surveillance est effectué chaque année dans le cadre du *Belgian National Data Gathering Programme* (NDGP), en exécution du Règlement (CEE) n° 199/2008 (dans le cadre du champ d'application géographique de la Directive 2008/56/CE).

Dans la mer du Nord, une *North Sea Beam Trawl Survey* (NS BTS) internationale est effectuée tous les ans au cours du troisième trimestre (août / septembre). Cette surveillance est surtout axée sur la plie (*Pleuronectes platessa*) et la sole (*Solea solea*). Dans ce cadre, la Belgique prend en charge une grande partie de la partie méridionale de la mer du Nord (zones ICES IVb et IVc) et depuis 1992, des échantillons sont prélevés dans 62 stations fixes (Figure 3.13).

Le RV *Belgica* est traditionnellement utilisé pour l'exécution de cette BTS offshore belge. Dans toutes les stations, on pêche à la vitesse de 4 nœuds pendant 30 minutes (durée variable en fonction des quantités escomptées et de la probabilité de la présence d'obstacles comme des rochers, des cailloux, etc.).

La NS BTS recueille des données indépendantes de la pêche et détermine les nombres, les distributions de taille et les poids totaux pour toutes les espèces de poissons. Les paramètres environnementaux sont également documentés. Pour certaines espèces importantes sur le plan commercial, et principalement la sole, la plie, le cabillaud (*Gadus morhua*), le turbot (*Scophthalmus maximus*) et la barbue (*Scophthalmus rhombus*), les poids et les âges individuels sont également recueillis. Enfin la NS BTS note également les nombres de toutes les espèces d'invertébrés et recueille les tailles uniquement des espèces importantes sur le plan commercial.

Les nombres de la raie bouclée sont recueillis dans le cadre de cette surveillance, conformément à un protocole fixe. La méthodologie utilisée est celle prescrite dans le guide international « *Offshore Beam Trawl Survey Manual* » (WGBEAM, 2009).

En ce qui concerne le volet belge de la BTS de la mer du Nord, on mesure toutes les raies bouclées avec une précision de 5 mm. Il n'y a pas de sous-échantillonnage. Les nombres des raies bouclées capturées par station sont convertis en nombres moyens capturés par heure, ceci en raison du fait que les variations du nombre des stations pêchées dues à des conditions externes fournissent une meilleure image de la tendance réelle des nombres. Les figures ont été réalisées avec le logiciel open-source R.

#### 3.4.1.5. Résultats et tendances

La Figure 3.14 montre une augmentation progressive du nombre des raies bouclées sur la période 2010-2017. Au fil des ans, on observe une augmentation générale, mais cela se remarque surtout dans les stations situées dans les eaux britanniques. La Figure 3.15 illustre les densités (nombre / heure) de la raie bouclée dans la partie méridionale de la mer du Nord par site d'échantillonnage sur les années 2010-2017, avec indication du PCB. Les nombres dans le PCB sont inférieurs à ceux enregistrés dans d'autres parties méridionales de la mer du Nord. C'est surtout le long des côtes anglaises que les densités sont plus élevées.

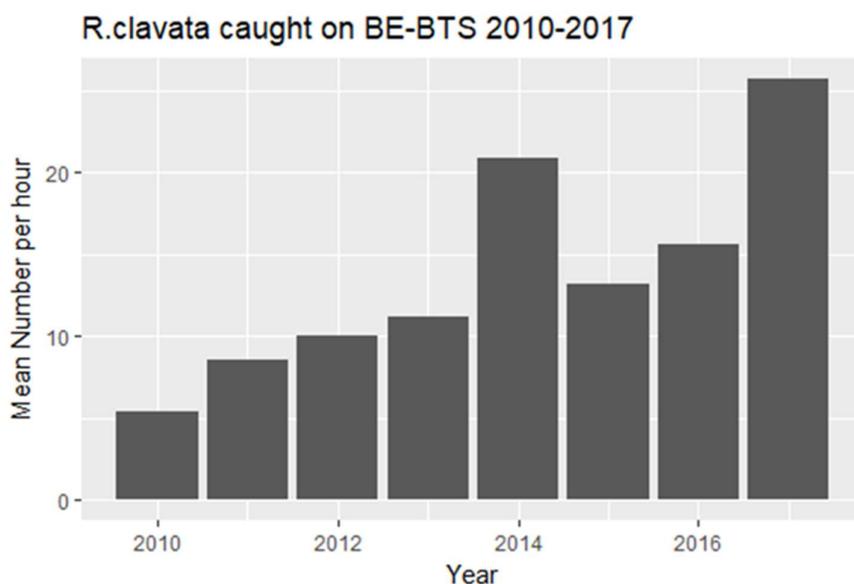


Figure 3.14. Nombres moyens de raies bouclées capturées dans la mer du Nord méridionale pendant la North Sea Beam Trawl survey (BTS) standardisée sur la période 2010-2017.



Figure 3.15. Densités de la raie bouclée *Raja clavata*, exprimées en nombre / heure et reprises par station, sur la période 2010-2017.

#### 3.4.1.6. Conclusions

Sur la base de la surveillance en cours dans la partie méridionale de la mer du Nord il s'avère que les nombres de la raie bouclée *Raja clavata* montrent une tendance à la hausse. Cette tendance se retrouve aussi dans l'état du stock calculé sur la base des analyses effectuées par l'ICES (ICES, 2017, voir annexe D1 stekelrog). Dans la zone dans laquelle a eu lieu la BTS survey, on note une augmentation manifeste, surtout dans la zone de la côte anglaise. Nonobstant l'augmentation observée ces dernières années, il convient de rester attentif au suivi de cette espèce. Sur cette base, on ne peut tirer aucune conclusion générale sur l'état des poissons cartilagineux et on ne peut que se limiter à estimer le potentiel de rétablissement d'espèces présentant une vulnérabilité similaire.

#### 3.4.1.7. Aspects qualitatifs

Le recueil des données et leur analyse ont été effectués conformément aux directives internationales ICES. La NS BTS-survey est effectuée chaque année de manière standardisée. Seule la qualité constante de la collecte et de l'analyse des données permet de garantir leur comparabilité au fil des ans.

#### 3.4.1.8. Données et analyse

Toutes les données relatives à la période 2010-2017 sont conservées dans la base de données de l'ILVO-Fisheries, SmartFish, et sont également disponibles dans la base de données de surveillance internationale de l'ICES (DATRAS). Les données ont aussi été présentées à et approuvées par l'ICES Working Group on Beam Trawl Surveys (WGBEAM).

Les analyses sont disponibles à l'ICES via DATRAS (<http://www.ices.dk/marine-data/data-portals/Pages/DATRAS.aspx>) et pour la partie belge à Instituut voor Landbouw en Visserijonderzoek, ILVO ([www.smartfisheries.be](http://www.smartfisheries.be)). L'Annexe reprend les données par station BTS individuelle et par an pour la période 2010-2017.

#### 3.4.1.9. Références

WGBEAM, 2009; [http://www.ices.dk/marine-data/Documents/DATRAS%20Manuals/WGBEAM\\_Manual.pdf](http://www.ices.dk/marine-data/Documents/DATRAS%20Manuals/WGBEAM_Manual.pdf) .

ICES, 2017. Report of the Working Group on Elasmobranch Fishes (WGEF), 31 may-7June 2017, Lisbon, Portugal. ICES CM 2017/ACOM:16. 1018 pp.

ICES, 2017. <http://www.ices.dk/publications/library/Pages>

## 3.5. Habitats marins benthiques (D1, D6)

### 3.5.1. État des habitats benthiques (substrats mous)

Gert Van Hoey et Annelies De Backer

La qualité de l'habitat benthique est clairement inférieure dans les zones dans lesquelles une activité perturbe l'environnement de manière intensive. Le déversement des déblais de dragage est très local. L'évaluation du BEQI a débouché sur un état favorable (EQR>0,6) pour les vases infralittorales et un état défavorable (EQR<0,6) pour le sable infralittoral, mais ces résultats ne concernent qu'une superficie très limitée (0,64%). L'extraction d'agrégats qui influence l'habitat infralittoral de sable grossier entraîne une évaluation du BEQI favorable au niveau des zones d'extraction. Néanmoins, à certains endroits dans ces zones (Buiten Ratel, Thorntonbank), on note d'importants changements locaux au niveau de la communauté benthique. En ce qui concerne la pêche, l'évaluation OSPAR de la qualité de l'habitat benthique dans les eaux belges est plus mauvaise que dans les autres zones de la mer du Nord méridionale. De ce fait, 100% de l'habitat infralittoral de sable grossier et de sable sont classés comme subissant une influence défavorable due à la pêche.

#### 3.5.1.1. Introduction

Les indicateurs benthiques utilisent typiquement les paramètres liés à la diversité et à la densité pour évaluer les changements au niveau de la structure des communautés benthiques. En Belgique, on utilise, pour cela le BEQI (*benthic ecosystem quality indicator*). L'objectif est défini comme suit: « Le ratio de qualité écologique déterminé par le BEQI, indicateur de la qualité et de la structure de l'écosystème benthique, atteint une valeur minimale de 0,60 dans chacun des types d'habitat (décision de la Commission 2008/915/CE). » Du fait de l'implémentation de la nouvelle Décision de la Commission et de la nature du programme de surveillance de la DCSMM, l'exécution de l'évaluation de la qualité de l'écosystème benthique se fait en fonction des différentes activités humaines qui exercent une pression sur un certain type d'habitat.

