



Mise à jour de l'état actuel des connaissances sur les impacts environnementaux des parcs éoliens offshore (2019)

Cet article a été traduit par la Commission Particulière du Débat Public sur les éoliennes en mer en Normandie (du 15 novembre 2019 au 19 août 2020).

Il est mis à la disposition du public sur le site : normandie.debatpublic.fr

Article original :

Royal Haskoning DHV, 2019 Update on the Current state of Knowledge on the Environmental Impacts of Offshore Wind Farms, 2020

Vous pouvez retrouver le texte original dans la bibliothèque du débat.

2019 Mise à jour de l'état actuel des connaissances sur les impacts environnementaux des parcs éoliens offshore

1 Introduction

1.1 Introduction

Le développement des parcs éoliens en mer (OWF) peut avoir de nombreuses répercussions sur le milieu marin environnant. Le défi consiste à bien comprendre ce que ces impacts pourraient être, comment ils sont évalués et comment ils peuvent être atténués afin de les éviter ou de les ramener à des niveaux acceptables.

En 2006, OSPAR (Convention d'Oslo/Paris (pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est)) a publié le "Point sur l'état actuel des connaissances concernant les impacts environnementaux de l'implantation, de l'exploitation et de la suppression/élimination des parcs éoliens offshore - Rapport de situation". L'objectif de ce rapport était de fournir un examen des informations existantes et de déterminer l'état actuel des connaissances sur les impacts écologiques des OWF dans la région OSPAR. Le rapport a permis d'établir des priorités pour les recherches futures et de mieux cibler les principaux sujets de préoccupation. Cette vue d'ensemble a été publiée sous la forme d'un document évolutif, les examens ci-dessous présentant les itérations ultérieures à ce jour :

- En 2014, le Royaume-Uni a présenté un projet de mise à jour de l'état actuel des connaissances et des études sur les impacts environnementaux de la localisation, de l'exploitation et de l'enlèvement et de l'élimination des déchets d'exploitation, (EIHA 13/3/5) (appelé Cefas, 2014 dans le présent rapport) ; et
- En 2018 et 2019, le Rijkswaterstaat Zee & Delta a chargé Royal HaskoningDHV d'entreprendre une mise à jour des rapports de 2006 et 2014 qui en a résulté : Revue de la littérature 2014-2019 sur l'impact écologique du développement des parcs éoliens offshore (ce rapport a été inclus dans l'**annexe A**).

1.2 Objet du présent rapport

OSPAR souhaite mettre à jour le projet de mise à jour 2014 mentionné ci-dessus sur l'état actuel des connaissances comme base pour la révision du Guide OSPAR sur les considérations environnementales pour le développement des parcs éoliens offshore (2008-3). L'objectif de ce rapport est de fournir à OSPAR une synthèse claire et concise des informations rassemblées dans la mise à jour du Cefas de 2014 et l'analyse documentaire de 2019 (voir **Annexe A**), en présentant l'état actuel des connaissances sur les impacts que le développement de parcs éoliens offshore peut avoir sur les récepteurs environnementaux dans la Région OSPAR.

1.3 Limites du rapport

Bien que les informations contenues dans ce rapport et dans l'**annexe A** reflètent l'état actuel des connaissances sur les impacts écologiques des OWF, il est important de noter qu'elles ne sont pas considérées comme exhaustives en raison d'un certain nombre de facteurs.

La recherche étant en constante évolution, une date limite a été fixée à la fin du mois de septembre 2019 pour la revue de la littérature. L'accent a également été mis sur les résultats de la région OSPAR1 uniquement, toute information pouvant être disponible dans d'autres régions, telles que les côtes est et

ouest des États-Unis, n'a pas été incluse. Lors du rapport de mise à jour de 2018, on a également supposé que toute information disponible avant la mise à jour de 2014 était incluse dans le rapport de 2014 et les recherches n'ont donc pas été entreprises pour inclure les travaux antérieurs.

Dans la mesure du possible, les impacts ont été présentés pour les phases de construction et d'exploitation et de maintenance (O&M) du développement d'OWF. Comme il n'existe actuellement aucune information sur le déclassement des OWF, les effets potentiels pendant le déclassement ne sont pas pris en compte dans ce rapport.

¹ La région OSPAR couvre l'Atlantique du Nord-Est et est divisée en cinq régions : Eaux arctiques, Grande mer du Nord, Mers celtiques, Golfe de Gascogne et côte ibérique, et Atlantique au sens large. Les signataires sont : Allemagne, Belgique, Danemark, Communauté européenne, Espagne, Finlande, France, Irlande, Islande, Luxembourg, Norvège, Pays-Bas, Portugal, Royaume-Uni, Suède et Suisse.

1.4 Structure du rapport

Les sections suivantes de ce rapport ont été structurées en fonction des récepteurs environnementaux qui peuvent être affectés par le développement de l'OWF, comme suit :

Section 2 : Processus physiques (hydrodynamique, transport des sédiments, qualité de l'eau) ; Section 3 : Ornithologie et chauves-souris ;
Section 4 : Écologie benthique (y compris l'écologie des coquillages) ; Section 5 : Écologie des poissons ;
Section 6 : Mammifères marins ;
Section 7 : Autres récepteurs ;
Section 8 : Effets sur l'écosystème
; et, Section 9 : Conclusions générales.

Chacune des sections ci-dessus comprend des sous-sections sur l'état actuel des connaissances et les lacunes perçues dans les données, sur la base de l'analyse documentaire présentée à l'**annexe A**. Comme il s'agit d'un rapport de synthèse, les références complètes n'ont pas été incluses. Celles-ci se trouvent à la fin de l'**annexe A**.

La dernière limite est que l'analyse documentaire actuelle, sur laquelle se fonde le présent document, ne s'est concentrée que sur les documents de recherche. Les évaluations des incidences sur l'environnement (EIE) réalisées pour les OWF et les exigences en matière de surveillance qui sont souvent énoncées dans les conditions de licence pour la phase opérationnelle du développement fournissent une quantité importante d'informations. Afin de fournir une véritable réflexion sur l'état actuel des connaissances, ces sources doivent également être consultées et les résultats doivent être inclus dans un rapport.

2 Processus physiques (hydrodynamique, transport des sédiments, qualité de l'eau)

Les développements de l'OWF affectent les processus physiques tels que l'hydrodynamique (marées et courants), le transport des sédiments et la qualité de l'eau (Cazenave *et al.* , 2016 ; Schuster *et al.* , 2015 ; Carpenter *et al.* , 2016). Les effets sur les processus physiques se produisent principalement pendant la phase d'exploitation et d'entretien, plutôt que pendant la phase de construction, étant donné que c'est la présence effective des structures qui donne lieu aux effets et qui se produit pendant la durée de mise en place des structures. Les effets suivants sur les processus physiques ont été identifiés pendant la phase

O&M des OWF :

- Changements de vagues (y compris la hauteur des vagues) ;
- Les marées et les courants ;
- Dissipation de l'énergie marémotrice ;
- Accumulation des effets des processus physiques ;
- Les changements apportés à la ressource éolienne ; et,
- Stratification et mélange des eaux.

2.1 Construction

La documentation examinée ne contenait pas d'informations sur l'impact potentiel du développement de l'éolien offshore sur les processus physiques pendant la phase de construction. Plus précisément, aucune information n'a été fournie sur l'augmentation des concentrations de sédiments en suspension et la détérioration de la qualité de l'eau.

2.2 Fonctionnement et maintenance

La recherche sur les effets du développement de l'OWF sur les processus physiques est comparativement limitée par rapport à d'autres récepteurs environnementaux tels que les mammifères marins, en particulier lorsqu'on examine les effets cumulatifs sur une zone plus étendue. Actuellement, la plupart des recherches se concentrent sur les impacts locaux des parcs éoliens individuels ; cependant, avec la tendance actuelle à augmenter considérablement le nombre de parcs éoliens, il est possible que les effets s'accumulent et entraînent des effets cumulatifs plus importants sur une plus grande échelle spatiale.

2.2.1 Changements de vague

Le régime des vagues examine comment les vagues sont créées, comment et dans quelle direction elles se déplacent, comment elles changent de hauteur et comment cela est influencé par des facteurs extérieurs. La présence d'OWF a le potentiel de changer le régime des vagues. Les interactions entre les OWF, les ressources éoliennes disponibles (section 2.2.5) et leur impact sur la formation des vagues sont généralement évaluées pour les parcs éoliens individuels comme étant locales (Deltares, 2018). Les structures au sein des parcs éoliens offshore peuvent également avoir un impact sur la propagation des vagues, ce qui entraîne une diffraction des vagues susceptible d'avoir un impact sur le régime des vagues (Deltares, 2018).

Alari et Raudsepp (2012) ont quantifié l'impact des structures OWF sur les vagues entraînées par le vent en utilisant les données de deux OWF situées en Estonie avec un total de deux cents éoliennes. Il a été conclu que la réduction de la hauteur significative des vagues près de la côte en dessous de 10 m isobathes ne dépasse pas 1 %. Par conséquent, il semble peu probable que les effets soient significatifs. Les effets des OWF sur la hauteur des vagues ont également été évalués par Cefas (2014), qui a identifié de petites réductions de la hauteur significative des vagues près de la côte (Cefas, 2014).

Le développement à grande échelle de l'OWF peut avoir des effets (encore mal quantifiés) sur le transfert vertical d'énergie de la haute atmosphère vers l'OWF, avec un impact sur le vent et les vagues. On considère qu'un changement de 5 % de la vitesse du vent peut entraîner un changement de 5 à 10 % de la hauteur significative des vagues... En outre, les structures au sein d'un OWF peuvent également avoir un impact sur la propagation des vagues, entraînant la diffraction des vagues (Deltares, 2018)

2.2.2 Marées et courants

Les marées sont caractérisées par des mouvements de l'eau sur une longue période, les courants décrivant le mouvement de l'eau. La présence d'éoliennes peut modifier les marées et les courants.

Il a été démontré que les vitesses des courants horizontaux augmentent de part et d'autre des fondations et diminuent sur la rive (Clark *et al.*, 2014). L'effet diminue avec la distance par rapport aux fondations mais peut s'étendre sur des centaines de mètres, les changements les plus importants se produisant dans la partie supérieure de la colonne d'eau (Cazenave *et al.*, 2016). Il existe également un potentiel de changements verticaux dans les courants, car les couches d'eau plus lentes ont un impact sur celles situées au-dessus et au-dessous d'elles ; bien que cela soit plus évident dans l'eau entièrement mélangée que dans l'eau stratifiée.

Cazenave *et al.* (2016) ont également constaté des effets à grande échelle sur l'amplitude des marées, en particulier sur les côtes (>2%) ainsi qu'au large, liés aux OWF.

2.2.3 Dissipation de l'énergie marémotrice

La dissipation de l'énergie marémotrice est l'extraction de l'énergie produite par les marées dans l'océan, le plus souvent causée par le frottement du fond ou les turbulences du vent. Carpenter *et al.* (2016) ont découvert que la turbulence induite par une OWF peut être importante et pourrait faire en sorte que l'énergie totale extraite des marées joue un rôle significatif dans la dissipation de l'énergie marémotrice. Historiquement, les zones où l'énergie marémotrice se dissipe sont appelées "puits". Les fondations des éoliennes deviennent maintenant un nouveau puits potentiel qui n'est pas encore bien compris.

2.2.4 Accumulation des effets des processus physiques

Cazenave *et al.* (2016) et De Dominicis *et al.* (2017) ont constaté que les nombreux mécanismes de rétroaction et les interconnexions des systèmes rendent difficile l'évaluation des effets cumulatifs. Diverses études montrent que les effets peuvent se produire loin des OWF et que les impacts des fondations individuelles peuvent être amplifiés lorsqu'ils se propagent à travers les systèmes. Par conséquent, la construction d'OWF à grande échelle peut entraîner des changements importants dans les marées et les courants (Deltares, 2018).

2.2.5 Stratification et mélange des eaux

La stratification et le mélange de l'eau dépendent de divers facteurs, dont la salinité et la température. Au sein des masses et des couches d'eau qui présentent des caractéristiques différentes, le mélange de l'eau ne se fait pas facilement. Carpenter *et al.* (2016) ont constaté que le mélange vertical des couches stratifiées est renforcé lorsque l'eau s'écoule le long des fondations, ce qui entraîne un mélange accru de la colonne d'eau et une diminution de la stratification. Ils ont constaté que la construction à grande échelle des OWF pourrait avoir un impact sur la stratification de la colonne d'eau à grande échelle. Floeter *et ses collaborateurs* (2017) ont constaté que l'indice de stratification était nettement plus faible à l'intérieur d'un OWF qu'à l'extérieur, s'étendant sur environ 15 km au-delà de l'OWF dans la direction du courant. De tels effets devraient se produire dans les zones qui sont stratifiées de façon intermittente ou saisonnière, donc principalement pendant la saison estivale (environ de mars à septembre).

2.3 Impacts liés aux processus physiques

2.3.1 Détérioration de la qualité de l'eau et des sédiments due à la contamination

La remise en suspension de sédiments pollués et l'augmentation de la turbidité pendant la construction et

le câblage sont considérées comme des impacts de courte durée. Ils peuvent toutefois affecter la santé et le succès de la reproduction des organismes qui utilisent ces zones (Simms et Ross 2000 dans Shuster et al. (2015).

Le développement de l'OWF a le potentiel de détériorer la qualité de l'eau et des sédiments par un certain nombre de voies. Shuster *et al.* (2015) ont signalé que le risque de contamination par des fuites ou des déversements augmente dans les OWF en raison

² Bien que la détérioration de la qualité de l'eau et des sédiments ne soit pas un effet direct sur les processus physiques, les deux sont étroitement liés, en particulier lorsqu'il s'agit de contaminants remis en suspension. Elle a donc été incluse dans cette section.

des éventuels incidents de navigation et aux fuites de composants de turbine (par exemple, les fluides hydrauliques des dispositifs opérationnels).

Si les polymères plastiques sont utilisés dans le cadre de la protection contre l'affouillement dans les OWF, les substances chimiques qu'ils contiennent peuvent être nocives pour les organismes marins et l'homme. Sturm *et al.* (2015) ont montré que dans des conditions de laboratoire, des substances potentiellement nocives peuvent être libérées. Les matériaux géotextiles utilisés comme protection contre l'affouillement autour des fondations peuvent attirer un biote diversifié avec un potentiel d'accumulation de substances nocives dans ces organismes. Il convient de noter que des tests *in situ* n'ont pas été entrepris à ce jour et que des recherches supplémentaires sont nécessaires.

2.3.2 Modifications des ressources éoliennes³

Le vent est considéré comme une ressource inépuisable. Cependant, des études initiales ont montré que les OWF peuvent avoir un impact sur la disponibilité du vent à la fois au sein de l'OWF et en tant que ressource plus large (Deltares 2018). Ces changements potentiels dans la ressource éolienne peuvent être liés à :

- Les OWF récoltent l'énergie éolienne et ralentissent ainsi la vitesse du vent à la hauteur du moyeu (momentum sink), créant des sillages du côté sous le vent qui nécessitent alors un réapprovisionnement à partir de niveaux supérieurs non affectés par les turbines.
- Lorsque les éoliennes tournent, l'air est mélangé, ce qui augmente la vitesse du vent dans la partie la plus basse du rotor et diminue la vitesse du vent dans la partie la plus haute du rotor. Les éoliennes peuvent transformer des profils de vent stables en profils de vent moins stables ou neutres.
- Les éoliennes forment des obstacles que le vent doit contourner. Cela ralentit le vent devant les éoliennes et l'accélère sur les côtés.
- À grande échelle, les OWF peuvent entraîner des effets plus étendus sur le transfert vertical d'énergie de la haute atmosphère vers les OWF (c'est-à-dire l'attraction du vent). Ces effets potentiels à grande échelle sont actuellement mal compris et n'ont pas encore été quantifiés/étudiés.

Les impacts ci-dessus deviennent plus importants à mesure que les OWF et les turbines augmentent en taille et en nombre. Les différences entre les turbines amont et aval deviennent visibles si l'énergie ne peut pas être remplacée entre les turbines (Deltares 2018).

3 Ornithologie et chauves-souris

Le déplacement est la perte (ou l'utilisation réduite) de la zone du parc éolien à des fins d'alimentation, de perchage, etc.

L'effet de barrière se produit lorsque des oiseaux qui auraient auparavant transité par le parc éolien (par exemple, lors des déplacements entre la colonie de nidification et les zones d'alimentation) empruntent un itinéraire de vol qui contourne le parc éolien.

L'évitement comprend l'évitement des rotors de turbine et l'évitement du parc éolien.

La construction et l'exploitation des OWF peuvent avoir un impact sur les oiseaux et les chauves-souris de plusieurs façons. La littérature sur laquelle se base ce rapport ne contient que des informations limitées sur les chauves-souris. Ces informations ont donc été traitées dans une seule section. Toutes les autres sections ne concernent que les oiseaux, sauf indication contraire. Les impacts potentiels suivants ont été identifiés pour les oiseaux pendant la construction :

- Perturbation due aux activités humaines ;
- Évitement et attraction ;
- Déplacement / effet de barrière ; et,
- Son de construction.

³ Bien que les modifications des ressources éoliennes ne relèvent pas de processus physiques, les deux sont étroitement liées car les effets sur les ressources éoliennes auront un effet sur la formation des vagues.

Pendant la phase d'O&M des OWF, les oiseaux et les chauves-souris sont susceptibles d'être affectés par :

- Risques de collision ;
- Évitement et attraction ;
- Déplacement / barrière / perte d'habitat ; et,
- Changement de la ressource en proies.