L'évaluation de cet objectif se fait sur la base des données recueillies dans le cadre d'études d'impact. Dans ce cadre, on évalue dans quelle mesure le déversement de déblais de dragage, l'extraction d'agrégats et la pêche ont une influence défavorable sur la qualité de l'écosystème benthique dans la zone dans laquelle ces activités sont exercées. L'évaluation du déversement des déblais de dragage et de l'extraction d'agrégats se fait sur la base de l'indicateur BEQI, tandis que l'évaluation de la pêche se base sur l'initiative OSPAR « *Condition of Benthic Habitat Communities : Subtidal Habitats of the Southern North Sea* » pour laquelle la Belgique fournit des données. Dans le cadre de cette initiative, on procède à une évaluation qualitative de l'évolution de la diversité des espèces (indice de diversité de Margaleff) dans l'habitat benthique au niveau subrégional (mer du Nord méridionale).

#### 3.5.1.2. Contexte

Le BEQI ([www.beqi.eu](http://www.beqi.eu)) est utilisé comme instrument pour évaluer l'état du benthos dans les eaux marines. L'indice est structuré sur 3 niveaux. Cet objectif se concentre uniquement sur le niveau 3, à savoir le niveau des espèces (au sein d'un habitat). L'indicateur permet d'évaluer la différence au niveau des paramètres biologiques

(nombre d'espèces, composition des espèces [similarité de Bray-Curtis], densité et biomasse) entre deux groupes d'échantillons (impact versus contrôle) (Van Hoey et al., 2007 ; Van Hoey et al., 2013). Pour chaque activité, on compare ainsi des échantillons prélevés dans une zone impactée et dans une zone de référence d'un habitat similaire. Le BEQI se base sur les valeurs paramétriques des échantillons prélevés dans la zone de référence pour déterminer un score (échelle entre 0 et 1) qui indique quelles devraient être les valeurs minimales (et maximales) pour les mêmes paramètres dans la zone d'impact pour arriver à une certaine correspondance. Si la correspondance est très bonne ou bonne (>0,6), cela signifie que les différences observées entre les deux sont acceptables. Si la correspondance est inférieure à 0,6 (modérée, mauvaise ou très mauvaise), alors les différences sont trop importantes et cela indique clairement que l'écosystème benthique de la zone d'impact est différent de la zone de référence.

#### 3.5.1.3. Zone géographique

La zone géographique concerne ici le PCB, qui constitue la transition entre la Manche et la partie méridionale de la mer du Nord. L'évaluation du fond marin doit être effectuée en fonction des 'broad scale habitats' définis au niveau de l'UE et concerne ici, l'habitat infralittoral de sable grossier (communauté *Hesionura elongata* et *Nephtys cirrosa*), l'habitat infralittoral de sable (communauté *Abra alba*) et l'habitat infralittoral de vase (communauté *Limecola balthica*) (Breine et al., in prep). Le déversement des déblais de dragage se fait dans la zone côtière et peut influencer l'habitat infralittoral de sable ou de vase. L'extraction d'agrégats se déroule sur les bancs de sable offshore et se caractérise par des sédiments de sable de taille moyenne ou grossier (habitat infralittoral de sable grossier). L'influence de l'activité de pêche a été évaluée pour la zone infralittorale de sable (BE\_North Sea\_Sand) et infralittorale de sable grossier (BE\_North SEA\_Coarse) (classification EUNIS level 3, Figure 2.13).

#### 3.5.1.4. Méthodologie

Le programme de surveillance de la DCSMM prévoit le prélèvement de 190 à 270 échantillons benthiques par an (grappins Van Veen). Le nombre précis dépend de la prévalence et de l'intensité de l'activité humaine dans les différentes zones.

En ce qui concerne l'état de l'habitat benthique au niveau de 5 sites de déversement, une valeur EQR moyenne a été déterminée (via le BEQI) pour la période 2010-2014. La méthodologie utilisée pour cette surveillance et ces analyses est décrite dans Lauwaert et al. (2016). Ensuite, un EQR moyen est calculé pour l'ensemble des sites en tenant compte de leur superficie respective.

Pour l'extraction d'agrégats, une évaluation a été effectuée sur la base des données relatives à la période 2010-2016 (De Backer et al., 2017). La surveillance se concentre sur les zones d'extraction les plus intensivement utilisées sur la base des données de l'EMS (Electronic Monitoring System; black box), à savoir Oosthinder, Thorntonbank et Buiten Ratel. L'état de l'habitat benthique est déterminé à l'aide de l'indicateur BEQI (niveau 3), par une comparaison entre les échantillons prélevés dans la zone d'impact et ceux prélevés dans la zone de contrôle comme défini dans De Backer et al. (2017). Par sa biomasse élevée et sa prévalence très variable, la présence ou l'absence de *Echinocardium cordatum* a influencé le score BEQI- biomasse. Pour cette raison, la fiabilité du score BEQI-biomasse est faible et un score BEQI moyen est aussi déterminé sans tenir compte de la biomasse. Pour l'évaluation du Thorntonbank on dispose de trop peu d'échantillons de référence ce qui donne

un faible niveau de fiabilité du score évalué.

Pour l'activité 'pêche' une évaluation régionale a été effectuée au sein d'OSPAR sur la base des données relatives à la période 2010-2015 et de l'indice de diversité de Margaleff<sup>11</sup>. La méthodologie et les analyses sont décrites dans Van Loon et al. (accepted).

### 3.5.1.5. Résultats et tendances

#### Activité 'Déversement de déblais de dragage' :

Les conditions de l'habitat benthique sont très bien comparables entre les sites d'impact et de contrôle pour les sites de déversement au niveau du Br&W Oostende (EQR=0,89) et Br&W Nieuport (EQR=0,80), facilement comparables pour le site de déversement S2 (EQR=0,74) et Br&W Zeebruges Est (EQR=0,76) et faiblement comparables pour le site de déversement S1 (EQR=0,39). Cela indique un habitat dégradé au site S1 situé dans la zone infralittorale de sable. L'état benthique

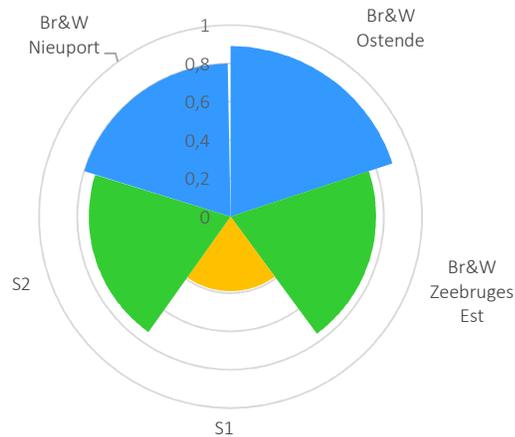


Figure 3.16. EQR des sites de déversement.

général pour l'ensemble de la zone influencée dans un habitat donné par le déversement de déblais de dragage est calculé en faisant la moyenne des scores EQR par rapport à la taille du site de déversement. Pour les sites de déversement (S1, S2, Br&W Nieuport) situés dans la zone infralittorale de sable cela débouche sur une évaluation moyenne (EQR=0,496). Cette évaluation est entièrement attribuable au changement de l'état de l'habitat sur le site S1, la plus grande zone de déversement (72% de l'ensemble de la zone influencée). Les deux sites de déversement (Br&W Zeebruges Est, Br&W Ostende) dans la zone infralittorale de vase ont eu une très bonne évaluation (EQR=0,825). Cela signifie que 0,64% de la zone infralittorale de sable a un état benthique défavorable dû au déversement de déblais de dragage.

#### Activité 'extraction d'agrégats'

L'extraction intensive d'agrégats se fait dans trois zones ayant chacune un historique différent en termes de pression (c.-à-d. d'intensité et de fréquence de l'extraction et de la durée de la période d'extraction) et de réponse biologique (De Backer et al., 2017).

Sur Buiten Ratel, dans la zone BRMC, il y a eu une activité d'extraction très intensive (> 10000 m<sup>3</sup>/ha/an) avant la fermeture du site en janvier 2015, ce qui a créé un habitat très hétérogène, caractérisé par une augmentation du nombre des espèces et de la densité. Cela a mené à un score EQR de 1 au niveau du nombre des espèces et à un score plus bas pour la densité (0,4). Cette augmentation de la biodiversité était toujours présente 2 ans après

<sup>11</sup> <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/biodiversity-status/habitats/condition-of-benthic-habitat-defining-communities/subtidal-habitats-southern-north-sea/>

la fermeture du site et résulte de modifications au niveau de la sédimentologie et à une augmentation de la part des coquillages (>1600 µm) et du sable très fin (63-125 µm). La zone d'extraction BRC utilisée de manière moins intensive sur Buiten Ratel (500–2000 m<sup>3</sup>/ha/j) montre une plus grande similitude avec la zone de contrôle et cela pour tous les paramètres BEQI, ce qui indique une perturbation moins importante.

La zone d'extraction Oosthinder (HI4c) a fait l'objet de trois extractions de 3 courtes périodes (4-6 mois) d'extraction intensive (1-2,5 millions m<sup>3</sup> par an) sur la période 2012-2014. Cette pression a induit des changements significatifs des caractéristiques du macrobenthos comme l'illustrent les scores BEQI (Tableau 3.4). Ces scores sont liés aux caractéristiques des sédiments qui sont restés les mêmes (dominance de sable de taille moyenne > 60%).

Pour l'ensemble du Thorntonbank, malgré le doublement des volumes extraits entre 2013 (0,9 million m<sup>3</sup>) et 2016 (1,8 million m<sup>3</sup>) on ne note aucun changement (Tableau 3.4, THtop et THedge). Les scores BEQI ne montrent donc pas de différence (>0,6) entre la zone d'impact et la zone de contrôle, mais la fiabilité de ce calcul est faible. Quand on analyse d'un peu plus près la zone où a eu lieu l'extraction la plus intensive (> 10000 m<sup>3</sup>/ha/an) et dans laquelle 2 échantillons benthiques ont été recueillis, on aboutit à des résultats similaires pour la zone BRMC, à savoir un changement au niveau des caractéristiques des sédiments et en corollaire une augmentation de la diversité.

L'extraction d'agrégats est autorisée sur 10,5% (203,5 km<sup>2</sup>) de l'ensemble de l'habitat infralittoral de sable grossier (1931 km<sup>2</sup>). Toutefois, le véritable 'footprint' de l'extraction d'agrégats (sur la base des données de l'EMS) n'influence chaque année qu'en moyenne 40% seulement de ces 203 km<sup>2</sup>. Cela a pour conséquence que 4,27% de l'habitat infralittoral de sable grossier subit une influence défavorable due à l'impact direct de l'extraction d'agrégats. Sur la base des données actuelles, l'évaluation du BEQI est favorable au niveau de ces zones d'extraction. Néanmoins, à certains endroits dans ces zones (Buiten Ratel, Thorntonbank), on note d'importants changements locaux au niveau de la communauté macrobenthique.

Tableau 3.4 Scores BEQI EQR moyens pour les différentes zones d'extraction. BRMC et BRC sur le Buiten ratel, HI4c dans la zone Oosthinder et Thedge et Thtop sur le Thorntonbank.

Zone	Moyenne EQR		Similarité	Nombre espèces	Densité	Biomasse	Période	Contrôle
	y compris la biomasse	sans la biomasse						
BRMC	0,66	0,69	0,66	1,00	0,40	0,57	2010-2016	BRMCref+ Brref
BRC	0,77	0,79	0,78	0,79	0,79	0,74	2010-2016	Brref
HI4c	0,78	0,79	0,72	0,91	0,73	0,72	2010-2014	Href-all
Thedge	0,63	0,71	0,63	0,94	0,59	0,60	2010-2016	Thref
Thtop	0,62	0,73	0,65	0,85	0,64	0,36	2010-2014	Thref

### Activité 'Pêche'

L'indice de diversité de Margalef montre que dans la zone côtière peu profonde de Belgique, d'Allemagne et des Pays-Bas, la qualité de l'habitat benthique est relativement moindre que celle observée dans les zones offshore plus profondes (Figure 3.17. Résultats pour les types d'habitats benthiques de la mer du Nord méridionale sur la base des valeurs de diversité de Margalef (range 0–1) et de leur moyenne sur la période 2010–2015.). Cet indice

de diversité s'est avéré, à l'échelle de la mer du Nord méridionale, le paramètre benthique le plus sensible pour mesurer les changements liés à la pression de la pêche. Par rapport aux autres habitats situés dans la mer du Nord méridionale, la valeur de diversité normalisée de Margalef des habitats dans les eaux belges est la plus faible, ce qui indique que l'activité de pêche a un impact sur l'état du benthos. Étant donné que la pêche se pratique sur l'ensemble de la PBMN et qu'il n'y a pas, actuellement, de différenciation au niveau de l'impact à plus petite échelle, nous appliquons le principe de précaution et nous évaluons cet état comme défavorable pour 100% de la superficie de ces deux habitats.

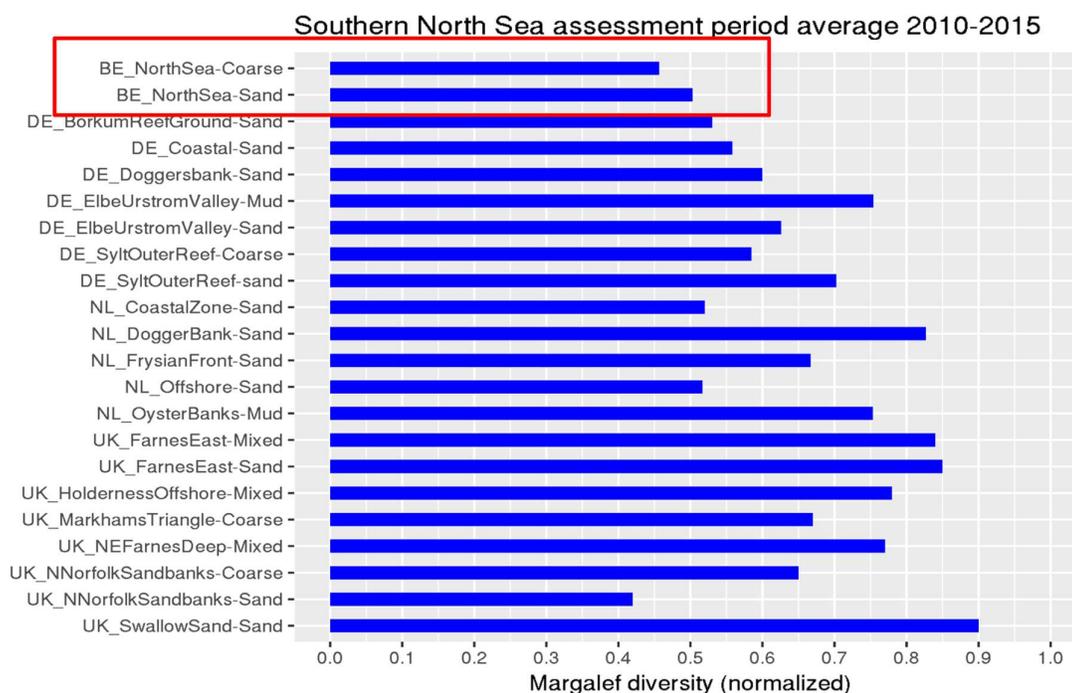


Figure 3.17. Résultats pour les types d'habitats benthiques de la mer du Nord méridionale sur la base des valeurs de diversité de Margalef (range 0–1) et de leur moyenne sur la période 2010–2015.

### 3.5.1.6. Conclusions

L'état de l'habitat infralittoral de sable grossier et de sable s'est dégradé sur l'ensemble de la superficie (100%) du PCB en raison de l'omniprésence de la pêche et dans une très faible mesure du déversement des déblais de dragage et l'extraction d'agrégats. Par rapport à la pression de la pêche, l'état de l'habitat benthique dans la zone infralittorale de sable grossier et de sable est évalué défavorable en raison du faible score réalisé par rapport aux autres zones évaluées dans la partie méridionale de la mer du Nord. Pour ce qui est du déversement des déblais de dragage, la situation est évaluée défavorable pour 0,64% de l'habitat infralittoral de sable. L'extraction d'agrégats influence 4,27% de l'habitat infralittoral de sable grossier, mais l'évaluation générale de l'extraction d'agrégats n'indique pas d'influence défavorable sur l'état du benthos. En ce qui concerne l'extraction d'agrégats, on note toutefois une évolution manifeste au niveau de la communauté benthique dans une zone du Buitenratel (BRMC, 1,3 km<sup>2</sup>) et une zone du Thorntonbank (2,5 km<sup>2</sup>) due au fait que des activités d'extraction intensive (>10000 m<sup>3</sup>/a) ont eu une influence sur la sédimentologie.

Du fait du relativement mauvais score des habitats belges au niveau de la pression de la pêche dans le contexte OSPAR, les substrats mous sont évalués comme défavorables et le bon état écologique n'est pas atteint.

*Tableau 3.5. Aperçu de l'évaluation de l'influence spatiale et de l'impact des différentes activités par habitat à grande échelle. G.B. = pas d'évaluation pour l'instant. \*Le déversement des déblais de dragage concerne ici la totalité de la superficie des lieux de déversement.*

Habitat & sup. (km <sup>2</sup> )	Activité	Sup. opérationnelle (km <sup>2</sup> )	Sup. évaluée défavorable	
			(km <sup>2</sup> )	%
Zone infralittorale de sable grossier 1930,9	Extraction d'agrégats	203 (nombre effectif 80)	0,00	0,00
	Pêche	1930,90	1930,90	100,00
	Parcs éoliens	238,00	G.B.	G.B.
Zone infralittorale de sable 1102,01	Déversement des déblais de dragage *	9,72	7,07	0,64
	Pêche	1102,01	1102,01	100,00
Vases infralittorales 395,42	Déversement des déblais de dragage *	3,54	0,00	0,00
	Pêche	395,42	G.B.	G.B.

#### 3.5.1.7. Aspects qualitatifs

Étant donné que la surveillance prévue par la DCSMM sur l'impact repose sur la surveillance de l'impact par activité et que l'évaluation n'incluait pas toutes les activités et les pressions (p. ex. les éoliennes, les tracés des câbles, l'eutrophisation, les effets climatiques) on n'a pas pu déterminer une image globale et intégrée de l'état du benthos par habitat.

Du fait du relativement mauvais score des habitats belges au niveau de la pêche dans le contexte OSPAR, un état défavorable a été attribué aux substrats mous. L'évaluation OSPAR fournit toutefois une image relative de la mesure de l'impact sans y lier d'évaluation stricte (favorable versus défavorable) en raison de l'absence de valeurs seuil. Étant donné que la pêche est l'activité qui a la plus grande influence à l'échelle spatiale et qu'elle a aussi une influence manifeste sur l'état de l'habitat, il faudra, à l'avenir, augmenter les efforts pour continuer à appliquer et affiner ces initiatives d'évaluation au niveau international. En réalité, en ce qui concerne l'influence de la pêche, il faudra aussi opérer une différenciation en fonction de l'état favorable / défavorable par habitat. De plus, d'autres pressions, p. ex. l'eutrophisation et la pollution chimique, peuvent éventuellement avoir une influence générale sur l'état du benthos et ne sont actuellement pas prises en compte dans la surveillance et l'analyse.