3.1 Construction

Comme indiqué ci-dessus, aucune information n'a été identifiée concernant les impacts de la construction sur les chauves-souris, cette section n'examine donc que les impacts potentiels sur les oiseaux.

3.1.1 Perturbation due aux activités humaines

Les perturbations dues aux activités humaines peuvent amener les oiseaux de mer à éviter certaines zones et à montrer un changement de comportement. La sensibilité et le niveau de perturbation sont spécifiques à chaque espèce et influencés par des paramètres tels que l'échelle de développement, la saison, le comportement de reproduction et d'alimentation. Schwemmer *et al.* (2011) ont constaté que le plongeur à gorge rouge et la macreuse brune sont particulièrement sensibles à l'activité des navires.

Perrow (2019b) a suggéré que les perturbations causées pendant la phase de construction des OWF peuvent être atténuées en limitant le nombre et la taille des navires ainsi que par la coordination temporelle des activités de construction et la planification des itinéraires et de la fréquence des mouvements des navires.

En outre, une étude de Mendel *et al.* (2019) a révélé que le trafic des navires de construction avait des impacts négatifs importants sur la distribution des harards (*Gavia* spp.), mettant en évidence les effets étendus des OWF et des navires à grande échelle spatiale. Bien qu'elles ne concernent pas spécifiquement l'industrie éolienne offshore, les conclusions de Miller *et al.* (2019) ont été incluses car elles sont pertinentes pour l'élaboration d'une évaluation d'impact pour les OWF. Miller *et al.* (2019) ont utilisé un modèle de viabilité de la population (PVA) pour différents scénarios de mortalité anthropique. Miller *et al.* (2019) ont constaté que le modèle s'est avéré être un outil efficace pour déterminer les facteurs environnementaux et anthropiques qui régulent la croissance de la population

3.1.2 Évitement et attraction

L'évitement des OWF par les oiseaux peut se produire à trois échelles spatiales : (1) *Macro-évitement* - évitement total de l'empreinte du parc éolien et, dans certains cas, d'une zone tampon pouvant atteindre 3

km ; (2) *Méso-évitement* - toute réaction aux turbines à l'intérieur du site du parc éolien, par exemple le vol entre les rangées ou dans une zone tampon spécifique autour de la zone balayée par le rotor ; et (3) *Micro-évitement* - action de "dernière minute" pour éviter la collision (c'est-à-dire avec les pales dans une zone tampon définie pendant le fonctionnement).

Les sources de lumière artificielle utilisées pendant la phase de construction des OWF peuvent attirer les oiseaux de mer migrateurs et fousseurs nocturnes. Rebke *et al.* (2019) ont entrepris une étude sur les passereaux migrant la nuit. Il a été déterminé qu'aucune variante lumineuse n'était constamment évitée. Alors que l'intensité n'a pas influencé le nombre d'oiseaux attirés, les oiseaux étaient davantage attirés vers les lumières continues que vers les lumières clignotantes, lorsque les étoiles n'étaient pas visibles.

3.1.3 Déplacement / effet de barrière

La construction d'OWF peut entraîner le déplacement des oiseaux, les individus évitant des zones spécifiques (par exemple pour se nourrir), ce qui peut potentiellement avoir un impact sur la survie et la productivité des adultes (Searle *et al.* , 2016).

Baarsch *et al.* (2015) ont étudié les communautés d'oiseaux de l'OWF allemand BARD Offshore 1, qui est situé

c. 80 km au nord de Borkum, en regardant spécifiquement le guillemot à miroir (*Uria aalge*) et le fulmar boréal (*Fulmarus glacialis*). Les résultats ont montré que les densités de guillemots et de fulmars boréaux diminuaient dans la zone OWF pendant la construction par rapport à la zone de référence. Les densités les plus élevées ont été observées dans la zone de référence pendant et après la construction, ce qui indique un comportement d'évitement local entraînant un déplacement à petite échelle.

Cependant, une étude de 10 ans menée par Vallejo *et al.* (2017) analysant les effets de toutes les phases de la FCO de Robin Rigg sur le guillemot commun (*Uria aalge*), a révélé que l'abondance relative du guillemot commun était similaire dans les phases de pré-construction, de construction et d'exploitation, ce qui contredit les conclusions ci-dessus.

Searle *et al.* (2018) ont développé un outil appelé "SeabORD" pour estimer le coût du déplacement et des effets de barrière pour les oiseaux de mer en termes de changements dans la survie et la productivité des adultes. Les résultats ont montré que l'ampleur des effets résultant des OWF dépendait de la taille et de la forme du site, de la proximité des colonies et des espèces en question. Pour la mouette *tridactyle* (*Rissa tridactyla*), le modèle a prédit que les différentes colonies de reproduction réagissaient différemment à la construction d'une ou plusieurs OWF. La mortalité des adultes était la plus élevée lorsque les oiseaux étaient affectés à la fois par les déplacements et les effets de barrière. Il a été conclu que les effets de barrière en eux-mêmes sont à l'origine de la plus forte augmentation de la mortalité, car les oiseaux qui ne subissent que des effets de barrière sont plus touchés que ceux qui sont seulement déplacés.

3.1.4 Son de construction

Le bruit introduit pendant les travaux de construction n'a pas été mis en évidence comme un impact direct majeur pour les oiseaux (Cefas, 2014). Des effets indirects sur les oiseaux dus aux bruits de construction ont été signalés, par le biais des relations trophiques proie-prédateur (voir également la section 5 pour des informations sur les impacts sur les espèces proies). Cependant, peu d'informations sont disponibles sur les impacts directs des bruits de construction (Cefas, 2014).

Perrow *et al.* (2011) ont décrit un lien potentiel entre la construction des OWF et l'interaction du réseau alimentaire avec le hareng (*Clupea harengus*) et la sterne naine (*Sternula albifrons*). Des réductions de harengs ont été observées lors de la construction de 30 turbines OWF au Royaume-Uni, ce qui a entraîné une diminution de l'abondance des sternes. Selon Perrow (2019b), l'application de méthodes d'atténuation

du bruit lors de l'empilage peut également contribuer à minimiser tout impact indirect sur les oiseaux en réduisant les effets sur leurs proies de poissons.

3.2 Fonctionnement et entretien

3.2.1 Risque de collision

La mortalité des oiseaux due au risque de collision avec les pales des turbines est l'une des préoccupations environnementales les plus importantes des OWF. Le risque de collision dépend de plusieurs facteurs, dont les espèces et la hauteur des turbines (De Lucas *et al.*, 2008), Furness *et al.* (2013) estimant que la hauteur de vol est le facteur le plus influent. Il convient de noter que le volume d'informations disponibles pour les oiseaux est important et, afin d'éviter d'omettre involontairement des résultats, nous avons présenté ces informations sous forme de puces. Les recherches suivantes ont été menées et publiées concernant le risque de collision.

- Selon une étude pluriannuelle utilisant un radar marin à rotation verticale, l'activité de vol des oiseaux la plus élevée semble se situer en dessous de 200 m pendant toutes les saisons (Schuster *et al.*, 2015 ; Hill *et al.*, 2014). Ross-Smith *et al.* (2016) ont constaté que les mouettes volaient le plus haut au-dessus de la terre et le plus bas près de la côte. La hauteur de vol au large se situait entre 8 et 12 mètres au-dessus du niveau de la mer 50 % du temps. Pour les grands labbes, aucune relation significative n'a été trouvée entre la hauteur de vol, le moment de la journée et le lieu.
- Les espèces qui étaient auparavant supposées présenter un risque de collision élevé, comme les grands goélands et les fous de Bassan, présentent des comportements de méso- et micro-évitement qui réduisent considérablement leur taux de collision (Fox & Peterson, 2019). Ainsi, le risque de collision pour les goélands et les fous de Bassan est moindre que ce que l'on supposait auparavant. En outre, une étude a montré que les fous de Bassan immatures et matures ont des niveaux minimes d'activité de vol et de plongée la nuit, ce qui pourrait nécessiter des facteurs de correction pour réduire l'incertitude des modèles de risque de collision (Furness *et al.*, 2018).
- Plusieurs projets de recherche ont montré que les oiseaux ont tendance à choisir des couloirs entre les turbines, en fonction de l'espacement des turbines (par exemple, Krijgsveld *et al.*, 2011 ; Schuster *et al.*, 2015).
- Les études sur la hauteur de vol des oiseaux ont, dans une certaine mesure, été limitées à des relevés de bateaux et/ou à des observations radar. Il a été constaté que les dispositifs de suivi GPS fournissent des informations plus détaillées sur la trajectoire de vol des oiseaux individuels au-dessus d'une zone plus étendue. L'altitude de vol des oiseaux peut varier en fonction du moment de la journée, du lieu et des conditions météorologiques (Zydelis *et al.*, 2015 dans Koppel et Schuster, 2015 ; Ross-Smith *et al.*, 2016). Les oiseaux qui migrent au-dessus de la mer sont plus susceptibles de heurter les turbines par mauvais temps, lorsque les individus sont plus susceptibles de voler à des altitudes balayées par les pales des turbines et que la visibilité est réduite (Shamoun-Baranes *et al.*, 2017).
- Cleasby (2015) a utilisé les données des enregistreurs GPS et des enregistreurs de pression barométrique pour suivre les mouvements tridimensionnels des fous de Bassan qui élèvent des poussins dans une grande colonie du sud-est de l'Écosse (Bass Rock), située à moins de 50 km de plusieurs grands parcs éoliens dont la planification a récemment été approuvée. Les résultats ont montré que les fous de Bass Rock se nourrissaient dans et autour des zones prévues pour les parcs éoliens. La probabilité de voler à une hauteur présentant un risque de collision était faible pendant les déplacements entre les colonies et les zones d'alimentation (hauteur médiane de 12 m), mais était plus élevée pendant les périodes d'alimentation active (hauteur médiane de 27 m). Cela indique que les fous de Bassan sont exposés à un risque de collision lorsqu'ils volent à des hauteurs situées dans la zone balayée par le rotor (Cleasby, 2015).

- Une étude sur l'évitement des collisions avec les oiseaux (BCA) a été menée par Bowgen & Cook (2018) sur les taux de collision et d'évitement des oiseaux de mer à l'OWF opérationnel Thanet. L'étude a révélé que les taux d'évitement empiriques peuvent ne pas être directement comparables aux taux d'évitement qui sont actuellement utilisés dans les modèles de risque de collision (par exemple, le modèle Band).
- Des études ont montré que le guillemot, les plongeurs et les macreuses évitent les risques de collision car très peu d'entre eux sont enregistrés en train de voler à travers l'empreinte des OWF (Langston, 2010 ; Walls *et al.* , 2013 ; Vallejo *et al.* , 2017).
- Les migrations massives d'oiseaux n'ont lieu qu'en de rares occasions et semblent se dérouler principalement la nuit (Schuster *et al.*, 2015, Hill *et al.*, 2014). Hill *et al.* (2014) ont confirmé des taux élevés d'appels d'oiseaux principalement après minuit, en particulier pendant les migrations de printemps et d'automne (saisons de migration de pointe). Ainsi, le potentiel de collision peut également varier tout au long de l'année et dépendre de la saison (Schuster *et al.*, 2015).
- Le risque de collision est plus élevé dans les zones où sont concentrées les espèces d'oiseaux vulnérables et où l'activité de vol est élevée à partir des sites de reproduction voisins (Langston *et al.*, 2010). Par exemple, les oiseaux nicheurs peuvent passer par un parc éolien plusieurs fois par jour pendant leurs activités de recherche de nourriture.
- Perrow *et al.* (2015) dans Koppel et Schuster (2015) ont rapporté que la distribution de la hauteur de vol s'est déplacée vers le bas pendant l'exploitation, ce qui signifie que la proportion d'oiseaux à hauteur de risque de collision a diminué de plus de la moitié. Un modèle commençant par des taux de passage dérivés de données provenant de bateaux a incorporé un certain nombre d'étapes : mesures à partir de pistes ; orientation des turbines opérationnelles par rapport à l'axe de vol principal SW-NE de la colonie ; et le modèle de risque de collision standard de l'industrie à. La probabilité qu'une sterne entre en collision avec un rotor était estimée à environ une collision pour 10 000 passages.

Plusieurs publications suggèrent que divers niveaux d'atténuation peuvent réduire le risque de collision comme suit :

- Procédures d'immobilisation : Coppack *et al.* (2015) ont montré que pendant le fonctionnement des turbines, les taux de micro-évitement nocturne variaient de 95,62 % à 98,03 %. Cependant, lorsque la turbine était à l'arrêt, le taux de micro-évitement du site OWF diminuait à 40,73%.
- Selon Fox & Peterson (2019), il faut éviter les endroits où une migration concentrée peut avoir lieu en raison de la topographie côtière.
- Perrow *et al.* (2019) suggèrent l'arrêt des turbines pendant les conditions météorologiques qui augmentent le risque de collision (par exemple les tempêtes) pendant les périodes de migration cléset *al.*
- Utilisation de turbines moins nombreuses et plus grandes (Barrios & Rodriguez 2004 ; Johnston *et al.* , 2014 ; Everaert, 2014, Shamoun-Barnes *et al.*, 2017, Perrow *et al.*, 2019).
- Shamoun-Barnes *et al.* (2017) suggèrent que le "micro-sitting" peut également être efficace, en supprimant les turbines particulières qui causent des niveaux élevés de mortalité (de Lucas *et al.* , 2012 ; May *et al.* , 2015). Selon Perrow *et al.* (2019), cela pourrait également augmenter la perméabilité du site et réduire ainsi les effets de barrière ou le risque de collision.
- Il a été suggéré de peindre en noir une aube de turbine ou toutes les aubes avec une peinture UV pour réduire le risque de collision (May *et al.* , 2017 ; Perrow *et al.* , 2019b). Cependant, les résultats des études utilisant ces méthodes ont été variés car les différentes espèces ont des sensibilités différentes à la lumière UV (May, 2017). En outre, toute peinture n'est pas susceptible d'être efficace si l'oiseau regarde vers le bas tout en cherchant des sites de perchage ou de la nourriture (Martin & Shaw, 2010).

3.2.2 Évitement et attraction

Pendant la phase d'O&M des OWF, certaines espèces d'oiseaux éviteront les parcs éoliens, ce qui pourrait affecter l'alimentation et la migration. D'autre part, certaines espèces sont également attirées par les structures des turbines comme lieu de perchage.

Évitement

- Des études ont montré que le comportement d'évitement des fous de Bassan au printemps et à l'automne (Krijgsveld *et al.*, 2011) limite donc le risque d'exposition aux collisions.
- Une étude sur une colonie de mouettes rieuses (*Larus fuscus*) nichant autour des OWF voisins a révélé que seulement 1,3 % des oiseaux visitaient les OWF, ce qui suggère un évitement à méso-échelle (Thaxter *et al.*, 2018).
- Le système d'enregistrement automatique visuel (VARIS) a été déployé près de l'Alpha Ventus OWF en mer du Nord allemande et a constaté qu'environ 82% de tous les vols observés dans la zone balayée par le rotor se déroulaient de nuit. Un nombre plus faible d'oiseaux a été détecté dans la zone balayée par le rotor lorsque la turbine fonctionnait, ce qui indique un micro-évitement important (évitement de la zone balayée par le rotor) (Coppack *et al.*, 2015 dans Koppel *et Schuster*, 2015).
- Hill *et al.* (2014) dans Schuster *et al.* (2015) ont étudié la distribution des oiseaux à l'Alpha Ventus OWF allemand pendant la nuit et ont constaté que l'intensité de la migration peut être considérablement plus élevée à l'intérieur qu'à l'extérieur du parc éolien. Hill *et al.* (2014) ont émis l'hypothèse que cela indiquait peut-être un micro-évitement des turbines liée au mouvement des pales.
- Comme indiqué dans Koppel et Schuster (2015), Perrow *et al.* (2015) ont fait état du comportement d'évitement des turbines construites et opérationnelles en suivant les oiseaux de mer. Avant l'exploitation, 98,8 % des traces se dirigeant vers l'OWF sont entrées alors que seulement 65,8 % des traces sont entrées dans l'OWF pendant l'exploitation. Sur les 49,4 % d'oiseaux passant à moins de 50 m d'un pied de turbine et tombant donc dans la portée potentielle des rotors avant la construction, seuls 4,7 % l'ont fait après.
- Comme le rapportent Degraer *et al.* (2017), après quatre ans de surveillance post-impact à l'OWF du Thornton Bank, la zone d'impact semblait être évitée par quatre espèces : le fou de Bassan, la mouette rieuse, la mouette tridactyle et le guillemot à miroir. Dans la zone de l'OWF, le nombre de ces espèces a chuté de 97 %, 89 %, 75 % et 69 % respectivement. Ces résultats sont très similaires à ceux rapportés dans Vanermen *et al.* (2016).

Attraction

Comme le rapportent Degraer *et al.* (2017), on dispose actuellement de peu d'informations sur le comportement des grands goélands à l'intérieur des zones OWF, et il n'est pas certain que ces oiseaux visitent les parcs éoliens en raison de conditions d'alimentation améliorées ou simplement pour se percher. Degraer *et al.* (2017), ont fait état d'une étude sur la présence et le comportement des grandes espèces de goélands dans la zone du parc éolien du Thornton Bank.

Bien que la quantité limitée de données collectées ne permette pas de tirer des conclusions définitives, les premiers résultats indiquent que le temps passé à flâner était plus élevé à l'intérieur de l'OWF qu'à l'extérieur. Les fondations des turbines étaient principalement utilisées pour se percher, mais pendant une courte période autour de la marée basse, un petit nombre d'oiseaux ont été observés en train de se nourrir de moules poussant sur la partie inférieure des fondations. Comme le rapportent Degraer *et al.* (2018), il a été confirmé que les oiseaux passaient beaucoup plus de temps à se percher sur les turbines extérieures que sur les turbines intérieures. Degraer *et al.* (2017) et Vanermen *et al.* (2016) ont également signalé que les goélands marins et les sternes pierregarin sont attirés par l'OWF.

Fox & Peterson (2019) ont rapporté que des espèces telles que les *mouettes* *Larus*, plus grandes, et les cormorans sont sans aucun doute attirées par la superstructure des turbines, des mâts météorologiques et des stations de transformation, avec une préférence pour les turbines extérieures (Fox & Peterson, 2019). En ce qui concerne le comportement des grands goélands et des cormorans à l'intérieur des OWF, cet article rappelle qu'une étude entreprise dans l'OWF du Thornton Bank a déterminé que 89 % des grands cormorans se perchaient sur les fondations des turbines, avec une nette préférence pour les turbines extérieures plutôt que pour les turbines intérieures (Petersen *et al.* , 2006 in Perrow, 2019a).

Les oiseaux qui migrent la nuit, tels que les oiseaux chanteurs et les échassiers, semblent être attirés par les structures éclairées. Cela a été observé pour les plateformes de production de gaz et de recherche en mer, les phares et les éoliennes en mer (Schuster *et al.*, 2015 ; Aumüller *et al.* , 2011 ; Hill *et al.* , 2014 ; Rebke *et al.* , 2018 ; van de Laar, 2007). Ce comportement a également été observé chez d'autres types d'oiseaux. Welcker & Nehls (2016) ont observé que deux espèces de goélands (le petit et le grand goéland à dos noir), étaient attirées par un OWF. L'abondance de ces deux espèces était de 79 à 100 % plus élevée à l'intérieur du parc éolien que dans les zones voisines.

Dierschke *et al.* (2016) ont constaté que plusieurs espèces de goélands et de harles à poitrine rousse présentaient également une faible attirance, tandis que le grand cormoran et le requin d'Europe présentaient une forte attirance pour les OWF. Les réponses chez les autres espèces sont faibles. L'attraction des cormorans est liée, au moins en partie, à leur utilisation de structures pour se percher et pour sécher leur plumage, mais l'augmentation de la disponibilité de la nourriture dans les OWF semble être une influence importante pour plusieurs espèces.

Schamoun-Barnes *et autres* (2017) suggèrent que des mesures peuvent être prises pour rendre le parc éolien moins attrayant pour les animaux, ou plus visible dans le cas d'une meilleure évacuation. Ces techniques comprennent la modification de la couleur de la peinture, du régime d'éclairage, l'utilisation de lasers, de champs électromagnétiques et de dissuasions acoustiques (Cook *et al.* 2011 ; Nicholls et Racey 2007). Toutefois, il faut veiller à ce que les oiseaux ne s'habituent pas à ces mesures (MacKinnon *et al.* , 2004).⁴

3.2.3 Déplacement / effet de barrière / perte d'habitat

Les OWF peuvent provoquer des déplacements et des effets de barrière, qui peuvent se produire lorsque les oiseaux sont complètement déplacés ou sont dissuadés de suivre leur itinéraire de migration ou de vol initial en raison de leur comportement d'évitement. Les effets de barrière qui entraînent une augmentation des modèles de vol / routes pour éviter les turbines ont pour conséquence que les oiseaux augmentent leur temps de vol et donc leur endurance globale (en raison d'une dépense énergétique plus élevée) (Cefas, 2014).

Selon Fox & Peterson 2019, les effets de barrière ont un impact sur les oiseaux nicheurs qui font la navette en particulier, car ils font la navette entre les zones d'alimentation en mer et une colonie de reproduction plusieurs fois par jour, ce qui entraîne des coûts énergétiques. Par conséquent, cela pourrait affecter la survie et la reproduction et avoir des répercussions à long terme sur la taille globale de la population (Fox & Peterson, 2019). Les coûts énergétiques sont les plus élevés pour les espèces à forte charge alaire, comme les cormorans, ou les espèces qui font de fréquents déplacements, comme les sternes.

Comme l'indiquent Schuster *et al.* (2015), toutes les études montrent que les pingouins, les fous de Bassan et surtout les plongeurs sont déplacés par les OWF. Cependant, les distances de réponse estimées qui sont observées varient selon les espèces et les études. Les distances d'évitement varient de zéro (aucun déplacement) à 13 km (Percival 2013 ; 2014 ; Vanermen *et al.* , 2013 ; 2015 ; Petersen *et al.* ,

2014 ; Webb *et al.* , 2015 ; Welcker & Nehls, 2016).

Au sein d'une même espèce, les réponses peuvent être variables. Lindeboom *et al.* (2011) ont observé que les plongeurs à gorge rouge n'étaient pas détectés entre les turbines sur un site mais le faisaient sur un autre parc éolien, tandis que Mendel *et al.* (2019) ont constaté que les plongeurs à gorge rouge présentaient un déplacement important des parcs éoliens jusqu'à au moins 16 km.

Dierschke *et al.* (2016) ont passé en revue les études post-construction sur les oiseaux de mer dans 20 OWF des eaux européennes afin d'extraire et de classer les preuves du déplacement ou de l'attraction de 33 espèces différentes. Les plongeurs et les fous de Bassan ont montré un comportement d'évitement ou de déplacement cohérent et fort. Cela peut également être le cas pour

⁴Les commentaires reçus sur ce document ont permis d'identifier d'autres documents qui pourraient être inclus dans les futures mises à jour, notamment Garthe *et al.* 2018 sur les impacts de l'OWF sur les oiseaux et les mammifères marins.

le grèbe huppé et le fulmar boréal. Le canard à longue queue, la macreuse commune, le puffin de Manx, le petit pingouin, le guillemot à miroir, la mouette rieuse et la sterne pierregarin ont été déplacés de façon moins régulière par les OWF. D'autres espèces ont montré une attraction faible ou forte ou aucune réponse. Le déplacement semble être principalement dû aux réactions des oiseaux aux structures des OWF et semble plus fort lorsque les turbines tournent, bien que cela puisse être en partie dû au trafic des bateaux en provenance et à destination des OWF.

Wade *et al.* (2014) ont utilisé des dispositifs de suivi GPS pour étudier les mouvements des élevages de grands labbes en Écosse en relation avec les développements des énergies renouvelables marines, y compris l'éolien offshore. Les résultats ont montré que les oiseaux nicheurs ayant échoué chevauchaient des zones de développement éolien en mer plus étendues que les oiseaux nicheurs, mais que le chevauchement global avec les zones centrales utilisées restait faible.

Les activités de maintenance affecteraient les espèces d'oiseaux sensibles aux navires. On a observé que les plongeurs à gorge rouge et les macreuses communes perturbent les activités de navigation et évitent les OWF (Mendel *et al.* 2019 ; Fox et Peterson 2019).

3.2.4 Changement de la ressource en proies

Comme le rapportent Schuster *et al.* (2015), on a constaté que des oiseaux de mer de différentes guildes d'alimentation se nourrissaient à l'intérieur de parcs éoliens offshore. On rapporte que les goélands argentés se nourrissent autour des fondations (mai 2008), tandis que les mouettes à dos noir se nourrissent de l'épifaune des fondations après que des organismes proies potentiels s'y soient installés (Vanermen *et al.*, 2013a, 2013c, 2015a). La plongée pour des proies épibenthiques, par exemple par des eiders à duvet, n'a pas été observée, mais la plongée par de grands cormorans l'a été (mai 2008).

D'autres espèces attirées par les poissons à l'intérieur des OWF sont les plongeurs à gorge rouge et les fous de Bassan - dans certains cas, ils ont réussi à éviter les OWF, ainsi que, plus fréquemment, le corégone d'Europe, la sterne pierregarin, la sterne naine et le guillemot à miroir (par exemple, Krijgsveld *et al.* , 2010, 2011 ; Leopold & Camphuysen, 2008 ; Perrow *et al.* , 2006 ; Petersen *et al.* , 2006 ; Walls *et al.* , 2008). La plongée pour les bivalves n'a été signalée explicitement que pour les macreuses communes dans Horns Rev 1 et 2 (Petersen et Fox, 2007 ; Petersen *et al.* , 2014), mais cela s'applique certainement aussi aux macreuses communes et aux canards à longue queue observés dans d'autres OWF, en particulier dans la mer Baltique. L'augmentation du nombre d'observations de pingouins et de fous de Bassan dans un OWF, suite à des évitements au début de la phase opérationnelle, a été attribuée à l'augmentation des stocks de poissons (Krijgsveld *et al.* , 2011 ; Vanermen *et al.* , 2011).

3.2.5 Incidences cumulatives

Comme l'indiquent Koppel et Schuster (2015), le développement en série des OWF est une considération importante pour déterminer l'effet cumulatif potentiel des développements éoliens sur les populations, mais la mesure dans laquelle les parcs éoliens offshore et terrestres se trouvent le long des routes de migration a reçu relativement peu d'attention (Rees *et al.* 2015).

3.2.6 Impacts sur les chauves-souris

Plusieurs études fournissent des preuves que des chauves-souris sont régulièrement trouvées en mer (Lagerveld *et al.* 2017a, 2017b, Degraer *et al.* 2018). La présence de chauves-souris en mer est fortement saisonnière, ce qui indique que les individus enregistrés en mer sont en migration (Lagerveld *et al.* , 2017a). Langeveld *et al.* (2015), comme indiqué dans Koppel et Schuster (2015), ont constaté que l'activité des chauves-souris est fortement liée aux conditions météorologiques ; pratiquement toutes les chauves-souris n'ont été enregistrées que pendant les nuits où la vitesse du vent est faible ou modérée, où il n'y a pas de précipitations et où la pression ambiante est élevée.

Comme sur terre, les OWF peuvent avoir un impact sur les chauves-souris en raison du risque de collision qui peut entraîner la mortalité. Cependant, aucune étude à ce jour n'a fourni de preuves à cet égard. Comme il s'agit d'un domaine de recherche relativement nouveau et que les connaissances sur la présence des chauves-souris en mer sont encore limitées, la plupart des études se concentrent actuellement sur la recherche du comportement des chauves-souris.

Lagerveld *et al.* (2017c) ont identifié la nécessité d'une surveillance continue en mer pour augmenter le nombre d'observations de chauves-souris et la compréhension des impacts potentiels du développement de l'OWF sur les chauves-souris. Tandis que Barclay *et al.* (2018) ont suggéré que les grandes turbines pourraient être plus dangereuses pour les chauves-souris.

4 Écologie benthique (y compris l'écologie des coquillages)

Les phases de construction et d'exploitation des OWF peuvent avoir un impact sur l'écologie benthique de différentes manières. Les impacts potentiels suivants sur l'écologie benthique ont été identifiés pendant la construction des OWF :

- Perte d'habitat ;
- Perturbation de l'habitat ; et,
- Son sous-marin.

Pendant la phase d'O&M des OWF, l'écologie benthique risque d'être affectée par

- Augmentation des sédiments en suspension et de l'étouffement ;
- Perturbation due aux activités de maintenance ;
- Introduction d'un nouveau substrat / d'un substrat modifié ;
- Le son sous-marin ; et,
- Les champs électromagnétiques.

4.1 Construction

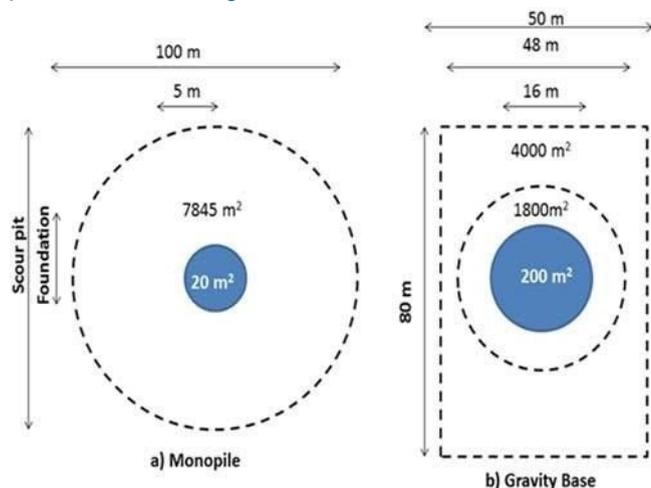
4.1.1 Perte d'habitat

La perte d'habitat peut être causée par l'empreinte sur le fond marin des fondations, des câbles et/ou de toute protection contre l'affouillement associée aux fondations ou aux câbles. La perte réelle d'habitat et la perturbation des fonds marins dépendent du type et de la taille des fondations utilisées, de la méthode

appliquée pour la pose des câbles et de la sensibilité de l'habitat local.

Fondations

La perte d'habitat due à la fondation utilisée est directement liée à la taille de la fondation. En outre, le flux d'eau autour des bases des turbines peut créer des fosses d'affouillement dans les sédiments meubles, ce qui entraîne également une perte/perturbation de l'habitat. La figure 2-1 montre qu'un monopieu de 5 m de diamètre (sans protection contre l'affouillement) aura une empreinte de 20 m² sur le fond marin, et qu'une fondation gravitaire de 16 m de diamètre (sans protection contre l'affouillement) aura une



empreinte de 200 m² sur le fond marin.

Figure 2-1 Empreinte des turbines (illustration du Cefas, 2014)

Les OWF se développent rapidement, les diamètres des monopiles sont de plus en plus grands (jusqu'à 10 m) ; cependant, dans le même temps, le nombre de turbines nécessaires pour la même quantité d'énergie diminue. Ainsi, au total, la perte directe d'habitat n'augmentera probablement pas en augmentant le nombre de MW installés.

Pose de câbles

Les câbles sont posés dans des tranchées dans des sédiments mous ou en surface sur des substrats durs. Lorsque les câbles sont posés en surface, ils doivent être protégés par de la roche ou du béton. La tranchée ou toute protection aura une largeur de 1 à 2 m. Les câbles qui relient les différentes éoliennes sont d'une longueur de plusieurs centaines de mètres (intra-réseau) alors que les câbles vers la terre ou l'exportation seront de plusieurs kilomètres ou dizaines de kilomètres. Les câbles sont enterrés à l'aide d'une charrue, d'une tranchée ou d'un dispositif à jet (où l'eau libérée sous pression coupe une tranchée). Les impacts augmenteront en raison des concentrations de sédiments en suspension et de la perte ou de la perturbation de l'habitat du fond marin (voir section 4.1.2).

En général, la documentation examinée suggère que la perte ou le changement net d'habitat est faible car on sait que les communautés benthiques et les habitats à sédiments mous se recolonisent rapidement dans les zones touchées par l'enfouissement des câbles. L'importance de ces pertes doit cependant être évaluée sur une base spécifique au site (c'est-à-dire que la sensibilité et l'importance biologique de la zone doivent être évaluées dans l'EIE).

4.1.2 Perturbation de l'habitat

Les activités de dragage, la pose de câbles et l'installation de fondations associées à la construction des OWF, provoquent une perturbation de l'habitat. La perturbation peut avoir des effets directs sur la macrofaune des fonds marins en raison de l'augmentation des sédiments en suspension et de

l'étouffement et/ou des changements dans l'hydrodynamique, le transport des sédiments et la qualité de l'eau.

Quelques études ont examiné les impacts de la perturbation de l'habitat sur l'écologie benthique (Berger *et al.* , 2003, Dong Energy *et al.* 2006, Didrikas et Wijkmark 2009, Coates *et al.* , 2015). Ces études concluent que même si la construction crée une perturbation physique des fonds marins, les impacts sont locaux et à court terme. La communauté macrobenthique de sédiments, en particulier sableux, a illustré un potentiel de récupération rapide. L'influence sur l'hydrodynamique d'un OWF est localisée sur les structures individuelles et semble avoir une influence minimale sur l'écologie du benthos. Dans les zones où les sédiments en suspension sont relativement peu abondants, une augmentation de la charge de sédiments en suspension peut avoir des effets sur les organismes benthiques sensibles présents dans le panache (Cefas, 2005).

En outre, il existe des études générales sur les impacts des sédiments remobilisés et de la sédimentation. L'échelle spatiale, le rythme et la profondeur du placement contribuent tous à l'importance relative des mécanismes de rétablissement : recrutement planctonique des larves, migration latérale des juvéniles/adultes et migration verticale. Lorsque les dépôts de sédiments s'accumulent à plus de 20 cm, la plupart des espèces du biote marin sont incapables de s'adapter. Lorsque les dépôts de sédiments s'accumulent à <20cm de hauteur (étouffement), la plupart des biotes peuvent être capables de s'adapter, c'est-à-dire de migrer verticalement à travers les sédiments déposés. Les impacts de la sédimentation sur les substrats durs devraient avoir un effet plus important que la sédimentation sur les fonds marins composés principalement de sable ou de gravier (Cefas, 2014).

Il n'existe que quelques études sur l'impact de la perturbation de l'habitat sur l'écologie benthique. La plupart des études réalisées à ce jour indiquent un impact local et temporaire sur l'écologie benthique. Comme la plupart des OWF sont construits dans des zones où les fonds marins sont principalement constitués de sable ou de gravier, les impacts significatifs sur l'écologie benthique et la perturbation de l'habitat sont moins probables.