#### 3.5.1.8. Données et analyse

Des données sont disponibles via le portail EMODNET-biologie. De plus amples détails concernant les analyses sont publiés dans des rapports (Lauwaert et al., 2016, De Backer et al., 2017) et dans la littérature (Van Loon et al., 2017).

#### 3.5.1.9. Références

- De Backer, A., Breine, N., Hillewaert, H., Pecceu, E., Ranson, J., Van Hoey, G., Wittoeck, J. & Hostens, K. De Backer et al., 2017. Ecological assessment of intense aggregate dredging activity on the Belgian part of the North Sea. Report of study day: Belgian marine sand: a scarce resource? Degrendele, K. & Vandenreyken, H. (eds.)
- Lauwaert B, De Witte B, Devriese L, Fettweis M, Martens C, Timmermans S, Van Hoey G, Vanlede J 2016. Synthesis report on the effects of dredged material dumping on the marine environment (licensing period 2012-2016). RBINS-ILVO-AMT-AMCS-FHR report BL/2016/09, 107pp. DOI: 10.13140/RG.2.2.34478.92487
- Van Hoey, G., Drent, J., Ysebaert, T., Herman, P., 2007. The Benthic Ecosystem quality index (BEQI), intercalibration and assessment of Dutch coastal and transitional waters for the Water Framework Directive. NIOO-CEME report 2007-02, 242pp
- Van Loon, W., Walvoort, D., Van Hoey, G., Vina-Herbon, C., Blandon, A., Pesch, R., Schmidt, P., Scholle, J., Heyer, K., Lavaleye, M., Philips, G., Duineveld, G., Blomqvist, M., in press. A regional benthos assessment method for the southern North Sea using Margalef diversity and reference value modelling. Ecological indicators

### 3.5.2. Prévalence d'espèces benthiques importantes

Gert Van Hoey

De nombreuses espèces benthiques importantes ne sont que sporadiquement observées et cela, en raison de leur rareté ou du caractère non optimal de la technique d'échantillonnage. Pour quelques espèces importantes (vers constructeurs de récifs et *Echinocardium cordatum*), une évolution peut être montrée sur la période 2010-2014. Cette évolution ne fait pas ressortir de tendance particulière, mais la période d'évaluation est encore trop courte pour tirer des conclusions sur les changements au niveau de leur prévalence.

#### 3.5.2.1. Introduction

La prévalence d'espèces longévives et /ou qui se reproduisent lentement ainsi que d'espèces structurantes de l'habitat (Tableau 3.6) a été évaluée. L'objectif environnemental a été formulé comme une « tendance positive au niveau de la densité moyenne des exemplaires adultes (ou fréquence d'apparition) d'au moins une espèce parmi celles qui vivent longtemps et/ou se reproduisent lentement et des principaux groupes d'espèces benthiques structurantes dans la vase, le sable contenant de la vase, le sable fin et pur jusqu'au sable contenant des graviers ». Il n'y a pas d'indicateur OSPAR lié à cet objectif environnemental.

Tableau 3.6. Exemples d'espèces longévives et /ou à reproduction lente et d'espèces benthiques structurantes clés dans les vases et sables vaseux et les sables purs à grain fin ou grossier (la taxonomie des espèces a été adapté en fonction des articles 8-9-10 du rapport). \* Initialement *Lutraria angustor*, mais *Lutaria lutaria* est plus fréquente.

	Espèces longévives et / ou à reproduction lente	Espèces structurantes clés
Vases ou sables vaseux	Grands mollusques bivalves comme <i>Venerupis corrugata</i> , <i>Mya truncata</i> et <i>Lutraria lutraria</i> *	Grands vers tubicoles comme <i>Lanice conchilega</i> , <i>Owenia fusiformis</i> et <i>Lagis koreni</i>
	Autres grands organismes comme <i>Buccinum undatum</i> et <i>Aphrodita aculeata</i>	Grands organismes creusant des galeries comme <i>Pestarella</i> spp.
Sables purs à grain fin ou grossier	Grands mollusques bivalves comme <i>Laevicardium crassum</i> , <i>Glycymeris glycymeris</i> et <i>Dosinia exoleta</i> .	Grands organismes creusant des galeries, comme <i>Upogebia deltaura</i> et <i>Corystes cassivelaunus</i>
	Autres grands organismes comme <i>Cancer pagurus</i> , <i>Echinocardium cordatum</i> et <i>Branchiostoma lanceolatum</i> .	

Aucune surveillance spécifiquement liée à ces espèces n'est effectuée et leur prévalence et la tendance au niveau de leur densité reposent donc sur les données recueillies pendant la surveillance d'impact.

### 3.5.2.2. Contexte

D'un écosystème qui fonctionne bien, dans lequel l'intensité de la pression anthropique est acceptable, on s'attend à ce qu'il compte suffisamment d'espèces longévives et qui se reproduisent lentement. Ces espèces sont considérées comme un indicateur de degré de perturbation. En principe, en raison du fait qu'elles ne peuvent pas se rétablir suffisamment rapidement, on s'attend à ce que leur prévalence soit fortement réduite quand la pression humaine est élevée. On s'attend aussi à trouver dans les différents habitats des espèces structurantes importantes qui contribuent, par leur activité, aux processus biogéochimiques sédimentaires et ainsi à accroître la diversité dans l'habitat (p. ex. *Lanice conchilega*).

### 3.5.2.3. Zone géographique

La zone d'évaluation est celle du PCB. L'évaluation est effectuée à l'échelle de 4 habitats macrobenthiques : habitat de vase (*Macoma balthica*), habitat de sable fin (*Abra alba*) et habitat de sable moyen et grossier (*Nephtys cirrosa* - *Ophelia borealis*).

### 3.5.2.4. Méthodologie

Les échantillons sont recueillis à l'aide d'un grappin Van Veen (0,1 m<sup>2</sup>) et un chalut à perche de 8 m sur respectivement 287 et 78 sites dans le cadre des programmes de surveillance de l'impact du déversement de déblais de dragage et d'extraction d'agrégats. Sur la base du nombre d'observations dans les différents sites, leur préférence en matière d'habitat est liée à un des 4 types d'habitats (2.4.3). Une tendance de la densité moyenne (Tableau 3.7) n'a été calculée que pour les espèces pour lesquelles on disposait de suffisamment de données relatives aux sites fixes dans le temps (2010-2014). Pour l'habitat *Nephtys-Ophelia* cela a mené à disposer de 71 échantillons par an (61 sites, dont 5 avec 3 répliques) et pour l'habitat *Abra* à 41 échantillons par an (29 sites, dont 6 avec 3 répliques). Dans le cadre de cette évaluation, les données issues de l'habitat de sable moyen et grossier (*Nephtys-Ophelia*) ont été regroupées. Cela n'exclut pas que certaines espèces puissent avoir un habitat plus vaste, mais certainement pas qu'elles atteignent leur prévalence optimale dans chaque habitat.

Tableau 3.7. Aperçu alphabétique des espèces importantes, de leur type d'habitat de prédilection, du mode de prélèvement des échantillons et du nombre d'observations sur tous les sites échantillonnés sur la période 2010-2014.

Espèces importantes	Type d'habitat de prédilection	Mode de prélèvement des échantillons	Nombre d'observations (2010-2014)
<i>Aphrodita aculeata</i>	<i>Abra alba</i>	Chalut à perche	Très rare ; 5 (2 au printemps, 3 en automne)
<i>Branchiostoma lanceolatum</i>	<i>Nephtys - Ophelia</i>	Van Veen	Dans 15,5% des échantillons ; Voir Figure 3.18
<i>Buccinum undatum</i>	<i>Abra - Nephtys - Ophelia</i>	Chalut à perche	Rare ; (23 au printemps, 25 en automne)
<i>Cancer pagurus</i>	<i>Nephtys - Ophelia</i>	Chalut à perche	Rare ; (63 au printemps, 7 en automne)
<i>Corystes cassivelaunus</i>	<i>Nephtys - Ophelia</i>	Chalut à perche	Rare ; (19 au printemps, 4 en automne)
<i>Dosinia exoleta</i>	<i>Nephtys - Ophelia</i>	Chalut à perche / Van Veen	Très rare (2 observations)
<i>Echinocardium cordatum</i>	<i>Abra - Nephtys-</i>	Van Veen	Dans 38% ( <i>Nephtys - Ophelia</i> ) et 24%

	<i>Ophelia*</i>		(Abra) des échantillons ; Voir Figure 3.18
<i>Glycymeris glycymeris</i>	<i>Nephtys - Ophelia</i>	Van Veen / chalut à perche	Très rare ; 7 Van Veen, 8 (4 au printemps, 4 en automne) chalut à perche observations sur 2 stations
<i>Laevicardium crassum</i>	<i>Nephtys - Ophelia</i>	Chalut à perche / Van Veen	Pas observé, mais quelques échantillons sur d'autres périodes
<i>Lagis koreni</i>	<i>Abra alba</i>	Van Veen	Dans 26,8% des échantillons ; Voir Figure 3.18
<i>Lanice conchilega</i>	<i>Abra alba</i>	Van Veen	Dans 40% des échantillons ; Voir Figure 3.18
<i>Lutraria lutraria</i>	<i>Abra – Nephtys – Ophelia</i>	Van Veen	Très rare ; 6 observations
<i>Mya spp.</i>	<i>Abra alba</i>	Van Veen	Dans 9,3% des échantillons ; Voir Figure 3.18
<i>Owenia fusiformis</i>	<i>Abra alba</i>	Van Veen	Dans 31,7% des échantillons ; Voir Figure 3.18
<i>Pestarella</i>	<i>Nephtys - Ophelia</i>	Van Veen	Dans 4,8% des échantillons ; Voir Figure 3.18
<i>Upogebia deltaura</i>	<i>Nephtys - Ophelia</i>	Van Veen	Très rare ; 8 observations
<i>Venerupis corrugata</i>	<i>Abra alba</i>	Van Veen	Dans 11,2% des échantillons; Voir Figure 3.18

\*Prévalence examinée dans les deux types d'habitats.

### 3.5.2.5. Résultats et tendances

Pour une série d'espèces importantes, on ne dispose que d'informations anecdotiques sur leur prévalence et ceci, entre autres, en raison de la disponibilité limitée de données tant temporelles que spatiales.

***Aphrodita aculeata*** est très rare et n'a été observée que 5 fois seulement sur la période 2010-2014. Cette espèce a été plus souvent observée au début des observations (1980-1990).

***Glycymeris glycymeris*** a été observée vraiment çà et là dans un échantillon Van Veen (7 observations) ou un échantillon prélevé à l'aide du chalut à perche (8 observations, dont 7 faites au même endroit (au nord des Hinderbanken)).

***Dosinia exoleta*** a, selon toute probabilité, été observé 2 fois (identification incertaine de l'espèce) dans le PCB (1 observation avec le grappin Van Veen et 1 observation avec le chalut à perche).

***Buccinum undatum*** a été observé occasionnellement avec le chalut à perche, avec 23 et 25 observations respectivement au printemps et à l'automne. Ces observations concernent principalement des sites offshore (au nord des Hinderbanken).

***Cancer pagurus*** n'a pas été effectivement capturé avec le chalut à perche, ce qui ne fournit pas une image optimale de la prévalence de cette espèce dans nos eaux. Cette espèce préfère les sites rocaillieux et le sable grossier avec des pierres (derrière lesquelles se cacher) où nous ne pouvons pas prélever d'échantillons avec le chalut à perche. Cette espèce est régulièrement observée sur les épaves des navires et autour des fondations des éoliennes.

***Lutraria lutraria*** et ***Upogebia deltaura*** sont des espèces qui vivent en profondeur ce qui ne permet pas un échantillonnage optimal avec les modes de prélèvement des échantillons utilisés (grappin Van Veen et chalut à perche) et leur prévalence est donc difficile à estimer. Ces espèces n'ont de toute façon plus été que rarement

observées dans le PCB au cours des 20 dernières années.

Pour les 3 espèces que l'on rencontre dans l'habitat de sable moyen à grossier (*Nephtys-Ophelia*) une tendance de la prévalence et une densité moyenne ont été calculées (Figure 3.18). Sur les sites fixes sur lesquels des échantillons ont été prélevés sur la période 2010-2014, *Echinocardium cordatum* a été observée dans 30-40% des échantillons avec une densité qui a varié de 5 à 10 ind./m<sup>2</sup>. En 2010 seulement, *E. cordatum* a été plus fréquente (53%) et en densité plus élevée (23 ind./m<sup>2</sup>). *Branchiostoma lanceolatum* a été observée dans 10-20% des échantillons avec une densité moyenne inférieure à 5 ind./m<sup>2</sup>. *Pestarella spp.* n'a été observée que de temps en temps (<10% des échantillons) et en faibles densités.

Dans l'habitat de sable fin (*Abra*), *Echinocardium cordatum* est un peu moins fréquemment (20-30%) observée que dans l'habitat de sable moyen à grossier, mais dans des densités similaires (5 à 10 ind./m<sup>2</sup>). Dans cet habitat, *Lanice conchilega*, *Owenia fusiformis* et *Lagis koreni* surtout sont relativement fréquentes et présentes en densités élevées à très élevées. *Lanice conchilega* présente la tendance qui fluctue le plus au fil du temps. En 2010, *Owenia fusiformis* a été observée en densités très élevées (en moyenne 8302 ind./m<sup>2</sup>) une moyenne qui a baissé à 1000 ind./m<sup>2</sup> en 2011. Sur la période 2012-2014, *O. fusiformis* a été relativement fréquemment (30%) observée, mais en densités inférieures (en moyenne <500 ind./m<sup>2</sup>). *Lagis koreni* a été observée dans 20 à 40% des échantillons au fil du temps avec des densités élevées uniquement en 2010 (57 ind./m<sup>2</sup>). Les mollusques bivalves *Mya spp* et *Venerupis corrugata* ont été retrouvés dans 10-20% des échantillons en faibles densités (< 10 ind./m<sup>2</sup>).

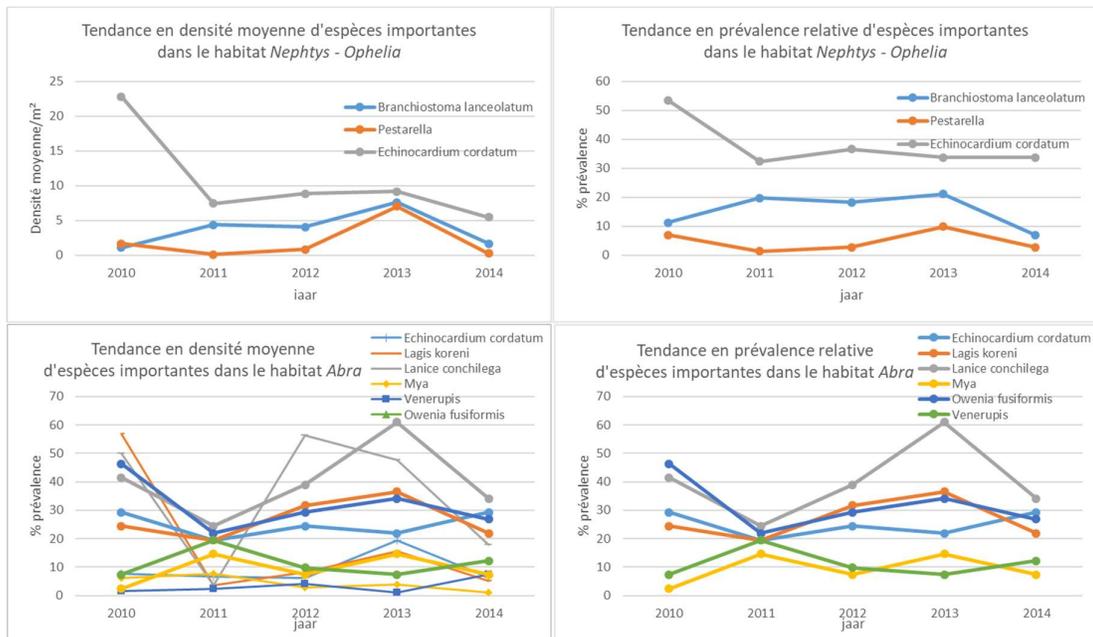


Figure 3.18. Densité moyenne (à gauche) et prévalence relative (à droite) d'une série d'espèces importantes par type d'habitat et par an.

#### 3.5.2.6. Conclusions

Plusieurs de ces espèces importantes ne sont observées que sporadiquement, ce qui est lié à la rareté de leur présence (*Aphrodita aculeata*, *Glycymeris glycymeris*, *Dosinia exoleta*, *Laevicardium crassum*, *Corystes cassivelaunus*, *Upogebia deltaura*), à la technique de prélèvement des échantillons qui ne convient pas idéalement aux espèces qui vivent en profondeur (*Mya truncata*, *Lutraria angustor*, *Pestarella spp.*) ou à un manque d'efficacité au niveau la capture sur les fonds sablonneux (*Cancer pagurus*). Pour les vers constructeurs de récifs (*Lanice conchilega*, *Owenia fusiformis*, *Lagis koreni*) et des espèces comme *Echinocardium cordatum* et *Branchiostoma lanceolatum* dont la présence est régulière, l'évolution de leur présence et leur densité moyenne sont illustrées, sur la base des sites sur lesquels des échantillons ont été prélevés tous les ans sur la période 2010-2014. Cette période est trop courte pour tirer des conclusions sur les changements au niveau de leur prévalence, mais les données serviront de base à de futures analyses des tendances.

#### 3.5.2.7. Aspects qualitatifs

Les techniques actuelles de prélèvement d'échantillons ne conviennent pas au prélèvement d'échantillons d'une série d'espèces longévives et structurantes de l'habitat, et plus particulièrement aux espèces qui creusent profondément visées ici. Le programme de surveillance comprend le prélèvement de nombreux échantillons dans le temps et dans l'espace qui permettent quoi qu'il en soit de recueillir des informations sur leur présence ou leur absence. Actuellement, on ne dispose pas d'étude sur la prévalence de ces espèces à long terme (en dehors de la période d'évaluation de la DCSMM) ou sur l'influence de la pression anthropique sur leur présence.

#### 3.5.2.8. Données et analyse

Des données sont disponibles via le portail EMODNET-biologie.