4.1.3 Son sous-marin

Il existe deux types de sons sous-marins (sources sonores impulsives et continues) qui peuvent avoir des impacts différents sur la vie marine. Les sources sonores impulsives sont généralement caractérisées par des sons brefs, d'apparition soudaine et de forte pression de crête, et sont causées par des activités telles que le battage de pieux. Les sons continus sont généralement caractérisés par une apparition lente et sont continus ou de longue durée et sont associés à des activités telles que la navigation, le dragage, les éoliennes opérationnelles (voir section 4.2.3). Les impacts potentiels liés au bruit sous-marin lors de la construction des OWF concernent principalement le bruit impulsif fort produit lors des activités de battage de pieux. Les connaissances sur l'impact des bruits impulsifs sur les espèces benthiques sont encore limitées. Cependant, il semblerait que les espèces benthiques telles que les moules réagissent aux vibrations (Roberts *et al.*, 2015).

La revue de la littérature n'a fourni que quelques publications sur l'impact des sons sous-marins sur les invertébrés benthiques. Une étude a montré que pour l'écologie benthique, la caractérisation du son émis en utilisant le niveau d'exposition au son d'un seul coup (SELss) combiné avec le temps total d'empilage et le nombre total de coups est plus appropriée que le niveau d'exposition au son cumulé (SELCum) tel qu'utilisé chez les mammifères marins (Hawkins et Popper, 2016).

Le battage de pieux produit un mouvement de particules⁵ (causé par des vibrations) qui pourrait affecter les animaux vivant au fond de l'eau. Roberts *et al.* (2015) se sont penchés spécifiquement sur le comportement de la moule *Mytilus edulis*. La sensibilité de la moule aux vibrations transmises par le

substrat a été quantifiée par l'exposition aux vibrations dans des conditions contrôlées. La moule a montré une réponse comportementale claire au stimulus vibratoire, la plus grande sensibilité aux vibrations ayant été mesurée à 10 Hz. Cela a entraîné des changements de comportement évidents, principalement liés à la fermeture des valves. Ce phénomène a également été signalé dans Weilgart (2018). Le mouvement des particules est susceptible d'affecter la santé générale des moules et leur reproduction, tant chez les individus que dans les bancs de moules, car la fermeture des valves est un comportement énergétiquement coûteux, qui perturbe également la respiration et accélère le rythme cardiaque et l'excrétion (Weilgart, 2018). Par conséquent, le mouvement des particules en suspension dans l'eau et la pression acoustique⁶ doivent être pris en compte lors de l'examen des effets du bruit sous-marin sur les animaux sédentaires tels que les coquillages.

Dans l'ensemble, très peu de littérature sur les effets des sons sous-marins impulsifs sur l'écologie benthique est actuellement disponible. Les effets du bruit sous-marin sur l'écologie benthique ne peuvent donc pas être prédits de manière fiable étant donné le manque de compréhension des causes.

4.2 Fonctionnement et entretien

La documentation fournie ne contenait pas d'informations sur les impacts potentiels énumérés ci-dessous en ce qui concerne l'écologie benthique ; toutefois, il est important de tenir compte de ces impacts potentiels lors de l'évaluation des incidences :

- L'impact potentiel de l'augmentation des concentrations de sédiments en suspension (SSC) ; et,
- Perturbation due à des activités de maintenance

4.2.1 Introduction d'un nouveau substrat / d'un substrat modifié

La présence de fondations éoliennes offshore et de protection contre l'affouillement dans la mer du Nord introduit un substrat dur artificiel dans un habitat à prédominance sableuse. L'introduction de substrat dur peut modifier la composition des espèces dans l'OWF.

Il existe quelques études à long terme qui ont examiné l'introduction de parcs éoliens offshore sur la communauté benthique. En général, aucune des études examinées n'a montré un changement significatif des communautés benthiques infauniques et épifauniques au sein des OWF (Degraer *et al.* 2017, 2018, Bergström *et al.* 2013, Leewis *et al.* 2018). Les changements dans les espèces macrofauniques n'ont été constatés qu'à proximité immédiate de la fondation éolienne offshore (<50m) en raison d'un raffinement de la taille des grains des sédiments et de l'enrichissement des sédiments (Degraer *et al.* 2018).

Sur les structures des fondations des éoliennes offshore, une colonisation rapide des communautés d'encrassement a été observée. Il en résulte une augmentation du nombre d'espèces, de la densité et de la biomasse au fil du temps sur les sites des parcs éoliens. L'observation des assemblages d'espèces suggère une situation de transition avec une richesse croissante des espèces et une diminution du nombre de colonisateurs précoces.

⁵ Le mouvement des particules est le déplacement ou le mouvement d'une particule fluide dans un champ sonore (Boyle & New, 2018).

⁶ La pression acoustique est l'écart de pression local par rapport à l'ambiance.

Ce qui est encore mal compris et devrait être étudié plus en détail est l'impact des changements hydrodynamiques qui modifient la production primaire, avec des conséquences potentielles pour les filtreurs et l'introduction et l'expansion de l'aire de répartition des espèces non indigènes (par des effets de tremplin).

4.2.2 Modifications de l'activité de pêche

Diverses publications ont montré que des populations importantes de crabes tourteaux peuvent se trouver à proximité des monopiles (Tonk & Rozemeijer *et al.*, 2019 ; Tallack, 2002 dans Tonk & Rozemeijer *et al.*, 2019). La présence de structures OWF peut également induire des changements dans l'activité de pêche, créant ainsi des possibilités de pêche de décapodes. Il a été démontré que les monopiles servent de nurseries et de collecteurs de larves pour les crabes tourteaux (Tonk & Rozemeijer, 2019), ce qui pourrait profiter aux populations locales et permettre aux crabes tourteaux d'exploiter le nouveau substrat. Les pêcheries peuvent tirer profit du substrat des monopiles pour aider à reconstituer les populations de crabes tourteaux (Krone *et al.*, 2011, 2013, 2017 ; Lengkeek *et al.*, 2017 in Tonk & Rozemeijer *et al.*, 2019), ainsi que du homard européen (*Homarus gammarus*), pour aider à protéger les pêcheries contre la surexploitation. Le potentiel économique de la langouste dans les pêcheries artisanales est toutefois faible, car un individu de cette espèce territoriale (Tonk & Rozemeijer *et al.*, 2019) utilisera et défendra un monopile entier.

4.2.3 Son sous-marin

Pendant l'O&M, les éoliennes offshore et les navires génèrent un son sous-marin continu. Les effets du bruit sous-marin pendant la phase opérationnelle peuvent avoir un impact sur les espèces benthiques (Gill *et al.*, 2012 ; De Backer et Hostens, 2017). Des recherches supplémentaires sont nécessaires pour étudier les paramètres causaux du bruit sous-marin, tels que le mouvement des particules et la pression acoustique, et leurs effets ultérieurs sur la faune benthique. Les paramètres sonores sous-marins responsables et leurs effets sur la faune marine sont encore mal compris (Dannheim *et al.*, 2019).

Pine *et al.* (2012) dans Weilgart (2018) ont découvert que le bruit des éoliennes inhibe la fixation des larves et retarde la métamorphose chez deux espèces de crabes. Cela était dû au fait que le son masquait d'importants indices de colonisation acoustique naturelle.

Dans l'ensemble, très peu de littérature sur les effets des sons sous-marins opérationnels sur l'écologie benthique est actuellement disponible ; cependant, elle a montré que les espèces benthiques peuvent être sensibles aux sons sous-marins. Des recherches supplémentaires sont nécessaires pour étudier les paramètres causaux des sons sous-marins, tels que les vibrations et la pression acoustique, et leurs effets ultérieurs sur la faune benthique. Les paramètres sonores sous-marins et leurs effets sur la faune marine sont encore mal compris. Les effets du bruit sous-marin sur l'écologie benthique ne peuvent être prédits de manière fiable étant donné le manque de compréhension des causes.

4.2.4 Champs électromagnétiques

Les installations offshore nécessitent des câbles souterrains, qui génèrent des champs électromagnétiques (CEM) dans l'environnement marin. Plusieurs facteurs influent sur les niveaux de CEM, notamment l'isolation des câbles, la profondeur d'enfouissement, le nombre de conducteurs, la distance entre les câbles, la circulation du courant et l'orientation des câbles par rapport au champ magnétique terrestre (courant continu (CC) uniquement). En fin de compte, ces facteurs sont spécifiques à chaque site en fonction à la fois de l'ampleur des CEM émis et de l'écologie de la zone affectée.

On craint généralement que les CEM ne brouillent les signaux de migration et de recherche de sources de nourriture. L'incapacité à trouver des sources de nourriture abondantes peut entraîner une perte d'énergie globale et donc avoir un impact sur les populations.

Scott *et al.* (2018) ont étudié les effets des CEM simulés émis par les câbles électriques sous-marins sur le crabe tourteau, important sur le plan commercial. L'exposition aux CEM a eu des effets physiologiques significatifs, tels que le L- Lactate, le D-Glucose, l'Hémocyanine et le rythme respiratoire, sur le crabe tourteau et a modifié son comportement en montrant une nette attirance pour les CEM. Seules quelques études ont porté sur la tolérance des invertébrés aux champs électromagnétiques. Une étude de Bergström *et al.* (2012) a révélé que l'impact des CEM sur la faune benthique est considéré comme très faible, voire inexistant, aux niveaux qui existent autour des câbles de l'OWF.

5 Écologie des poissons

La construction, l'exploitation et l'entretien des OWF peuvent affecter l'écologie des poissons de plusieurs façons. Pendant la construction, il s'agit notamment de

- Perturbation de l'habitat ;
- Augmentation de la concentration de sédiments en suspension (SSC) ;
- Détérioration de la qualité de l'eau due à la remise en suspension de contaminants ;
- les changements dans les ressources en proies ; et,
- Son sous-marin.

Pendant la phase O & M, il s'agit notamment

- Perte d'habitat ;
- Introduction d'un nouveau substrat ;
- Modification de l'activité de pêche ;
- les champs électromagnétiques ; et
- Son sous-marin⁷.

5.1 Construction

La documentation fournie ne contenait pas d'informations sur les impacts potentiels énumérés ci-dessous en ce qui concerne l'écologie des poissons. Toutefois, il est important de tenir compte de ces impacts potentiels lors de l'évaluation des incidences :

- Perturbation de l'habitat ;
- Augmentation de la CSE ; et,
- Détérioration de la qualité de l'eau due à la remise en suspension de sédiments contaminés⁸.

Son5.1.1 sous-marin

Il existe deux types de sons sous-marins (sources sonores impulsives et continues), qui peuvent avoir des impacts différents sur la vie marine. Les impacts potentiels liés au bruit sous-marin lors de la construction des OWF concernent principalement le son impulsif extrêmement fort produit lors des activités de battage de pieux. Ces bruits peuvent causer des blessures ou la mortalité des poissons et des perturbations temporelles et spatiales (Bolle *et al.* , 2011).

Les poissons dont la vessie natatoire se trouve à proximité de l'oreille interne et/ou qui sont connectés à l'oreille interne (par exemple, ils ont une connexion otophysique) ont une sensibilité auditive accrue.

Blessures ou mortalité

Des recherches sur le son sous-marin des poissons ont été menées sur plusieurs espèces de poissons comme le cabillaud (*Gadus morhua*), la sole (*Solea solea*), le bar européen (*Dicentrarchus labrax*) et le

hareng (*Clupea harengus*). En outre, les études ont porté sur les différents stades de vie des poissons (larves, juvéniles et adultes). En général, on pense que les poissons dotés d'une vessie natatoire sont plus susceptibles de se blesser que ceux qui n'en ont pas (voir les analyses dans (Normandeau Associates Inc., 2012 ; Popper et Hastings, 2009a, 2009b, Casper *et al.* 2013). En outre, les larves et les œufs de poisson

⁷Les commentaires reçus sur ce document ont identifié d'autres documents qui pourraient être inclus dans de futures mises à jour, notamment Popper & Hawkins, (2019) et Weilgart, (2018) sur les impacts sur les poissons et les crustacés pendant les phases d'exploitation et de maintenance des OWF.

⁸Les commentaires reçus sur ce document ont permis d'identifier d'autres documents qui pourraient être inclus dans les futures mises à jour, notamment Inger *et al.* 2009 sur les impacts de l'énergie marine renouvelable sur la biodiversité.

Sont considérés comme plus susceptibles d'être blessés que les poissons adultes car ils n'ont pas la capacité de nager loin de la source sonore (Bolle *et al.* , 2011).

Seul un nombre limité d'articles ont fait état de décès réels de poissons dus au battage de pieux (Caltrans, 2001). On s'attend à ce que les effets mortels possibles sur tous les stades de vie des poissons ne se produisent qu'à des distances très proches de l'activité d'empilage (<100 mètres) (Bolle *et al.* 2014 ; De Backer *et al.* , 2017 dans Degraer *et al.* 2017, Bolle *et al.* 2015). Diverses études montrent des preuves de blessures induites par le bruit dues à l'enfoncement de pieux sur des poissons juvéniles et adultes (Popper *et al.* 2003 ; Popper & Hastings 2009a, Popper & Hastings 2009b, Bolle *et al.* (2015), *et al.* De Backer *et al.* , 2017 dans Degraer *et al.* 2017). Sur la base d'une expérience de terrain, les résultats montrent que le barotraumatisme de la vessie natatoire peut se produire chez les poissons ayant une vessie natatoire, comme la morue de l'Atlantique, lorsqu'ils se trouvent dans un rayon de 750 m autour de la source sonore lors du battage de pieux (*et al.* De Backer *et al.* , 2017 in Degraer *et al.* 2017).

Comme relativement peu d'expériences sur l'audition des poissons ont été menées dans des conditions acoustiques appropriées, des données valables qui fournissent des seuils auditifs réels ne sont disponibles que pour quelques espèces (Popper & Hawkins, 2019). Cependant, Popper et Hawkins (2019) ont proposé des critères provisoires pour évaluer le potentiel de mortalité et de blessures récupérables chez les poissons suite à l'exposition au signal d'enfoncement des pieux. Popper & Hawkins (2019) ont rapporté que l'exposition aux sons peut entraîner une perte auditive en raison de dommages aux cellules sensorielles de l'oreille interne ou aux neurones innervants. Smith *et al.* (2004) suggèrent qu'il peut falloir 28 à 35 jours pour réparer complètement tout décalage temporaire du seuil (sensibilité auditive). Bien qu'une perte auditive temporaire (TTS9) se produise chez les poissons, il n'existe aucune preuve de perte auditive permanente (PTS).

Les recherches montrent que le bruit sous-marin peut avoir un faible impact sur différentes espèces de poissons et de larves de poissons qui se trouvent à proximité des activités d'empilement. Cependant, les conséquences de cet impact sur le niveau de la population sont encore inconnues. La plupart des études expriment et évaluent l'impact potentiel du son sous-marin en se basant sur le niveau d'exposition au son plutôt que sur le mouvement des particules (causé par les vibrations). Cependant, outre le niveau sonore, le mouvement des particules devrait jouer un rôle important dans la détection du son par les poissons et les crustacés (Boyle & New, 2018). Comme il s'agit d'une deuxième composante importante du son, les études doivent également mesurer le mouvement des particules. Le rôle relatif du mouvement des particules dans les effets globaux des sons impulsifs sur les poissons est encore mal compris.

Effets sur le comportement des poissons

Le son est utilisé pour la communication entre les poissons, le comportement d'accouplement, la détection des proies et des prédateurs, l'orientation et la migration et la sélection de l'habitat. Ainsi, tout ce qui interfère avec la capacité d'un poisson à détecter et à répondre à des signaux acoustiques biologiquement pertinents peut diminuer la survie et la forme physique (Popper & Hawkins, 2019). Très peu d'études ont étudié les effets comportementaux de l'accumulation de sons sur les poissons. Mueller-Blenkle *et al.*

(2010) ont mené des études sur les effets du son d'empilement sur la morue et la sole dans de grands enclos à poissons. Leurs résultats ont montré que le cabillaud et la sole réagissaient aux bruits d'empilement en modifiant radicalement leur vitesse de nage. Cependant, ces résultats sont difficiles à extrapoler au niveau de la population.

Au Royaume-Uni, la crainte que les bruits d'empilement ne déplacent les harengs de leurs zones de frai a conduit à des mesures d'atténuation sous la forme de périodes sans empilement. Par exemple, les harengs fraient à proximité du parc éolien de Scroby Sands, où une diminution temporaire de leur nombre a été observée uniquement pendant la période de construction (Perrow *et al.* 2011). Les auteurs ont suggéré que le bruit de battage des pieux provenant de la construction était lié à une diminution du succès de frai des harengs dans la zone. L'effet observé à Scroby Sands était à court terme, mais pour les grands OWF construits sur plusieurs années, ou lorsqu'il y a un certain nombre de sites relativement proches, il y a la possibilité d'affecter cumulativement les populations sur des échelles de temps plus longues.¹⁰

⁹La TTS est une diminution de courte durée de la sensibilité auditive résultant de l'exposition à des sons intenses. Après la cessation du son, la capacité auditive normale revient sur une période qui peut aller de quelques minutes à quelques jours, en fonction de nombreux facteurs, notamment l'intensité et la durée de l'exposition (Smith & Monroe, 2016).

¹⁰Les commentaires reçus sur ce document ont identifié des documents qui pourraient être inclus dans les futures mises à jour, notamment Stenberg *et al.* 2015 et Barbut *et al.* 2019. Il est recommandé de l'inclure dans les futures mises à jour.

En dépit d'une littérature académique et de travaux d'enquête approfondis, et de leur utilisation dans les évaluations d'impact environnemental (EIE), des incertitudes subsistent à la fois sur l'exactitude des informations actuellement disponibles sur le frai des poissons et sur le niveau/l'importance des impacts de l'empilement des activités sur les espèces de poissons (Boyle & New, 2018). Comme les impacts perçus de l'empilement sur le hareng sont liés à la pression acoustique sous-marine et au mouvement des particules, il est important d'identifier les lieux de frai des espèces de poissons par rapport au site de construction du vent offshore. En plus des seuils sonores établis pour les poissons (Popper & Hawkins 2019), des seuils doivent être établis en termes de mouvement des particules.

On sait très peu de choses sur les effets du stress chez les poissons et l'importance de ces effets en réponse aux bruits anthropiques est encore moins claire (Tennesen *et al.* , 2016). Les réponses au stress peuvent inclure une augmentation de l'absorption d'oxygène. Wale *et al.* (2013) dans Weilgart (2018) ont rapporté que les crabes soumis au bruit des navires utilisaient 67 % plus d'oxygène que ceux exposés au bruit ambiant (niveaux reçus : 108 - 111 dBrms re 1 uPa). L'augmentation de la consommation d'oxygène n'était pas due à un plus grand mouvement des crabes, mais à un taux métabolique plus élevé, ce qui peut indiquer une activité cardiovasculaire plus élevée due au stress (Wale *et al.*, 2013).

5.2 Fonctionnement et entretien

5.2.1 Perte d'habitat

Aucune recherche n'a été identifiée qui prenne spécifiquement en compte les impacts potentiels de la perte d'habitat sur l'écologie des poissons et des mollusques et crustacés à partir de l'O & M des OWF.¹¹

5.2.2 Introduction d'un nouveau substrat

La présence d'OWF introduit un substrat dur qui peut modifier l'habitat local. La taille et l'ampleur de l'effet de la modification de l'habitat sur les poissons dépendent des espèces présentes dans la zone, du type de fond marin, des conditions environnementales du site et du type de fondation de la turbine (Degraer *et al.* , 2018).

Les substrats durs artificiels sont connus pour attirer de nombreuses espèces marines. Quelques études ont observé que les fondations des éoliennes offshore agissent comme des dispositifs d'attraction des poissons (Wilhelmsson *et al.* 2006a, Wilhelmsson *et al.* 2006b, Lindeboom *et al.* 2011, Kerchoff *et al.* 2018 dans Degraer *et al.* 2018). En outre, quelques études donnent à penser que la composition des espèces sur les sites OWF pourrait changer avec l'introduction des structures des éoliennes, car les espèces de poissons fréquentant les substrats durs pourraient en bénéficier de plus en plus (Lindeboom 2011, Van Hal *et al.* 2012)¹².

5.2.3 Modifications de l'activité de pêche

L'OWF peut servir de refuge pour les espèces de poissons exploitées commercialement (Winter *et al.* , 2010, Methratta et Dardick 2019). La plupart des éoliennes sont entourées d'une zone d'exclusion de sécurité afin d'éviter les dommages accidentels causés par les navires. Les navires, y compris les bateaux de pêche, ne sont généralement pas autorisés à entrer, même dans la zone de sécurité. Ailleurs en Europe, le chalutage n'est pas du tout autorisé par une OWF. Ainsi, l'activité de pêche est réduite dans les zones OWF. Toutefois, cela peut entraîner une pression de pêche plus élevée dans le voisinage immédiat des OWF. Cet effet a été démontré pour les zones marines protégées, définies comme des zones d'exclusion de la pêche (voir par exemple Marshall *et al.* 2019, FREE 17(7) : 407-413) .

Pour certaines espèces, une plus grande abondance à proximité des turbines peut entraîner une protection contre la pêche et donc avoir un effet positif potentiel sur leurs populations. Une seule étude a été examinée, comparant l'abondance des poissons à l'intérieur et à l'extérieur d'un OWF dans la zone côtière néerlandaise (Koppel & Schuster, 2015)¹³. Les résultats montrent que

¹¹ Les commentaires reçus sur ce document ont identifié des documents qui pourraient être inclus dans les futures mises à jour, notamment Inger *et al.* 2009 et Methratta & Dardick 2019 sur la perte d'habitat. Il est recommandé de les inclure dans les futures mises à jour.

¹² Les commentaires reçus sur ce document ont permis d'identifier des documents qui pourraient être inclus dans de futures mises à jour, notamment Couperus *et al.* 2010 et Leonhard *et al.* 2011 sur l'introduction d'un nouveau substrat. Il est recommandé de les inclure dans les futures mises à jour.

¹³ Les commentaires reçus sur ce document ont permis d'identifier des documents qui pourraient être inclus dans de futures mises à jour, notamment Couperus *et al.* 2010 et Floeter *et al.* 2017 sur les changements dans l'activité de pêche. Il est recommandé de les inclure dans les futures mises à jour.

que la présence de parcs éoliens semble avoir un effet limité sur la communauté de poissons dans la zone côtière néerlandaise. Pour quelques espèces, les bénéfices locaux sont peut-être dus à la combinaison de la création de nouveaux habitats à substrat dur et de l'exclusion des pêcheries. Toutefois, à plus grande échelle (en comparant avec l'ensemble de la zone côtière néerlandaise), aucune différence significative dans l'abondance des poissons n'a été constatée dans le parc éolien par rapport aux sites de référence. (Winter *et al.* 2015 dans Koppel & Schuster, 2015).

5.2.4 Champs électromagnétiques

Les câbles électriques sous-marins génèrent des champs électromagnétiques (CEM) et des champs électriques induits (CEI). Les OWF sont susceptibles de devenir la plus grande source de CEM anthropiques dans l'environnement marin. On sait que de nombreuses espèces de poissons et de crustacés peuvent détecter les CEM. Les requins et les raies (élaémobranches) sont considérés comme particulièrement sensibles aux CEM. Snoek *et al.* (2016) ont identifié quatre effets potentiels dus aux CEM : i) perturbation des réponses comportementales et des mouvements (attraction, évitement) ; ii) perturbation de la navigation et du comportement migratoire ; iii) perturbation des interactions prédateurs-proies et de la distribution des proies ; et iv) perturbation du développement embryonnaire et cellulaire (Snoek *et al.* , 2016).

L'évitement et l'attraction des champs électromagnétiques élevés ont été observés chez plusieurs espèces dans de multiples études (présentées dans Snoek *et al.* 2016). Cependant, les études sur les amplitudes de champ dans la gamme émise par les câbles sous-marins, sans parler des études de terrain, sont rares et peu concluantes. Une grande partie des connaissances actuelles est basée sur la

théorie ou sur des essais avec des forces expérimentales de CEM exagérées. Déterminer les impacts des CEM réalistes sur les espèces est donc une priorité essentielle.

5.2.5 Son sous-marin

Pendant l'O & M, les éoliennes offshore et les navires génèrent un son sous-marin continu. Le son sous-marin peut interférer avec des aspects critiques du comportement des poissons, comme le masquage de la capacité des poissons à détecter les sons d'importance biologique (Popper & Hawkins, 2019). Les niveaux de pression acoustique pendant la phase opérationnelle ne sont pas assez élevés pour causer la mortalité ou la perte d'audition des poissons (Popper & Hawkins, 2019). Bien que le masquage d'importants indices environnementaux acoustiques puisse théoriquement se produire, peu d'études en fournissent la preuve dans la pratique.

En outre, Casaretto *et al.* (2015) ont montré que les *aiglefin*s mâles (*Melanogrammus aeglefinus*) attirent les femelles sur leur territoire par des signaux sonores spécifiques déclenchant un comportement de parade nuptiale qui finira par aboutir à l'accouplement. Le bruit des turbines OWF affecte la détection des sons biologiquement importants par les femelles (Jong *et al.* , 2018).

Dans l'ensemble, il existe des lacunes dans la littérature sur les effets du bruit sous-marin opérationnel sur les poissons et il convient de souligner leurs relations avec les exigences de l'EIE. Avec l'ampleur du développement de l'éolien en mer, on ne peut exclure des impacts à plus grande échelle. Des recherches supplémentaires sont nécessaires pour examiner les effets à long terme de l'exposition continue aux bruits anthropiques, notamment en étudiant le comportement des poissons sauvages dans des conditions plus naturelles.

6 Mammifères marins

La construction et l'exploitation d'OWF peuvent avoir un impact sur les mammifères marins de plusieurs façons. Les impacts potentiels du développement d'OWF sur les mammifères marins sont l'un des sujets les plus étudiés, avec des recherches de grande envergure menées à ce jour, de l'individu à la population.

Les impacts potentiels suivants sur les mammifères marins ont été identifiés pendant la phase de construction des OWF :

- Perturbation due aux activités humaines ;
- Le son sous-marin ; et,
- Risque de collision.

Pendant la phase d'exploitation et d'entretien, il s'agit notamment

- Son sous-marin ;
- Les champs électromagnétiques ; et,
- Changements dans les ressources des proies.

6.1 Construction

6.1.1 Perturbation due aux activités humaines

Les perturbations des mammifères marins dues aux activités humaines sont liées aux mouvements des navires, des véhicules télécommandés (ROV), des hélicoptères et des machines similaires. La majorité des activités humaines ont lieu pendant la phase de construction et peuvent perturber le comportement des mammifères marins. Les perturbations peuvent également être causées par l'augmentation des

niveaux sonores sous-marins, ce qui est décrit plus en détail dans la section 6.1.2.

Sur la base de la littérature examinée, il existe peu d'études disponibles qui ont spécifiquement étudié les perturbations dues aux activités humaines sur les mammifères marins. Brandt *et al.* 2018 ont étudié l'impact sur les perturbations des sept premiers parcs éoliens offshore allemands en construction, avec et sans mesures d'atténuation du bruit. Lors de cette étude, il a également été observé que le nombre de marsouins communs (*Phocoena phocoena*) détectés à proximité du site de construction a commencé à diminuer plusieurs heures avant le début de l'empilage, mais pas autant que pendant celui-ci. Une explication probable de ce déclin est une augmentation des activités liées à la construction, comme une augmentation du trafic maritime en combinaison avec une transmission sonore accrue pendant les conditions météorologiques calmes au cours desquelles les activités de battage ont lieu (Degraer *et al.* 2017 et Dragon *et al.* 2016). En outre, la durée de la perturbation a été plus longue avec les systèmes d'atténuation du bruit que pour les événements de pieux sans. Dans une étude de suivi réalisée par Rose *et al.* (2019), un effet de perturbation similaire a été constaté avant et après l'empilage.

Les études ci-dessus suggèrent qu'il pourrait y avoir un effet perturbateur sur les marsouins communs en raison de l'augmentation des activités de construction des OWF.

6.1.2 Son sous-marin

Impacts du son sous-marin

Il existe deux types de sons sous-marins (sources sonores impulsives et continues) qui peuvent avoir des impacts différents sur la vie marine (voir section 5.1.1). Les impacts potentiels pour les mammifères marins liés aux sons sous-marins pendant la construction des OWF concernent principalement les sons impulsifs extrêmement forts produits lors des activités de battage de pieux. Ces bruits peuvent provoquer des perturbations temporelles et spatiales et, dans le pire des cas, peuvent causer des dommages auditifs sur une distance considérable.

Il existe un large éventail d'études sur les mammifères marins qui visent à quantifier les impacts du bruit sous-marin. Dans la région OSPAR, la recherche s'est principalement concentrée sur la région de la mer du Nord et sur les espèces suivantes : marsouin commun, phoque gris (*Halichoerus grypus*) et phoque commun (*Phoca vitulina*). Les études peuvent être classées en deux catégories : les études entreprises sur des individus maintenus en captivité pour déterminer leur sensibilité aux sons sous-marins et les études *in situ* pour déterminer l'impact réel observé sur le terrain. La section suivante donne un bref aperçu de l'état actuel des connaissances sur ce sujet.

Réponse comportementale et déplacement

Les études de réponse comportementale et de déplacement examinées ont fourni des résultats pour les espèces phoque commun et marsouin commun lors de la construction d'un parc éolien offshore. Deux études examinées ont fourni des informations sur le phoque commun, dont une étude de Russel *et al.* (2016) qui a montré un net impact du déplacement pendant l'empilage. L'abondance des phoques a été réduite de manière significative jusqu'à 25 km de l'activité d'empilage. La seconde étude, de Hastie *et al.* (2016), n'a fourni des informations que sur la distribution des phoques marqués

des phoques lors de la construction d'un parc éolien offshore. La distance de l'empilement variait de 6,65 km à 46,1 km. Aucune conclusion n'a été tirée sur la réaction comportementale et le déplacement.

Plusieurs études ont été passées en revue sur la réponse comportementale et le déplacement des marsouins communs liés au bruit sous-marin pendant la construction de différents OWF. L'importance du déplacement a été déterminée en fonction des taux de détection acoustique. De nombreuses études suggèrent que la distance à laquelle se produit la dissuasion induite par l'enfoncement de pieux ne devrait pas dépasser 20 km (Graham *et al.*, 2019, Hawkins et Popper 2016, Norre *et al.* 2013, Haelters *et al.* 2016). Bien entendu, la distance à laquelle la dissuasion induite par l'enfoncement de pieux se produit dépend des niveaux sonores perçus par les mammifères marins.

Afin d'évaluer plus précisément l'étendue spatiale et temporelle de la dissuasion des marsouins communs induite par le battage de pieux, il est nécessaire de comprendre les conséquences de la répétition des événements de battage (Degraer *et al.*, 2017). Bien que Thompson *et al.* (2010) aient suggéré que la distance sur laquelle les cétacés sont perturbés augmente avec chaque empilement successif, aucun effet de ce type n'a été observé dans le German Bight (Brandt *et al.* 2016).

Déplacement temporaire et permanent du seuil

Lorsque l'exposition au son dépasse des niveaux spécifiés, elle peut entraîner des lésions auditives temporaires ou non temporaires, également appelées déplacement temporaire du seuil (TTS) et déplacement permanent du seuil (PTS). Un certain nombre de critères de seuil différents ont été élaborés ces dernières années pour les mammifères marins (par exemple, Southall *et al.*, 2007, 2019 ; NOAA, 2013, 2015 ; Lucke *et al.*, 2009).

En 2007, Southall *et ses collègues* (2007) ont élaboré des critères de seuil pour les sons sous-marins émis par les mammifères marins. Ces seuils ont récemment été mis à jour en fonction des nouveaux critères présentés dans Southall *et al.* (2019). Les nouvelles valeurs seuils sont présentées dans le tableau 3 de l'**annexe A**. Southall *et al.* (2019) ont déclaré que les mesures de la source sonore devraient être appliquées en fonction des caractéristiques du signal susceptible d'être reçu par les animaux plutôt qu'en fonction des caractéristiques du signal à la source sonore. Les deux mesures qui devraient être utilisées pour les critères de son impulsif sont les suivantes

(1) le *niveau d'exposition sonore pondéré en fonction de la fréquence* (SEL), et (2) le *niveau de pression acoustique de crête non pondéré* (SPL de crête).

Atténuation

Plusieurs études récentes ont examiné l'efficacité des mesures d'atténuation telles que les alternatives à l'empilement (c'est-à-dire l'empilement des vibrations), les systèmes d'atténuation du bruit (NMS), les dispositifs de dissuasion ou d'autres mesures. Un bref résumé des résultats de ces études et de l'état actuel des connaissances est présenté dans les sections suivantes.

Alternatives à l'empilement par percussion

Pour atténuer les effets négatifs potentiels de l'empilement par percussion, des alternatives telles que l'empilement par vibration sont souvent encouragées. Cependant, il existe peu d'informations sur l'efficacité de ces alternatives par rapport à l'atténuation du bruit lors de l'empilement par percussion. La revue de la littérature a fourni un article de Graham *et al.* (2017) qui a étudié l'impact de l'empilement par vibration sur les grands dauphins et les marsouins communs pendant les travaux de construction du port dans le nord-est de l'Écosse. Aucune différence nette n'a été trouvée dans le nombre de grands dauphins et de marsouins déplacés lors de l'utilisation de différentes méthodes d'empilement. Sur la base de la littérature limitée disponible sur ce sujet, il n'est pas encore clair si l'empilement par vibration est une alternative efficace d'un point de vue écologique.

Systèmes d'atténuation du bruit

Il existe de nombreux systèmes d'atténuation du bruit utilisés pour atténuer le bruit sous-marin pendant la construction de l'OWF. Chacun a ses propres avantages et inconvénients, qui ne seront pas examinés de manière exhaustive dans le présent rapport. Les systèmes d'atténuation les plus fréquemment utilisés sont le rideau à grosses bulles (BBC), l'écran d'atténuation du bruit de l'IHC et l'amortisseur hydrosonique (HSD). En outre, de nouvelles technologies prometteuses sont en cours de développement, comme le BLUE Hammer.

Réduction du son

Les systèmes d'atténuation du bruit tels que le BBC et les VH se sont avérés efficaces jusqu'à 40 m de profondeur. L'efficacité du système d'atténuation du bruit (NMS) au-delà de 40 m de profondeur est encore sujette à caution. Les caissons (NMS et HydroNAS) et les résonateurs (Hydrosound damper et AdBm Noise Abatement System) pourraient être utiles à l'avenir mais manquent actuellement d'expérience sur le terrain et ne sont utilisés que pour des profondeurs d'eau inférieures à 50 m (Dähne *et al.*, 2013).