### 3.5.3. Composition, densité et structure de la faune des substrats durs dans les zones de gravier

Ilse De Mesel, Francis Kerckhof et Danae Kapasakali

L'état des lits de graviers est considéré comme fortement perturbé et ne satisfait pas aux critères du bon état écologique. De nombreuses espèces cibles reprises dans différents objectifs environnementaux sont absentes ou présentes uniquement à l'état juvénile ou observées dans un état appauvri.

#### 3.5.3.1. Introduction

L'évaluation de l'état des lits de graviers sur la base des caractéristiques de taille et d'âge d'une série d'espèces ou de leurs récifs typiquement attendus dans les lits de graviers. Ces espèces ne peuvent survivre et atteindre l'âge adulte ou former des colonies de taille raisonnable que si la pression anthropique responsable de la perturbation des fonds marins n'est pas trop élevée. La pêche provoque des mouvements des pierres qui empêchent le développement des structures tridimensionnelles fragiles des espèces qui se fixent typiquement aux substrats durs. Parfois, les pierres sont même emportées, ce qui dégrade cet habitat qui finit par disparaître. De plus, l'ensablement des lits de graviers, p. ex. à cause des panaches de sédiments générés au moment de l'extraction d'agrégats, représente un danger pour les espèces qui ne peuvent plus se fixer parce que les pierres sont recouvertes de sédiments.

L'analyse vise à évaluer si un écosystème valable sur le plan écologique peut se développer dans les lits de graviers. Les résultats reprennent la liste des objectifs spécifiques.

#### 3.5.3.2. Contexte

Les lits de graviers constituent des habitats précieux surtout dans les sédiments sableux de la partie méridionale de la mer du Nord. Il ressort des données historiques de la zone des Hinderbanken que jusqu'au début du 20<sup>e</sup> siècle, on trouvait dans les lits de graviers du PCB une faune riche, caractérisée par des espèces typiques des substrats durs comme les éponges, les bryozoaires et les hydres. De plus, des huîtres plates y ont aussi jadis formé des bancs.

L'importance croissante de la pêche perturbant le fond marin a toutefois exercé une grosse pression sur les lits de graviers. Même maintenant, les poissons sont fréquemment pêchés dans les graviers, principalement par une flotte étrangère (Peccue et al., 2014). Les pierres ont été retournées ou emportées, ce qui a détruit la faune des substrats durs souvent fragile et l'extension de cet habitat a diminué.

La menace qui pèse sur les lits de graviers dans le PCB a été reconnue. Une grande partie des lits de graviers se situent désormais dans la zone Natura 2000 'Vlaamse Banken' et dans le Plan d'aménagement des espaces marins (PAEM), deux zones ont été délimitées dans lesquelles la pêche perturbant le fond marin est interdite pour donner une chance à cette zone de se régénérer.<sup>12</sup>

Les espèces indicatrices sur lesquelles reposent les objectifs environnementaux, sont les espèces qu'on s'attend

<sup>12</sup> GEDELEGEERDE VERORDENING (EU) .../... VAN DE COMMISSIE van 2.3.2018 tot wijziging van Gedelegeerde Verordening (EU) 2017/118 tot vaststelling van visserijgerelateerde instandhoudingsmaatregelen ter bescherming van het mariene milieu in de Noordzee

typiquement à rencontrer dans un habitat de gravier, mais qui sont, en même temps, sensibles aux perturbations. *Buccinum undatum* (buccin) est une limace qui dépose ses œufs sur le sol marin dur. La pêche déplace physiquement ces animaux et détruit et déloge les œufs. *Mytilus edulis* (moule) : le naissain s'accroche aux pierres. Elles sont écrasées par la destruction du fond marin. *Alcyonium digitatum* (alcyon), *Flustra foliacea* (flustre à lame épaisse), *Haliclona oculata* (chaline) et *Alcyonidium* sp. sont des organismes fragiles qui sont détruits par la perturbation des sols et n'ont pas l'occasion de se développer pour atteindre la taille maximale de leurs colonies. Quand ils ne sont pas dérangés, *Ostrea edulis* (huître), *Sabellaria spinulosa* et *Pomatoceros triqueter* édifient des récifs tridimensionnels sur plusieurs années sur lesquels peut se développer une faune diversifiée.

Les indicateurs sont axés sur la surveillance du rétablissement de cette faune typique des substrats durs.

### 3.5.3.3. Zone géographique

La présence de lits de graviers dans les chenaux à hauteur des Hinderbanken est connue depuis plus de cent ans déjà. Les pêcheurs y allaient, à la fin du 19<sup>e</sup> siècle, pour y pêcher des huîtres et le Prof. Gilson en a inventorié la faune au début du siècle dernier. Cette inventurisation nous donne un aperçu de la faune à laquelle nous pouvons nous attendre dans la zone quand la perturbation du sol est faible et nous offre une base d'étude qualitative à laquelle comparer les résultats de la surveillance. Avec les techniques actuelles basées sur le sonar, la distribution à l'échelle méso et micro des substrats dans la zone peut être cartographiée de manière détaillée (Montereale-Gavazzi & Van Lancker, 2017), et les échantillonnage biologique est adapté en conséquence.

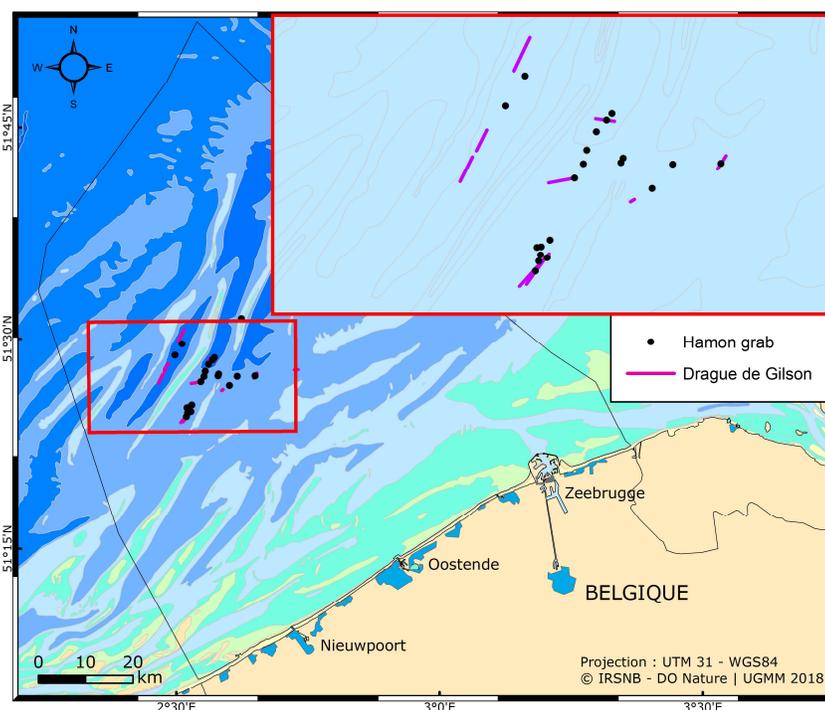


Figure 3.19. Aperçu de la zone d'étude, avec indication des points de prélèvement des échantillons.

#### 3.5.3.4. Méthodologie

Des échantillons sont recueillis dans les lits de graviers avec ce qu'on appelle un Gilson dredge. Il s'agit d'une drague à l'ancienne sur le modèle élaboré au début du 20<sup>e</sup> siècle par le Prof. Gustave Gilson pour le prélèvement d'échantillons dans les lits de graviers. Elle se compose d'une charrue derrière laquelle se trouvent des chaînes entre lesquelles un filet est tendu. Cette drague ramasse des pierres et l'épifaune sur une superficie raisonnable. La drague a 1 m de large et elle tirée sur le sol sur une distance de 500 m. L'épifaune et les pierres sont recueillies dans les filets et analysées à bord. Pour les espèces accrochées (*M. edulis*, *H. oculata*, *A. digitatum*, *F. foliacea*, *Alcyonidium* sp., *O. edulis* en *P. triquetra*), le nombre de pierres sur lesquelles on retrouve ces espèces est noté ainsi que la classe de taille de l'organisme ou du récif formé. Pour *B. undatum* on note le nombre d'individus dans chaque classe de taille et pour *A. rubens* le nombre d'organismes abîmés et non abîmés. Pour *Sabellaria spinulosa* enfin, on enregistre le nombre d'échantillons dans lesquels on retrouve des structures de récifs. Pour cette dernière espèce, on envisage aussi de recueillir des échantillons avec un grappin Hamon. Le grappin Hamon est un outil de prélèvement d'échantillons solide qui convient idéalement à l'échantillonnage de l'endofaune des sédiments où il y a beaucoup de gravier. Les échantillons prélevés avec le grappin Hamon sont tamisés à bord sur un tamis à mailles de 1 mm et conservés dans du formaldéhyde (4%) pour des analyses ultérieures en laboratoire. Les espèces présentes dans le labo sont déterminées à un niveau le plus bas possible et conservées dans de l'éthanol dans la collection.

Le programme de surveillance a débuté en 2015. Treize échantillons ont été prélevés avec un Gilson dredge sur une longueur totale de 500 m dans la zone des Hinderbanken, dont trois sont de sédiments de sable pur et ne sont pas repris dans cette analyse. 19 échantillons ont été recueillis avec le grappin Hamon. Les échantillons sont répartis sur la zone des Hinderbanken. Cette zone a été sélectionnée pour la surveillance parce que ses données historiques anciennes (Prof. Gilson) et récentes (Houziaux et al., 2008) indiquent qu'il y a du gravier à cet endroit. Les tendances de la taille médiane des colonies / des organismes ou du nombre ou de la fréquence de la présence d'adultes ou d'individus dont la croissance est terminée des espèces cibles n'ont pas encore été établies parce que la surveillance n'a commencé que récemment. La prévalence et la prévalence relative des classes de taille sont rapportées par indicateur pour ainsi présenter clairement les résultats de la surveillance.