La réduction sonore obtenue par les NEM dépend de nombreux facteurs (emplacement, taille des piles, système, etc.). Des études ont visé à quantifier le niveau de réduction du bruit pouvant être atteint par les DDN. Avec la BBC, l'IHC Noise Mitigation Screen et le HSD, les niveaux sonores à large bande peuvent être réduits d'au moins 10dB et des réductions allant jusqu'à 20dB et plus ont été démontrées pour le SEL en combinant deux NMS. Pour atteindre le seuil sonore fixé dans plusieurs pays tels que la Belgique, l'Allemagne et les Pays-Bas, une combinaison de NEM est nécessaire dans la plupart des cas.

Changement de comportement

Lors de la construction de parcs éoliens à grande échelle, plusieurs études (Brandt *et al.* 2018, Rose *et al.* 2019, Degraer *et al.* 2018, Köppel & Schuster, 2015) ont examiné et rapporté les perturbations causées par la construction de parcs éoliens dans la baie allemande et la mer du Nord belge, avec et sans NMS sur les marsouins communs. Les études montrent que le nombre de marsouins communs diminue fortement pendant l'empilage mais aussi plusieurs heures avant le début de l'empilage et 1 à 2 jours après l'empilage. La réduction du nombre de marsouins avant et après l'empilage peut être attribuée à la perturbation accrue due à l'activité des navires (voir section 6.1.1).

En ce qui concerne l'efficacité des NEM appliquées, les études antérieures basées sur la première génération de NEM (Brandt *et al.* 2018 et Köppel & Schuster, 2015) ont montré que le comportement d'évitement des marsouins communs diminuait effectivement lors de l'application des NEM. Toutefois, dans une étude plus récente de Rose *et al.* (2019), basée sur des développements plus récents de l'éolien offshore et des NEM améliorées, aucun effet de déplacement réduit n'a pu être démontré même lorsque la réduction du bruit était considérable. Rose *et al.* (2019) ont suggéré une causalité complexe au-delà des effets de perturbation observés sur les marsouins communs en raison des événements de battage de pieux qui pourraient également dépendre de facteurs autres que le bruit sous-marin. Les études ne fournissent donc pas de résultats concluants.

Effets sur la population

Il existe actuellement peu d'informations sur les effets au niveau des populations sur les mammifères marins. Degraer *et al.* (2018) ont utilisé un modèle de population pour quantifier l'impact des différences entre les régimes réglementaires en matière de construction d'OWF sur une population simulée de marsouins communs. Degraer *et al.* (2018) ont modélisé les calendriers de construction probables des OWF Rentel, Norther et Seastar et ont testé 17 scénarios avec et sans diverses mesures d'atténuation. Les résultats de cette étude sont indicatifs plutôt qu'absolus. Néanmoins, les résultats indiquent que l'impact du battage de pieux sur la population de marsouins communs est fortement influencé par le calendrier des activités, mais que cet effet est réduit lorsque des mesures d'atténuation efficaces, c'est-à-dire la BBC et/ou les NMS, sont utilisées. La combinaison d'une restriction saisonnière du battage

de pieux et d'un dispositif de dissuasion acoustique (ADD) n'a pas suffi à ramener l'impact sur la population de marsouins à des valeurs acceptables. Les résultats montrent également que la construction d'un OWF chaque année a eu plus d'impact sur la population de marsouins communs que la construction de deux OWF en même temps dans la zone économique exclusive (ZEE) belge.

L'expérience de terrain en matière de déploiement de tous les NEM dans le cadre de projets OWF à des profondeurs d'eau supérieures à 45 m fait défaut, mais la plupart des NEM sont applicables en théorie. De même, l'expérience du déploiement des NEM lors de l'installation de pieux d'un diamètre supérieur à 8m fait défaut.

Il est recommandé de procéder à une évaluation spécifique au projet pour s'assurer que l'option et la configuration de SGEN les plus appropriées sont choisies, en tenant compte des conditions environnementales du site OWF, et de la spécification du navire et de la méthode d'installation prévus.

Dispositifs de dissuasion

Il existe plusieurs types d'ADD qui ont été ou sont utilisés lors de la construction des OWF. Les ADD suivants ont été examinés : le Lofitech seal scarabée et le Faunaguard.

Comme indiqué par Köppel & Schuster (2015), Brandt et *al.* ont mené deux enquêtes sur les effets du phoque Lofitech sur les marsouins communs. Selon l'endroit (c'est-à-dire la profondeur de l'eau), la portée effective du phoque plus rare pour dissuader les marsouins communs peut varier. D'après ces deux études, la portée de dissuasion dépasse 2,5 km. Auparavant, on supposait que les balises de marquage des phoques constituaient un outil approprié pour dissuader les marsouins communs de quitter les sites de construction en mer, car les zones de danger, où les animaux peuvent souffrir d'un TTS de leur système auditif, atteignaient jusqu'à environ 2,5 km. Depuis lors, les techniques d'atténuation du bruit ont beaucoup évolué et, lors de l'installation des OWF, les niveaux de seuil sonore pour les TTS et les PTS ont été révisés (voir section 6.1.2). Par conséquent, la zone dans laquelle les mammifères marins sont exposés à des niveaux de bruit sous-marin pouvant causer des dommages auditifs (TTS ou PTS) est moins importante que ce qui avait été supposé précédemment. Un phoque plus rare peut aller bien au-delà de la distance de dissuasion nécessaire et peut causer des perturbations inutiles qui affectent une zone encore plus grande que le battage de pieux lui-même. Par conséquent, les balises de marquage ne semblent plus être un outil d'atténuation approprié lors de la construction de parcs éoliens, d'autre part l'application de trois pingers avec des rayons de dissuasion d'environ 200m n'est pas non plus suffisante.

Le FaunaGuard, un dispositif spécifique de dissuasion des marsouins, a été développé comme mesure d'atténuation pour la phase de construction du parc éolien Eneco Luchterduinen en mer du Nord néerlandaise. Le FaunaGuard est destiné à dissuader les marsouins communs lors des activités de battage pour éviter les dommages auditifs. Comme l'ont indiqué Köppel & Schuster (2015), van der Meij et *al.* ont testé l'efficacité du FaunaGuard sur les marsouins et ont montré que lorsque le FaunaGuard était activé, les marsouins évitaient une zone plus grande que lors des séances de contrôle. La portée effective du FaunaGuard n'a pas été indiquée dans le document, mais elle peut être calculée et était suffisante pour prévenir les STP chez les marsouins communs en raison du bruit de battage des pieux (Köppel & Schuster, 2015).

6.1.3 Risque de collision

Les mouvements des navires peuvent entraîner des collisions avec les navires, qui sont une cause fréquente de mortalité chez les cétacés. Un nombre limité d'études ont fourni des preuves du risque de collision avec des mammifères marins pendant la construction. Les résultats ont été limités à deux études fournies dans la mise à jour de 2014 (Cefas 2014) sur les baleines franches du Nord (*Eubalaena glacialis*) et les espèces de phoques. Les résultats de ces deux études sont résumés ci-dessous :

- Le statut d'espèce menacée de la baleine franche du Nord et sa vulnérabilité particulière aux collisions avec les navires ont attiré des recherches spatiales et temporelles sur ses routes de migration, ses zones de reproduction et d'alimentation. Grâce aux résultats de ces recherches et aux mesures d'atténuation mises en place, les collisions avec les navires ont diminué de 72 % dans les aires de mise bas de la région (Lagueux *et al.*, 2011).

Il a été suggéré que les phoques peuvent être tués lors d'interactions avec des hélices gainées comme celles utilisées par les navires de construction. Des interactions mortelles entre les phoques et les navires sont susceptibles de se produire lorsque les navires manœuvrent lentement ou maintiennent une position stationnaire dans des zones à forte densité de phoques (Bexton *et al.*, 2012).¹⁴

Bien que le risque de collision soit un impact potentiel qui devrait être pris en compte lors de l'évaluation des impacts du développement d'OWF, il existe peu de preuves empiriques quantifiant l'impact sur les mammifères marins dans la Région OSPAR.

¹⁴ Note des auteurs : bien qu'ils ne soient pas couverts par les documents inclus dans la revue de la littérature, les auteurs du document sont au courant de recherches supplémentaires qui ont été entreprises sur ce sujet et qui démontrent la prédation potentielle des phoques gris sur les phoques communs et les marsouins communs, ce qui entraîne des blessures d'apparence similaire. Un exemple de document est disponible sur ce lien <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0156464>

6.2 Fonctionnement et entretien

6.2.1 Son sous-marin

Les problèmes liés au bruit sous-marin pendant l'O&M des OWF concernent principalement le bruit des turbines et des navires. Le son sous-marin généré par les turbines en fonctionnement est dominé par des signaux de tonalité pure de basse fréquence inférieure à 1 kHz et d'une intensité généralement faible. Le son sous-marin opérationnel peut affecter les mammifères marins par l'audibilité et le masquage, le déplacement et l'influence comportementale, et, potentiellement, par des dommages auditifs.

Des études limitées ont été réalisées sur les impacts du son opérationnel par rapport à l'impact du son impulsif sur les mammifères marins. En général, les études ont montré qu'il y a probablement un chevauchement entre les capacités auditives des cétacés à moyenne et haute fréquence et des phoques phocidés (sans oreille) à basse fréquence et les sons sous-marins associés aux OWF opérationnels. Comme les phoques ont une meilleure audition des basses fréquences que les cétacés, il est prévu qu'ils détectent les signaux opérationnels des OWF sur de plus grandes distances (Kastelein *et al* 2009). Bien qu'il soit probable que les mammifères marins puissent détecter les OWF, le risque de dommages auditifs n'est pas considéré comme probable (Kastak et Southall, 2005, cité dans Cefas, 2014).

6.2.2 Champs électromagnétiques

Les câbles des OWF créent des champs électromagnétiques (voir section 4.2.2). Des études suggèrent que les cétacés peuvent détecter les champs géomagnétiques et éventuellement les utiliser pendant leurs migrations. Les mammifères marins peuvent donc réagir aux variations locales du champ magnétique causées par les CEM des câbles. En fonction de l'intensité des CEM générés, les effets peuvent consister par exemple en un changement (temporaire) de direction de nage, ou en un détour plus long pendant la migration.

Les rapports sur les tests des CEM en tant que dissuasion des phoques semblent montrer que les phoques phocidés et otariés (à oreilles) peuvent être extrêmement sensibles aux CEM (par exemple,

Forrest *et al.* 2009, référencé dans Woods *et al.*, 2014). Cependant, les phoques ne sont pas connus pour avoir des organes sensoriels électriques spécialement adaptés. Les champs électriques maximums qui seront générés par les câbles enterrés des OWF sont sensiblement inférieurs à ceux qui provoquent un effet chez les phoques et il n'existe aucune preuve d'une plus grande sensibilité électrique chez les phoques que chez les mammifères terrestres (humains ou chiens) (Milne *et al.* (2012), Gill *et al.* 2005, référencé dans Woods *et al.* 2014). Il est donc peu probable que les phoques soient capables de détecter ces signaux et extrêmement improbable qu'un quelconque comportement d'évitement résulte de l'exposition.

6.2.3 Changements dans la ressource en proies

Les fondations des OWF ont le potentiel de fournir un substrat pour les récifs artificiels, ce qui entraîne des augmentations localisées de la densité de poissons et de crustacés (voir section 4). Cette augmentation de la biodiversité fournit potentiellement une source de nourriture pour les mammifères marins. Les impacts positifs et négatifs sur la distribution des poissons sont présentés dans la section 5 et doivent être pris en compte lors de l'examen des impacts sur les changements des ressources en proies, car le nombre d'études sur les poissons en tant qu'espèces proies est limité.

Au total, trois études fournissent des informations sur l'impact de l'évolution des ressources en proies sur le marsouin commun, le phoque commun et le phoque gris. Les résultats de ces trois études sont résumés ci-dessous :

- À Egmond aan Zee, l'OWF a constaté que l'activité des marsouins communs avait augmenté pendant les opérations au sein de l'OWF (2). Cela peut indiquer un effet d'attraction dû à une plus grande disponibilité de nourriture (effet de récif) et/ou un effet d'abri contre le trafic maritime intense.
- Une étude sur le phoque commun et le phoque gris a montré que les phoques exploitent effectivement les phoques de mer et a clairement montré un mouvement de type quadrillé à l'intérieur des limites des phoques de mer (Russel *et al.*, 2014).
- Une étude ultérieure de Russell *et al.* (2016) a révélé que dans un parc éolien opérationnel, il y a eu une augmentation presque significative de l'utilisation des phoques par rapport à la situation antérieure au développement du parc éolien.

Cependant, le parc éolien se trouvait à la limite d'une vaste zone d'utilisation accrue, de sorte que la présence du parc éolien n'en était probablement pas la cause.

Sur la base de ces études, on peut conclure que les marsouins et les phoques communs exploitent les OWF ; cependant, il n'est pas clair si les sites des OWF sont plus utilisés que d'autres zones.

6.2.4 Déplacement

L'introduction des OWF pourrait potentiellement entraîner le déplacement des mammifères marins. Aucune des études examinées n'a constaté de changements significatifs dans la répartition des marsouins communs en raison de la présence des OWF (Cefas, 2014 et **annexe A**). L'attraction due aux changements dans les ressources en proies est plus probable (voir section 6.2.4).

7 Autres récepteurs

Bien que la plupart des récepteurs appartiennent aux principales catégories de récepteurs décrites ci-dessus, l'analyse documentaire a permis d'identifier deux autres récepteurs qui peuvent être affectés par le développement de l'OWF, à savoir les insectes marins et les tortues. Les informations sur ces récepteurs étaient très limitées.

7.1 Insectes marins

D'importants assemblages d'insectes ont été observés de manière anecdotique dans les OWF au Royaume-Uni, mais on sait très peu de choses sur ces communautés, sur les espèces qui vivent dans les structures offshore, sur leur abondance et sur leur origine (Bloxsom *et al.* , 2015 comme indiqué dans Köppel & Schuster *et al.* 2015). (2015) ont mené une étude qui donne un premier aperçu des communautés d'insectes marins qui vivent dans les structures offshore. Les conclusions de cette étude ont notamment révélé la présence d'insectes sur les OWF au Royaume-Uni, six familles d'insectes différentes ayant été identifiées.

7.2 Tortues

Les tortues sont connues pour être sensibles aux champs magnétiques et on pense qu'elles utilisent les champs magnétiques naturels lors de leur migration. Normandeau *et al.* (2011) ont conclu que les tortues peuvent probablement détecter les champs magnétiques des câbles sous-marins. Il a été suggéré qu'à courte distance, les champs magnétiques provenant des câbles sous-marins peuvent faire dévier les tortues des signaux de migration. Cependant, les tortues devraient être capables de corriger leur trajectoire en utilisant d'autres indices naturels (Cefas, 2014).

8 Effets sur les écosystèmes

La construction et l'exploitation des OWF peuvent avoir un impact direct et indirect sur des écosystèmes entiers. Il s'agit d'un domaine de recherche relativement nouveau, et les connaissances sur les impacts potentiels des OWF à l'échelle des écosystèmes sont largement inconnues. Aucune littérature n'a été identifiée qui s'intéresse spécifiquement à la phase de construction. Les impacts potentiels suivants sur les écosystèmes ont été identifiés pendant la phase d'exploitation et d'entretien des OWF :

- Effets sur les nutriments ;
- Modifications de la production primaire et impacts sur les niveaux trophiques supérieurs ;
- Changements dans le zooplancton et le benthos affectant les niveaux trophiques supérieurs ;
- Les effets de tremplin ; et,
- Sensibilité du réseau alimentaire côtier.

Il convient de garder à l'esprit que, dans la mesure où nous examinons les impacts potentiels sur l'écosystème dans son ensemble, ces impacts sont souvent fortement liés à des récepteurs individuels.

8.1 Fonctionnement et entretien

8.1.1 Nutriments

La disponibilité des nutriments est la clé d'un écosystème car elle constitue le premier élément de la chaîne alimentaire. La présence de structures OWF peut entraîner une fluctuation du niveau de ces nutriments et, ce faisant, avoir un impact sur les niveaux trophiques supérieurs. Floeter *et al.* (2017) ont constaté qu'avec l'amélioration du mélange vertical au sein des OWF, il y avait des changements dans la manière dont les nutriments étaient distribués dans la colonne d'eau, avec potentiellement plus de nutriments atteignant les couches d'eau mixtes de surface.

8.1.2 Modifications de la production primaire et impacts sur les niveaux trophiques supérieurs

Les changements de la température de surface de la mer (TSM) liés aux changements des conditions météorologiques, au mélange et à la stratification affectent le début de la production primaire et la

croissance, l'abondance et la composition du zooplancton. En outre, les changements des courants de marée influencent le transport des nutriments et leur disponibilité pour le phytoplancton. Il a été démontré que les changements connexes de la disponibilité et de la qualité totales des aliments ont une influence majeure sur la croissance du zooplancton (Suchy, 2014).

Avec l'introduction des structures OWF, le zoobenthos (par exemple les mollusques et les autres filtreurs) qui peut coloniser les structures a le potentiel de réduire l'algues/phytoplancton disponible en raison de la concurrence, ce qui pourrait diminuer la production primaire et une diminution du zooplancton (Smaal *et al.*, 2013)

8.1.3 Les changements dans le zooplancton et le benthos affectent les niveaux trophiques supérieurs

Les changements apportés à un système au niveau des niveaux trophiques primaires et secondaires sont susceptibles d'influencer les niveaux trophiques supérieurs. La direction et l'ampleur de ces effets sont très difficiles à évaluer et ne sont pas encore bien comprises. En partie parce que la direction et l'ampleur des effets sur les niveaux trophiques inférieurs sont incertaines. Il existe d'autres complications lorsqu'on essaie de séparer les impacts directement liés aux changements dans la chaîne alimentaire des effets directs des modifications physiques et chimiques des écosystèmes sur les poissons, les mammifères marins et les oiseaux. Le hareng et le lançon sont des espèces importantes pour les animaux situés plus haut dans la chaîne alimentaire. Il est donc logique que les impacts sur le recrutement de ces espèces aient un effet d'entraînement plus haut dans la chaîne alimentaire. L'échec du recrutement du hareng a montré une corrélation entre la diminution de la disponibilité d'importantes espèces de copépodes proies larvaires du hareng et le recrutement (Hufnagl *et al.*, 2017 ; Payne *et al.*, 2008). Arnott & Ruxton (2002) ont rapporté une relation comparable entre le recrutement du lançon et la densité de température de *Clanus spp.*, une espèce de lichen.

La présence accrue de substrat dur dans les OWF peut entraîner une augmentation des possibilités d'alimentation des poissons et donc une présence accrue d'espèces de poissons dans les OWF (par exemple, Degraer *et al.*, 2012 ; Bergström *et al.*, 2013 ; Deltares, 2018). Cette augmentation des poissons dans les OWF constitue une source potentielle de nourriture pour les mammifères marins et les oiseaux (Russell *et al.*, 2014 ; Hartman *et al.*, 2012).

8.1.4 Dissémination potentielle d'espèces envahissantes/non indigènes

Il est possible que l'introduction de nouveaux substrats durs dans des zones qui, autrement, seraient constituées de fonds marins sablonneux, conduise à l'introduction d'espèces envahissantes/non indigènes (INNS) par ce que l'on appelle l'effet de tremplin (c'est-à-dire que les espèces concernées peuvent coloniser les nouvelles structures et les utiliser pour s'installer dans des zones qui se trouvaient auparavant en dehors de leurs limites naturelles) (Vanagt *et al.*, 2013 ; Krone *et al.*, 2013 ; Mesel *et al.*, 2015). Pour les espèces de l'environnement subtidal, Deltares (2018) a constaté que le substrat dur supplémentaire dans les OWF peut constituer un tremplin qui fait pencher la balance de l'écosystème.

9 Constatations générales

Cette section présente les conclusions générales de l'analyse documentaire, chaque sujet étant résumé sous sa propre rubrique et les fils conducteurs de tous les sujets énumérés ci-dessous :

- Les connaissances concernant les OWF et leurs impacts sur l'environnement marin évoluent rapidement, mais certains sujets ont fait l'objet de recherches beaucoup plus approfondies que d'autres. Les impacts sur les récepteurs des mammifères marins et ornithologiques, par exemple, sont bien mieux compris que les effets sur les écosystèmes ou les tortues marines.
- Les recherches disponibles proviennent en grande partie du Danemark, de l'Allemagne, de la Belgique, de la Suède, des Pays-Bas et du Royaume-Uni. Bien que cela soit compréhensible car ces pays ont les marchés d'éoliennes offshore les plus développés de la région OSPAR, la recherche de nouvelles zones pour développer leurs capacités d'éoliennes offshore fournit un manque de connaissances évident qui doit être comblé. Parmi les exemples de zones où l'industrie de l'éolien offshore prend rapidement forme, on peut citer la mer d'Irlande et les régions française, portugaise, espagnole et norvégienne.
- Les effets cumulatifs que de multiples OWF auront sur les récepteurs exigent des recherches à venir pour évaluer efficacement les impacts à l'échelle régionale. Actuellement, l'accent est mis sur l'évaluation d'un seul OWF.
- Les industries susceptibles d'avoir des impacts similaires à ceux de l'éolien offshore doivent être considérées en combinaison ou cumulativement avec les impacts liés à l'éolien offshore afin de fournir une véritable vue d'ensemble des impacts de l'éolien offshore dans la zone OSPAR. Cela comprend les projets existants tels que les plateformes pétrolières et gazières opérationnelles ainsi que les activités prévues à l'avenir.

9.1 Processus physiques

Les processus physiques peuvent être affectés par le développement des OWF. Les effets sur les processus physiques identifiés lors de l'analyse documentaire sont notamment les suivants

- Changements de vagues (y compris la hauteur des vagues) ;
- Les marées et les courants ;
- Dissipation de l'énergie marémotrice ;
- Accumulation des effets ;
- Les changements apportés à la ressource éolienne ; et,
- Stratification et mélange des eaux.

La recherche sur ce sujet est actuellement limitée, avec seulement deux documents inclus dans l'analyse documentaire qui a servi de base à ce rapport et qui se sont concentrés presque exclusivement sur les impacts pendant la phase d'O&M. Les effets sur les processus physiques énumérés ci-dessus devraient tous faire l'objet de recherches plus approfondies. Parmi les lacunes évidentes, on peut citer l'augmentation potentielle des sédiments en suspension pendant la construction, les effets cumulatifs à plus grande échelle qui se concentrent sur plusieurs OWF et les recherches actuelles qui se concentrent sur un seul OWF. Ces exigences sont également mises en évidence dans Deltares (2018).

9.2 Ornithologie et chauves-souris

L'ornithologie et les chauves-souris peuvent être touchées par le développement des OWF. Parmi les impacts identifiés dans l'analyse de la littérature pendant la phase de construction, on peut citer

- Perturbation due aux activités humaines ;
- L'évitement et l'attraction ; et
- Déplacement / effet de barrière.

Les impacts identifiés dans l'analyse documentaire au cours de la phase d'O&M sont les suivants

- Risques de collision ;
- Évitement et attraction ;
- Déplacement / barrière / perte d'habitat ; et
- Changement de la ressource en proies.

Les impacts potentiels sur l'ornithologie pendant la construction et l'exploitation des parcs éoliens ont fait l'objet de nombreuses recherches à l'échelle locale, certaines ayant été menées à plus grande échelle. Toutefois, compte tenu du niveau des impacts prévus pendant la phase d'exploitation, des recherches supplémentaires sont nécessaires, notamment sur l'efficacité des mesures d'atténuation. Il est également nécessaire d'entreprendre des recherches sur un plus large éventail d'espèces et d'intégrer les dernières recherches dans la modélisation des risques de collision.

La recherche sur les impacts potentiels sur les chauves-souris est beaucoup moins avancée que pour l'ornithologie. On sait peu de choses sur la migration vers le large et le comportement alimentaire des chauves-souris. La littérature recommande que des recherches supplémentaires soient entreprises sur tous les aspects des impacts potentiels sur les chauves-souris.

9.3 Écologie benthique (y compris l'écologie des coquillages)

L'écologie benthique peut être affectée par le développement des OWF. Parmi les impacts identifiés dans l'analyse de la littérature pendant la phase de construction, on peut citer

- Perturbation de l'habitat ;
- Perte d'habitat ;
- Perturbation de l'habitat ;
- Son sous-marin.

Pendant la phase d'O&M des OWF, l'écologie benthique peut être affectée :

- Augmentation des sédiments en suspension et de l'étouffement ;
- Perturbation due aux activités de maintenance ;
- Introduction d'un nouveau substrat / d'un substrat modifié ;
- Son sous-marin ;
- les champs électromagnétiques ; et

Les impacts potentiels sur l'écologie benthique lors de la construction de parcs éoliens n'ont pas fait l'objet de recherches approfondies. Les recherches ont surtout été menées à l'échelle locale dans des parcs éoliens individuels. La plupart de la littérature et des informations disponibles se concentrent sur l'impact de l'introduction de nouveaux substrats. D'autres impacts potentiels dus à la construction, à l'exploitation et à l'entretien, tels que les bruits sous-marins, sur les espèces benthiques sont encore mal compris. La littérature recommande que des recherches supplémentaires soient entreprises sur tous les aspects.

9.4 Écologie des poissons

L'écologie des poissons et des crustacés peut être affectée par le développement des OWF. Parmi les impacts identifiés dans l'analyse de la littérature pendant la phase de construction, on peut citer

- Perturbation de l'habitat ;
- Augmentation de la CSE ;
- Détérioration de la qualité de l'eau due à la remise en suspension de contaminants ;
- Les changements dans les ressources des proies ; et,
- Son sous-marin.

Les impacts identifiés dans l'analyse documentaire au cours de la phase d'exploitation et de maintenance comprennent

- Perte d'habitat ;
- Introduction d'un nouveau substrat ;
- Modification de l'activité de pêche ;
- Augmentation de la CSE ;
- Les fréquences électromagnétiques ; et,
- Son sous-marin.

Les impacts potentiels sur les poissons lors de la construction de parcs éoliens ont fait l'objet de nombreuses recherches à l'échelle locale, bien que les impacts potentiels de la perturbation de l'habitat, de l'augmentation de la SSC et de la détérioration de la qualité de l'eau soient actuellement mal compris.

La revue de la littérature n'a pas permis d'identifier d'informations sur les impacts potentiels de la perte d'habitat et de l'augmentation de la SSC pendant la phase d'exploitation et de maintenance.

Les connaissances actuelles sur les impacts potentiels des CEM et des sons sous-marins sont largement basées sur des études théoriques et des expériences d'essai. On sait peu de choses sur le comportement des poissons dans des conditions naturelles grâce à des études in situ. En outre, des questions subsistent sur les conditions de base telles que tous les aspects des frayères et des zones d'alevinage. Ces zones sont actuellement mal comprises.

9.5 Mammifères marins

Les mammifères marins peuvent être affectés par le développement des OWF. Parmi les impacts identifiés dans l'analyse de la littérature pendant la phase de construction, on peut citer

- Perturbation due aux activités humaines ;
- Son sous-marin ;
- Risque de collision ; et,
- Évolution des ressources en proies

Les impacts identifiés dans l'analyse documentaire au cours de la phase d'O&M sont les suivants

- Son sous-marin ;
- Déplacement ; et,
- Fréquences électromagnétiques.

Les impacts potentiels sur les mammifères marins lors de la construction de parcs éoliens ont fait l'objet de nombreuses recherches à l'échelle locale, certaines ayant même été menées à plus grande échelle. Toutefois, compte tenu du niveau des impacts prévus en raison de l'augmentation du bruit sous-marin, des recherches supplémentaires sont nécessaires, notamment en ce qui concerne l'efficacité des mesures d'atténuation ; c'est particulièrement le cas pendant la phase de construction.

Au cours de la phase d'exploitation et d'entretien, l'analyse documentaire n'a pas permis d'identifier beaucoup d'informations concernant les impacts potentiels du déplacement, le risque de collision, les barrières physiques ou les changements dans les habitats et les ressources en proies. Ces domaines sont actuellement mal compris.

9.6 Autres récepteurs

On sait très peu de choses sur les récepteurs qui ne font pas directement partie des sujets de recherche les plus répandus, tels qu'ils sont présentés ci-dessus. Les récepteurs spécifiquement identifiés dans la revue de la littérature qui nécessitent des recherches plus approfondies sont les insectes, les tortues et la propagation des espèces non indigènes. Ces domaines sont actuellement mal compris.

9.7 Effets sur les écosystèmes

Les effets sur l'écosystème peuvent être liés au développement des OWF. Il s'agit d'un domaine de recherche relativement nouveau, l'analyse documentaire n'ayant pas permis de trouver des documents qui examinaient les impacts pendant la construction. Les impacts identifiés dans l'analyse documentaire pendant la phase d'O&M sont les suivants

- Effets sur les nutriments ;
- Modifications de la production primaire et impacts sur les niveaux trophiques supérieurs ;
- Changements dans le zooplancton et le benthos affectant les niveaux trophiques supérieurs ;
- Les effets de tremplin ; et,
- Sensibilité du réseau alimentaire côtier

Comme indiqué plus haut, les effets potentiels sur les écosystèmes sont un sujet peu étudié, l'analyse documentaire n'ayant identifié que deux documents couvrant le sujet. Le manque de littérature disponible indique que davantage de recherches sont nécessaires pour identifier les impacts à l'échelle des écosystèmes. C'est particulièrement le cas pour les niveaux trophiques supérieurs. À l'échelle des écosystèmes, il est également nécessaire d'étudier l'effet cumulatif de toutes les activités humaines marines et côtières

De même, Raoux *et al.* (2019) ont conclu que les écosystèmes marins étant confrontés à de nombreux facteurs de stress naturels et anthropiques, il est urgent de comprendre comment ceux-ci interagissent et s'influencent mutuellement.

Annexe A Revue de la littérature 2014-2019 sur l'impact écologique du développement des parcs éoliens offshore

RAPPORT

Revue de la littérature 2014-2019 sur l'impact écologique du développement des parcs éoliens offshore

Acronyme	Description des acronymes
AJOUTER	Dispositif de dissuasion acoustique
AMSL	au-dessus du niveau moyen de la mer
BBC	Le rideau à grosses bulles
BPNS	Partie belge de la mer du Nord
Cefas	Centre pour les sciences de l'environnement, de la pêche et de l'aquaculture
EIA	Évaluation des incidences sur l'environnement
EIHA	Comité sur l'impact environnemental des activités humaines
UE	Union européenne
GBF	fondation par gravité
ILVO	Institut de recherche pour l'agriculture et la pêche
iPCoD	provisoire Conséquences des perturbations sur la population
NMS	Systèmes d'atténuation du bruit
OSPAR	Convention d'Oslo/Paris (pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est)

OWEZ	Parc éolien offshore Egmond aan Zee
OWF	Parc éolien offshore
OWFA	Zone de parc éolien en mer
PAM	Surveillance acoustique passive
PAWP	Parc éolien Princesse Amalia
PTS	Changement permanent de seuil
RHDHV	Royal HaskoningDHV

1 Introduction

Le développement des parcs éoliens en mer (OWF) peut entraîner des changements dans l'environnement. Au cours des dernières années, il est devenu évident qu'il est difficile de bien comprendre ce que ces changements pourraient être, comment ils sont évalués et comment ils peuvent être atténués afin que tout impact soit acceptable.

En 2006, OSPAR (Convention d'Oslo/Paris (pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est)) a publié le rapport "Update on the Current State of Knowledge of the Environmental Impacts of the Location, Operation, and Removal/Disposal of Offshore Wind Farms - Status Report". Le but de ce rapport était de fournir un examen des informations existantes sur le développement de l'éolien offshore et de déterminer l'état actuel des connaissances sur les impacts écologiques de l'OWF. Cela permettrait de donner la priorité aux recherches futures et de mieux cibler les principaux sujets de préoccupation. En 2014, le Royaume-Uni a présenté un projet de mise à jour de l'état actuel des connaissances et des études sur les impacts environnementaux de la localisation, de l'exploitation et de l'enlèvement et de l'élimination de l'OWF (EIHA 13/3/5).

Lors de la réunion du Comité sur l'impact environnemental des activités humaines (EIHA) de 2018, les Pays-Bas ont proposé d'actualiser l'accord OSPAR 2008-03 sur un guide des considérations environnementales pour le développement de parcs éoliens en mer, l'Allemagne proposant de le codiriger plus tard dans l'année. Le Rijkswaterstaat (RWS) a chargé le Royal HaskoningDHV (RHDHV) de fournir une vue d'ensemble des connaissances récentes sur les impacts écologiques possibles de l'OWF sur les espèces et les habitats vivant et protégés par OSPAR et/ou les réglementations de l'Union européenne (UE) dans la région OSPAR en 2018, avec un suivi supplémentaire entrepris en 2019 pour refléter l'état actuel des connaissances à la fin septembre 2019.

Ce document présente une revue de la littérature exposant de nouvelles informations sur les impacts des développements de l'éolien offshore dans la région OSPAR. Il est destiné à être une mise à jour du rapport d'état 2014 produit par le Centre pour les sciences de l'environnement, de la pêche et de l'aquaculture (Cefas) (Wood *et al.* 2014) et, si possible, à combler les lacunes des connaissances qui ont été identifiées en 2014. Si des lacunes en matière de connaissances et des recherches supplémentaires ont été identifiées dans la documentation examinée, elles ont également été incluses dans ce rapport.

Bien que nous ayons pris soin d'inclure les connaissances les plus récentes sur les impacts potentiels liés au développement de l'éolien offshore, il est important de noter que ce document n'est pas considéré comme un aperçu exhaustif de toutes les informations disponibles. Cela est dû à un certain nombre de

facteurs, notamment au fait que la recherche est en constante évolution et qu'une date limite a été fixée à la fin du mois de septembre 2019 pour l'inclusion de ces informations. L'accent a également été mis sur les résultats de la région OSPAR uniquement, toute information qui pourrait être disponible dans d'autres régions telles que les côtes Est et Ouest des Etats-Unis n'a pas été incluse pour le moment. Il a également été supposé que toute information disponible avant la mise à jour de 2014 a été incluse dans le rapport de 2014, les recherches n'ont donc pas été entreprises pour inclure les travaux antérieurs.

1.1 Structure du document

Ce document a été structuré de manière à fournir une vue d'ensemble claire et concise des récepteurs environnementaux touchés par le développement de l'éolien offshore, en se basant sur la documentation fournie au RHDHV en 2018 et 2019 et sur la documentation obtenue par le RHDHV grâce à une recherche en ligne. Dans la mesure du possible, les impacts sur chaque récepteur ont été répartis entre les phases de construction et d'exploitation des OWF. Comme il existe actuellement peu d'informations sur le déclassement des OWF, cette étape de l'évolution n'a été prise en compte que dans certaines sections du présent rapport. Les récepteurs suivants ont été inclus :

- 1 Processus physiques (hydrodynamique, transport des sédiments, qualité de l'eau) ;
- 2 Ornithologie et chauves-souris ;
- 3 Écologie benthique ;
- 4 Écologie des poissons et des crustacés ;
- 5 Mammifères marins ;
- 6 Autres récepteurs ;
- 7 Effets sur les écosystèmes.