#### 3.5.3.5. Résultats et tendances

**Tendance positive dans la taille médiane de la colonie/du groupe des espèces benthiques sessiles longévives et/ou de grande taille *Buccinum undatum*, *Mytilus eduli*, *Flustra foliacea*, *Haliclona oculata* et *Alcyonium digitatum*.**

L'analyse de cet indicateur se fait sur la base des données obtenues avec la Gilson dredge. Pour présenter les premiers résultats de la surveillance de la manière la plus transparente et la plus informative possible, on a choisi de rapporter le nombre d'observations par classe de taille (Tableau 3.8 Tableau 3.9). Cela permet, actuellement, de se faire une meilleure idée de l'état des organismes que la seule mention de leur taille corporelle médiane.

Tableau 3.8. Aperçu des espèces cibles accrochées à un substrat par classe de taille.

	Classe de taille	Prévalence (nombre de pierres)	Prévalence relative (par rapport au nombre de pierres)	Prévalence relative (par rapport au nombre d'échantillons)
<i>Mytilus edulis</i>	Petite (<1 cm)	71	5,00%	80%
	Moyenne (1-5 cm)	8	0,56%	50%
	Grande (>5 cm)	-	-	
<i>Alcyonium digitatum</i>	Petite (<1 cm)	16	1,13%	30%
	Moyenne (1-5 cm)	-	-	
	Grande (>5 cm)	-	-	
<i>Flustra foliacea</i>	Petite (<5 cm)	1	0,07%	10%
	Grande (>5 cm)	-	-	
<i>Haliclona oculata</i>		-	-	

Tableau 3.9. Aperçu de la prévalence de *B. undatum* par classe de taille.

	Classe de taille	Prévalence (nombre d'individus)	Prévalence relative (par rapport au nombre d'échantillons)
<i>Buccinum undatum</i>	Petite (<5 cm)	2	10%
	Grande (>5 cm)	7	40%

Dans la zone de surveillance, seules quatre espèces cibles sur les cinq sont observées. *Alcyonium digitatum* est observée mais en très petites colonies, ce qui indique qu'elles sont récentes et uniquement dans trois des dix échantillons. La colonie de *Flustra foliacea* également observée dans un seul échantillon, était de petite taille, indiquant son installation ou sa perturbation récentes. La majorité des individus de *M. edulis* étaient des moules d'un an, issues du naissain de cette année, et sur seulement huit pierres on a retrouvé des moules de plusieurs années réparties sur cinq échantillons. On a observé au total 7 spécimens tout à fait adultes que de *B. undatum* ; ils étaient répartis dans 4 échantillons.

Bien qu'on ne puisse pas encore calculer de tendance en ce qui concerne la taille médiane des colonies ou des individus, les résultats montrent que la communauté est appauvrie et les espèces cibles observées ne comptent que des individus et des colonies encore jeunes.

**Tendance positive au niveau de la fréquence d'occurrence et de la densité médiane des adultes d'au moins la moitié des espèces longévives clés : *Ostrea edulis*, *Sabellaria spinulosa*, *Mytilus edulis*, *Buccinum undatum*, *Haliclona oculata*, *Alcyonium digitatum* et *Alcyonidium spp* "**

*Cet indicateur est analysé sur la base des données des échantillons prélevés avec le Gilson dredge et pour les récifs de Sabellaria spinulosa ainsi que sur base des échantillons prélevés avec le grappin Hamon. Les résultats de la première surveillance fournissent des observations des espèces cibles ou de leurs récifs (dans le cas de Sabellaria spinulosa) et sont repris dans les*

Tableau 3.10 et Tableau 3.11.

*Dans la zone étudiée, trois des sept espèces cibles sont totalement absentes (*O. edulis* *H. oculata*, *Alcyonidium sp.*) et *A. digitatum* n'a été trouvée que sous la forme de spécimens pas encore tout à fait adultes (pas repris dans le*

Tableau 3.10 et Tableau 3.11; voir Tableau 3.8). Pour le buccin *B. undatum* et la moule *Mytilus edulis*, on a observé respectivement sept et huit spécimens adultes. Il convient de souligner ici que les individus de *M. edulis* n'avaient pas tous atteint la taille maximale mais qu'il s'agissait bien d'individus de plusieurs années. Dans le Gilson dregde, de petites structures de récifs ont été observées qui étaient formées par des *Sabellaria spinulosa* fixées à des pierres. De véritables récifs et la diversité de la faune associée n'ont été observés que dans un seul échantillon recueilli avec le grappin Hamon (sur un total de 19 échantillons). Cette observation est rapportée dans le Tableau 3.11. Aperçu de la présence de récifs de *S. spinulosa*.

Tableau 3.10. Aperçu des spécimens formés (*A. digitatum*, *H. oculata*, *Alcyonidium* sp.) et adultes (*M. edulis*, *O. edulis*, *B. undatum*) des espèces cibles accrochées aux substrats.

	Classe de taille	Prévalence (nombre de pierres)	Prévalence relative (par rapport au nombre de pierres)	Prévalence relative (par rapport au nombre d'échantillons)
<i>Mytilus edulis</i>	> 5 cm	8	0,56%	50%
<i>Alcyonium digitatum</i>	> 5 cm	-	-	
<i>Alcyonidium</i> sp.	> 5 cm	-	-	
<i>Haliclona oculata</i>	> 5 cm	-	-	
<i>Ostrea edulis</i>	> 5 cm	-	-	-

Tableau 3.11. Aperçu de la présence de récifs de *S. spinulosa*.

	Classe de taille	Prévalence (nombre)	Prévalence relative (par rapport au nombre d'échantillons)
<i>Sabellaria spinulosa</i>	Reef	1	5.3%
<i>Buccinum undatum</i>	Grande (> 5 cm)	7	40%

**Pas de déclin ou tendance positive au niveau de la diversité des espèces dans tous les taxons pour les substrats durs, à savoir Porifera, Cnidaria, Bryozoa, Polychaeta, Malacostraca, Maxillopoda, Gastropoda, Bivalvia, Echinodermata et Ascidiacea.**

Pour l'analyse de la diversité des espèces au niveau des différents taxons, on utilise les données recueillies avec le grappin Hamon (endofaune) et la Gilson dregde (épifaune). Seules les espèces pour lesquelles des échantillons peuvent être prélevés efficacement avec les différents outils sont incluses dans l'analyse. Au total, 178 espèces ont été échantillonnées (Tableau 3.12 Nombre d'espèces). Les taxons dominants sont Polychaeta (67 espèces) et Malacostraca (51 espèces) et les taxons sous-dominants Bivalvia (17 espèces) et Cnidaria (16 espèces). C'est dans les Bryozoa (8 espèces), Gastropoda (5 espèces), Ascidiacea (2 espèces) et Porifera (2 espèces) que la diversité des espèces est la plus faible.

Tableau 3.12 Nombre d'espèces.

Taxon	Nombre
Polychaeta	67
Malacostraca	51
Bryozoa	8
Ascidiacea	2
Cnidaria	16
Echinodermata	10
Bivalvia	17
Gastropoda	5
Porifera	2

**Diminution de la fréquence relative d'occurrence d'*Asterias rubens* perturbé (longueur de bras + 2 cm) et de colonies de tubes de *Pomatoceros triqueter* indicateurs d'une perturbation physique du fond (= indicateur de pression), permettant de renforcer le développement naturel de l'écosystème graveleux (= état désiré).**

On a dénombré 595 échantillons d'*Asterias rubens* (>2 cm) au total dont 39 étaient endommagés. Cela correspond à une fréquence relative de 7,09% de *A. rubens* perturbé.

Des groupes de *Pomatoceros triqueter* étaient présents dans 60% des échantillons. Il s'est avéré pratiquement impossible d'étudier le nombre relatif de groupes perturbés mais on peut néanmoins se prononcer sur la présence des groupes intacts. Sur 166 pierres sur les 1417 pierres prélevées au total (c.-à-d. sur 11,70% des pierres) on a observé des petits groupes, des groupes moyens et des grands groupes de *P. triqueter*. La distribution de ces pierres sur la zone s'est par contre avérée très inégale ; 61% de ces groupes ont en effet été retrouvés dans un seul échantillon.

### 3.5.3.6. Conclusions

Les objectifs sont formulés comme des tendances au niveau de certaines caractéristiques des espèces cibles. Les tendances n'ont pas encore pu être calculées pour le présent rapport parce que le programme de surveillance n'a débuté que récemment, en 2015 – et que des échantillons n'ont encore été prélevés qu'une seule fois. Pour cette raison, on a choisi de rapporter ces premières observations d'une manière la plus transparente possible pour que des conclusions puissent en être tirées concernant l'état des lits de graviers.

**Tendance positive dans la taille médiane de la colonie/du groupe des espèces benthiques sessiles longévives et/ou de grande taille *Buccinum undatum*, *Mytilus eduli*, *Flustra foliacea*, *Haliclona oculata* et *Alcyonium digitatum*.**

Pour les espèces benthiques sessiles longévives et/ou de grande taille *Buccinum undatum*, *Mytilus eduli*, *Flustra foliacea*, *Haliclona oculata* et *Alcyonium digitatum*, les classes de taille auxquelles appartiennent les organismes sont déterminées. Il s'agit des espèces typiquement associées aux substrats durs qui ne peuvent se développer pour former des populations saines et / ou des colonies comptant de nombreux individus que s'il n'y a pas de perturbation ou si les perturbations sont modérées. Les classes de taille donnent, par contre, une image de l'état de l'espèce dans la zone.

On n'a retrouvé que quatre des cinq espèces cibles dans nos échantillons, dont une espèce, le flustre *Flustra foliacea*, qui n'a été retrouvée qu'une seule fois sous la forme d'une petite colonie (< 5 cm). *Flustra foliacea* est

une espèce trouvée par le passé, comme cela ressort des observations historiques du Prof. Gilson remontant à plus d'un siècle et des observations réalisées au début de ce siècle (Houziaux et al., 2008), même si sa fréquence était en baisse. En 1905, l'espèce a été retrouvée dans 77% des échantillons, cent ans plus tard, ce n'est plus que dans 13% des échantillons, soit un peu plus que le pourcentage de la présente observation (dans 10% des échantillons). Une espèce cible, l'éponge *Haliclona oculata*, est totalement absente. Au début du 20<sup>e</sup> siècle, cette espèce a encore été retrouvée dans une série d'échantillons, mais récemment (2005 et la surveillance actuelle) on ne l'a plus rencontrée. D'autres éponges, ayant une forme de vie similaire, n'ont pas, non plus, été observées. L'espèce semble être en déclin – ou avoir disparu – au cours du 20<sup>e</sup> siècle. *Mytilus edulis* peut vivre plus de 20 ans et se développer pour former des organismes d'environ 10 cm (de Bruyne et al., 2013). Dans le passé, cette taille des moules a été observée à un endroit connu pour la présence d'une faune relictive (Houziaux et al., 2008; pers. obs., 2014) mais n'a pas été observée au cours de cette surveillance. La majorité des individus sont issus du naissain et certains du novellain, probablement de moins de 2 ans. On n'a pas observé de moules de plus de 5 cm. *Buccinum undatum* est une espèce longévive qui peut vivre jusqu'à 30 ans et atteindre la taille de 12 cm. Les animaux adultes ne sont pas nécessairement liés aux lits de graviers, mais leurs capsules d'œufs sont déposées sur des substrats durs. L'espèce a connu un déclin général dans la mer du Nord méridionale à la fin du siècle dernier et la probabilité d'en rencontrer est plutôt faible (de Bruyne et al, 2013). À cet égard, le *B. undatum* ne se débrouille pas mal dans la zone de l'étude avec la capture de 9 individus dans 8 échantillons. *Alcyonium digitatum*, enfin, est un corail mou de forme irrégulière qui peut atteindre jusqu'à 15 cm de haut. Les individus que nous avons observés étaient toutefois petits et présentaient une croûte, ce qui indique que leur installation était récente.

En résumé, on peut dire que l'absence d'une des espèces indicatrices et l'état et la taille des quatre autres espèces indicatrices montrent clairement une perturbation régulière de la zone, qui empêche les individus de se développer jusqu'à l'âge adulte ou d'atteindre leur taille maximale.

**Tendance positive au niveau de la fréquence d'occurrence et de la densité médiane des adultes d'au moins la moitié des espèces longévives clés : *Ostrea edulis*, *Sabellaria spinulosa*, *Mytilus edulis*, *Buccinum undatum*, *Haliclona oculata*, *Alcyonium digitatum* et *Alcyonidium spp* "**

Dans nos échantillons, on n'a retrouvé des adultes / des organismes tout à fait formés que pour trois espèces cibles seulement sur les sept et cela, chaque fois en faibles nombres : *Buccinum undatum* (7 individus), *Mytilus edulis* (8 individus) et un récif formé par *Sabellaria spinulosa*. Pour *Buccinum undatum* cela peut s'expliquer par un déclin général de l'espèce dans la mer du Nord méridionale (voir plus avant). Pour *M. edulis*, si les perturbations diminuent ou disparaissent, on peut s'attendre à rencontrer un plus grand nombre d'individus adultes. Pour *S. spinulosa*, aussi des récifs devraient pouvoir s'installer si le fond n'est plus ou pas beaucoup dérangé.

Le score de cet indicateur n'est pas bon vu que 4 des 7 espèces sont totalement absentes au niveau des adultes ou des individus tout à fait formés.

**Pas de déclin ou tendance positive au niveau de la diversité des espèces dans tous les taxons pour les substrats durs, à savoir Porifera, Cnidaria, Bryozoa, Polychaeta, Malacostraca, Maxillopoda, Gastropoda, Bivalvia, Echinodermata et Ascidiacea.**

Une tendance au niveau de la diversité des espèces ne peut pas encore être déterminée. Le nombre des espèces par taxon offre un point de départ pour le calcul des tendances dans les prochains rapports.

**Diminution de la fréquence relative d'occurrence d'*Asterias rubens* perturbé (longueur de bras + 2 cm) et de colonies de tubes de *Pomatoceros triqueter* indicateurs d'une perturbation physique du fond (= indicateur de pression), permettant de renforcer le développement naturel de l'écosystème graveleux (= état désiré).**

Le pourcentage d'*Asterias rubens* endommagés a plutôt été faible. Toutefois, il est ressorti de récentes observations dans les parcs éoliens que cet indicateur ne fournit pas de résultats fiables. Dans les parcs éoliens, toute forme de perturbation du sol est exclue mais des *A. rubens* perturbés ont néanmoins été constatés. Ces résultats ne seront donc pas pris en compte dans l'évaluation de l'état des lits de graviers.

On a trouvé des groupes intacts de *P. triquet* sur 11,07% des pierres, mais leur distribution était plutôt inégale et limitée dans l'espace.

#### 3.5.3.7. Aspects qualitatifs

Du fait du lancement récent du programme de surveillance, il n'est pas encore possible de dégager de tendance. La surveillance actuelle permet toutefois d'alimenter systématiquement une base de données qui permettra à son tour, à l'avenir, de déterminer l'évolution des objectifs environnementaux.

Les échantillons qui ont été recueillis avec le Gilson dredge donnent une image représentative du substrat présent sur le fond marin et des organismes épibenthiques qui vivent entre les pierres. Du fait de la grande quantité et du type de matériel pris à bord, il n'est toutefois pas toujours possible de déterminer la taille précise des individus ou des colonies. Pour cette raison, à l'avenir il faudra travailler avec les classes de taille et essayer d'identifier des tendances sur cette base.

#### 3.5.3.8. Données et analyse

*Un aperçu des prélèvements d'échantillons est repris à*

Figure 3.19. Les données et les métadonnées sont disponibles au Belgian Marine Data Centre (BMDC, [www.bmdc.be](http://www.bmdc.be)).

#### 3.5.3.9. Références

- Houziaux, J.-S., F. Kerckhof, K. Degrendele, M. Roche, A. Norro, 2008. The Hinder Banks: yet an important area for the Belgian marine biodiversity? Belgian Science Policy D/2008/1191/7.
- de Bruyne, R.H., Leeuwen, S.J. van, Gmelig Meyling, A.W., Daan, R. (red.), 2013. Schelpdieren van het Nederlandse Noordzeegebied. Ecologische atlas van de mariene weekdieren (Mollusca). Tirion Uitgevers, Utrecht en Stichting Anemoon, Lisse. 414 pag. [[ISBN 978-90-5210-8216](https://www.tirion.nl/ISBN-978-90-5210-821-6)].
- Montereale-Gavazzi, G. & Van Lancker, V. (2017). Karakterisering van het fysische habitat. In: De Mesel et al.. Analyse van de huidige status van de bodemfauna in de bodembeschermingszones in de Vlaamse Banken. Opdracht Federale Overheidsdienst.
- Pecceu, E., B. Vanelslander, S. Vandendriessche, G. Van Hoey, K. Hostens, E. Torreele, H. Polet, 2014. Beschrijving van de visserijactiviteiten in het Belgisch deel van de Noordzee in functie van de aanvraag bij de Europese Commissie voor visserijmaatregelen in de Vlaamse Banken (Habitatrichtlijngebied). 92p

## 4. Colophon

La présente « Actualisation de l'évaluation initiale pour les eaux marines belges » a été réalisée par une collaboration entre différents départements du gouvernement belge et des institutions de recherche.

Merci à tous ceux qui ont contribué à ce document:

Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique, Direction Opérationnelle Environnement Naturel (RBINS-OD Nature)

Instituut voor Landbouw en Visserij (ILVO)

Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) Agence fédérale pour la sécurité de la chaîne alimentaire (AFSCA)

Merci également à toutes les autorités compétentes pour rendre disponible les navires de recherche RV Belgica et RV Simon Stevin et pour la collecte et la livraison de données et Mia Devolder pour la mise en page des cartes.

Editors: Karien De Cauwer en Saskia Van Gaever

Ce document doit être cité comme :

État belge, 2018. Actualisation de l'évaluation initiale pour les eaux marines belges. Directive-cadre Stratégie pour le milieu marin – Art 9 & 10. UGMM, Service Public Fédéral Santé publique, Sécurité de la Chaîne alimentaire et Environnement, Bruxelles, Belgique, 251 pp.

Contact :

Si vous avez des questions ou souhaitez recevoir une version digitale du rapport, veuillez envoyer un courriel à [saskia.vangaever@milieu.belgie.be](mailto:saskia.vangaever@milieu.belgie.be) ou à [kdecauwer@naturalsciences.be](mailto:kdecauwer@naturalsciences.be).

Octobre 2018