Il convient de noter que dans certains cas, les sujets n'ont pas été répartis, car les recherches entreprises ou les résultats présentés sont étroitement liés. C'est également le cas lorsque les impacts sont étroitement liés et qu'il a été jugé approprié de les garder ensemble. Dans ces cas, les impacts ont été laissés tels que rapportés dans la documentation examinée.

1.2 Notre approche

Pour le rapport de 2018, le RHDHV a reçu une liste de la littérature qui a été publiée entre 2014 et 2018 (c'est-à-dire après le rapport de situation de 2014). Une première sélection a été faite parmi les documents fournis. Lorsque les documents n'entraient pas dans le champ d'application, c'est-à-dire qu'ils n'étaient pas liés à l'éolien offshore ou publiés avant 2014, ils n'ont pas été inclus dans la mise à jour (voir **annexe I**).

Dans le cadre de la mise à jour de 2019, une combinaison de la documentation fournie et de la documentation identifiée lors des recherches en ligne a été incluse. Les documents de 2018 et 2019 se trouvent dans les **tableaux 1 et 2, les références** complètes étant fournies dans la section des références, à côté des références tirées de la documentation examinée.

Une fois la sélection des articles effectuée, ceux-ci ont été résumés et organisés par thème récepteur, comme indiqué au point 1.1.

Comme mentionné précédemment, la littérature citée dans ce document n'est en aucun cas exhaustive mais se veut un point de départ auquel des informations supplémentaires peuvent être ajoutées en temps utile.

1.3 Liste de la littérature

1.3.1 Réexamen en 2018

Les documents examinés en 2018 ont été présentés dans le **tableau 1**.

Tableau 1 Articles inclus en 2018

Sujet	Papier
Écologie benthique	Coates <i>et al.</i> 2015 - Récupération macrobenthique rapide après des activités de dragage dans un parc éolien offshore dans la partie belge de la mer du Nord (BPNS)
Écologie benthique	Roberts <i>et al.</i> 2015 - Sensibilité de la moule <i>Mytilus edulis</i> aux vibrations transmises par le substrat en relation avec le bruit d'origine anthropique
Mammifères marins	Brandt <i>et al.</i> 2018 - Perturbation des marsouins communs lors de la construction des sept premiers parcs éoliens offshore en Allemagne
Mammifères marins	Farcas <i>et al.</i> 2016 - Modélisation du bruit sous-marin pour l'évaluation de l'impact environnemental
Mammifères marins	Graham <i>et al.</i> 2017 - Réponses des grands dauphins et des marsouins communs aux bruits d'impact et de vibration lors de la construction d'un port

Sujet	Papier
Mammifères marins	Hastie <i>et al.</i> 2015 - Exposition sonore des phoques communs lors de l'installation d'un parc éolien offshore : prévisions de dommages auditifs
Mammifères marins	Hastie <i>et al.</i> 2016 - Multiple-Pulse Sounds and Seals : Résultats d'une étude de télémétrie sur les phoques communs (<i>Phoca vitulina</i>) pendant la construction d'un parc éolien
Mammifères marins	Jones <i>et al.</i> 2015 - Les schémas d'utilisation de l'espace chez les prédateurs coloniaux marins sympatriques révèlent des échelles de partitionnement spatial
Mammifères marins	Jones <i>et al.</i> 2017 - Utilisation du phoque commun à petite échelle pour une planification spatiale marine éclairée
Mammifères marins	Lucke <i>et al.</i> 2016 - Audience aérienne à basse fréquence chez des phoques communs (<i>Phoca vitulina</i>) en captivité et en liberté, mesurée à l'aide des réponses auditives du tronc cérébral
Mammifères marins	Russell <i>et al.</i> 2014 - Les mammifères marins tracent des structures anthropogéniques en mer
Mammifères marins	Russell <i>et al.</i> 2016 - L'évitement des parcs éoliens par les phoques communs est limité aux activités de battage de pieux

Des sujets multiples	Degraer <i>et al.</i> 2017 - Impacts environnementaux des parcs éoliens offshore dans la partie belge de la mer du Nord : Un mouvement continu vers l'intégration et la quantification
Des sujets multiples	Degraer <i>et al.</i> 2018 - Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea : Évaluation et gestion des sphères d'influence des effets
Des sujets multiples	Schuster <i>et al.</i> 2015 - Consolider l'état des connaissances : Un examen synoptique des effets de l'énergie éolienne sur la faune
Ornithologie	Cleasby <i>et al.</i> 2015 - Suivi tridimensionnel d'un prédateur marin à grande échelle : hauteurs de vol et vulnérabilité aux parcs éoliens offshore
Ornithologie	Koppel & Schuster 2015 - Livre des résumés. Conférence sur l'énergie éolienne et les impacts sur la faune
Ornithologie	Dierschke <i>et al.</i> 2016 - Les oiseaux de mer et les parcs éoliens offshore dans les eaux européennes : Évitement et attraction
Ornithologie	Grecian <i>et al.</i> 2018 - Comprendre l'ontogénie du comportement alimentaire : les enseignements tirés de la combinaison de la bioblogage des prédateurs marins et de l'océanographie dérivée des satellites dans des modèles de Markov cachés

Sujet	Papier
Ornithologie	Ross-Smith <i>et al.</i> 2016a - La télémétrie GPS révèle des différences dans l'écologie alimentaire des Goélands marins nicheurs entre trois colonies de la zone de protection spéciale
Ornithologie	Ross-Smith <i>et al.</i> 2016b - Modélisation des hauteurs de vol des goélands marins et des grands singes à partir du GPS : une approche bayésienne
Ornithologie	Schamoun-Baranes <i>et al.</i> 2017 - Sharing the Aerosphere : Conflits et solutions possibles
Ornithologie	Thaxter <i>et al.</i> 2013 - Connectivité entre les caractéristiques des oiseaux de mer des sites protégés et des parcs éoliens offshore : Goélands marins et Grands Labbes à travers les saisons de reproduction, de migration et de non-reproduction
Ornithologie	Thaxter <i>et al.</i> 2014 - Un essai de trois méthodes d'attache de harnais et leur adéquation pour une utilisation à long terme sur les Goélands nains et les Grands Labbes, le baguage et la migration
Ornithologie	Thaxter <i>et al.</i> 2015 - Les interactions entre les oiseaux de mer et les fermes éoliennes pendant la saison de reproduction varient d'une année à l'autre : Une étude de cas du petit goéland marin <i>Larus fuscus</i> au Royaume-Uni

Ornithologie	Thaxter <i>et al.</i> 2018 - Esquiver les pales : nouvelles perspectives sur l'utilisation de l'espace tridimensionnel des parcs éoliens offshore par le goéland marin <i>Larus fuscus</i>
Ornithologie	Wade <i>et al.</i> 2014 - Mouvements de grands skua (<i>Stercorarius skua</i>) en mer en relation avec les développements des énergies renouvelables marines
Ornithologie	Welcker & Nehls 2016 - Déplacement d'oiseaux marins par un parc éolien offshore en mer du Nord

1.3.2 Réexamen en 2019

Tableau 2 Articles inclus dans la mise à jour de 2019

Sujet	Papier
Chauves-souris	Lagerveld, S., Limpens, H.J.G.A., Schillemans, M.J. & Scholl, M. (2017a). Bat 1 : Estimation des populations de chauves-souris dans le sud de la mer du Nord. Note d'appui au rapport de la ZDV n° 2016.031 Chauves-souris migratrices au sud de la mer du Nord. Wageningen, Wageningen Marine Research (University & Research Centre), Wageningen Marine Research report no. C014.17/Société néerlandaise des mammifères, rapport n° 2017.08. 14 p.
Chauves-souris	Lagerveld, S., Kooistra, G., Otten, G., Meesters, L., Manshanden, J., de Haan, D., Gerla, D., Verhoef, H. & Scholl, M. (2017b). Analyse du vol des chauves-souris autour des éoliennes - une étude de faisabilité ; Wageningen, Wageningen Marine Research (University & Research Centre), Wageningen Marine Research rapport C026/17. 40 p.
Chauves-souris	Limpens, H.J.G.A., Lagerveld, S., Ahlén, I., Anxionnat, D., Aughney, T., Baagøe, H.J., Bach, L., Bach, P., Boshamer, J.P.C., Boughey, K., Le Campion, T., Christensen, M., Dekker, J.J.A. Douma, T., Dubourg-Savage, M.-J., Durinck, J., Elmeros, M., Haarsma, A.-J., Haddow, J., Hargreaves, D., Hurst, J., Jansen, E.A., Johansen, T.W., de Jong, J., Jouan, D., van der Kooij, J., Kyheroinen, E.-M., Mathews, F., Michaelsen, T.C., Møller, J.D., Pētersons, G., Roche, N., Rodrigues, L., Russ, J., Smits, Q., Swift, S., Fjederholt, E.T., Twisk, P., Vandendriesche B. & Schillemans, M.J. (2017). Les chauves-souris en migration dans le sud de la mer du Nord - Approche d'une estimation des populations de chauves-souris en migration dans le sud de la mer du Nord. Rapport 2016.031. Zoogdiervereniging (Société néerlandaise des mammifères), Nijmegen/ Wageningen Recherche marine
Chauves-souris	Lagerveld, S., Gerla, D., van der Wal, J.T., de Vries, P., Brabant, R., Stienen, E., Deneudt, K., Manshanden, J. & Scholl, M. (2017c). Présence spatiale et temporelle des chauves-souris dans la zone méridionale de la mer du Nord. Wageningen Marine Research (University & Research centre), Wageningen Marine Research report C090/17 ; 52 p.

Chauves-souris	Lagerveld, S., Janssen, R., Manshanden, J., Haarsma, A-J., de Vries, S., Brabant, R. & Scholl, M. (2017d). Telemetry for migratory bats - a feasibility study ; Wageningen, Wageningen Marine Research (University & Research Centre), Wageningen Marine Research report C011/17. 47 p.
Écologie benthique	Floeter, J., van Beusekom, J.E.E., Auch, D., Callies, U., Carpenter, J., Dudeck, T., Eberle, S., Eckhardt, A., Gloe, D., Hänselmann, K., Hufnagl, M., Janßen, Lenhart, H., Möller, K.O., North, R.P, Pohlmann, T., Reithmüller, R., Schulz, S., Spreizenbarth, S., Temming, A., Walkter, B., Zielinski, O et Möllmann, C (2017) Pelagic effects of offshore wind farm foundations in the stratified North Sea. Progress in Oceanography 156 (2017) 154-173.

Sujet	Papier
Écologie benthique	Leewis, L., P.M. van Bodegom, J. Rozema, G.M. Janssen, 2012, Le rechargement des plages a-t-il des effets à long terme sur l'abondance des espèces de macro-invertébrés intertidales ? Estuarine, Coastal and Shelf Science 113, 172-181
Écologie benthique	Bicknell, A.W.J., Sheehan, E, V., Godley, B.J., Doherty, P.D., Witt, M. J (2019) Évaluation de l'impact des infrastructures introduites en mer avec des caméras : Une étude de cas pour l'échelle spatiale, le temps et la puissance statistique. Recherche sur l'environnement marin 147 (2019) 127-137.
Écologie benthique	Jak, R., et Glorius, S (2017) Macrobenthos in offshore wind farms : Une revue de la recherche, des résultats et de la pertinence pour les développements futurs. Université de Wageningen et rapport de recherche C043/17.
Écologie benthique	Fowler, A.M., Jørgensen, A.M., Coolen, J.W.P., Jones, D.O.B., Svendsen, J.C., Brabant, R., Rumes, B et Degraer, S (2019) The ecology of infrastructure decommissioning in the North Sea : what we need to know and how to achieve it. ICES Journal of Marine Science (2019) doi:10.1093/icesjms/fsz143.
Écologie benthique	Coolen, J.W.P., Lengkeek, W., van der Have, T et Bittner, O (2019) Upscaling positive effects of scour protection in offshore wind farms : Analyse rapide des possibilités d'accroître les effets positifs de la protection contre l'affouillement sur la macrofaune benthique et les espèces de poissons associées. Université de Wageningen et rapport de recherche C008/19.
Écologie benthique	Coolen, J.W.P., van der Weide, B., Cuperus, J., Blomberg, M., Van Moorsel, G.W.N.M., Faasse, M.A., Bos, O.G., Degraer, S et Lindeboom, H.K (2018a) Biodiversité benthique sur les anciennes plates-formes, les jeunes parcs éoliens et les récifs rocheux. ICES Journal of Marine Science. doi:10.1093/icesjms/fsy092

Écologie benthique	Dannheim, J., Bergström., Birchenoff, S.N.R., Brzana, R., Boon, A.R., Coolen, J.W.P., Dauvin, J.C., De Mesel, I., Dorweduwen, J., Gill, A.B, Hutchison, Z.L, Jackson, A.C., Janas, U., Martin, G., Raoux (A., Reubens, J., Rostin, L., Vanaverbeke, J., Wilding, T.A., Wilhelmsson, D et Degraer, S (2019) Benthic effects of offshore renewables : identification of knowledge gaps and urgently needed research. ICES Journal of Marine Science. doi:10.1093/icesjms/fsz018.
Fish et l'écologie desFish coquillages	Weilgart, L. (2018). L'impact de la pollution sonore des océans sur les poissons et les invertébrés. Oceancare & Université de Dalhousie. 1er mai 2018.
Fish et l'écologie desFish coquillages	Popper, A. & Hawkins, A. (2018). Un aperçu de la bioacoustique des poissons et des impacts des sons anthropiques sur les poissons. Journal of Fish Biology, 94(5), pp692-713.

Sujet	Papier
Fish et l'écologie desFish coquillages	Boyle, G., New, P. (2018). ORJIP Impacts de l'empilage sur les poissons dans les sites éoliens offshore : Rassemblement des informations sur les populations, analyse des lacunes et évaluation des options d'atténuation. Rapport final - juin 2018. The Carbon Trust. Royaume-Uni. 247 pages.
Fish et l'écologie desFish coquillages	Snoek, R., de Swart, R., Didderen, K., Lengkeek, W. & Teunis, M. (2016). Effets potentiels des champs électromagnétiques dans la mer du Nord néerlandaise. Phase 1 : Étude documentaire. Rijkswaterstaat Water.
Fish et l'écologie desFish coquillages	Scott, K., Harsanyi, P. & Lyndon, A. (2018). Comprendre les effets des émissions de champs électromagnétiques des dispositifs marins d'énergie renouvelable (MRED) sur le crabe tourteau d'importance commerciale, <i>Cancer pagurus</i> (L.). Avant. Mar. Sci. Conference Abstract : IMMR'18 International Meeting on Marine Research 2018. doi : 10.3389/conf.FMARS.2018.06.00105
Fish et l'écologie desFish coquillages	Bolle, L., de Jong, C., Bierman, S., de Haan, D., Huijjer, T., Kaptein, D., Lohman, M., Tribuhl, S., van Beek, P., van Keeken, O, Wessels, P. & Winter, E. (2011). Liste restreinte du Masterplan Wind. Effet de l'empilement du bruit sur la survie des larves de poisson (étude pilote). Institute for Marine Resources & Ecosystem Studies, juin 2011.
Fish et l'écologie desFish coquillages	Tonk, L. & Rozemeijer, M. (2019). Écologie du crabe brun (<i>Cancer pagaurus</i>) et potentiel de production pour la pêche passive dans les parcs éoliens offshore néerlandais. Wageningen Marine Research, juillet 2019.
Mammifères marins	Graham, I. M., Merchant, N. D., Farcas, A., Barton, T. R., Cheney, B., Bono, S. et Thompson, P. M. 2019. Les réactions des marsouins communs au battage de pieux diminuent avec le temps. Royal Society Open Science, 6 : 190335.
Mammifères marins	Kastelein, R. A., Hoek, L., Kommeren, A., Covi, J. et Gransier, R. (2018). "Effet des bruits de battage de pieux sur l'ouïe des phoques communs (<i>Phoca vitulina</i>)", J. Acoust. Soc. 143, 3583-3594.

Mammifères marins	Rose, A., Brandt, M.J., Vilela, R., Diederichs, A., Schubert, A., Kosarev, V., Nehls, G. et Freund, C.K., Effects of noise-mitigated offshore pile driving on harbour porpoise abundance in the German Bight 2014-2016 (Gescha 2). Évaluation des effets du bruit. Rapport final Husum, juin 2019, préparé pour l'Arbeitsgemeinschaft OffshoreWind e.V
Mammifères marins	Southall, B.L., Finneran, J.J., Reichmuth, C., Nachtigall, P.E., Ketten, D.R., Bowles, A.E., Ellison, W.T., Nowacek, D.P. et Tyack, P.L., 2019. Critères d'exposition au bruit des mammifères marins : recommandations scientifiques actualisées concernant les effets auditifs résiduels. <i>Aquatic Mammals</i> , 45(2), pp.125-232.

Sujet	Papier
Mammifères marins	Verfuss, U.K., Sinclair, R.R. & Sparling, C.E. 2019. Une étude des systèmes de réduction du bruit pour la construction de parcs éoliens offshore, et le potentiel de leur application dans les eaux écossaises. Rapport de recherche sur le patrimoine naturel écossais n° 1070.
Des sujets multiples	Deltares (2018) Évaluation des effets systémiques de la mise en œuvre à grande échelle de l'éolien offshore dans le sud de la mer du Nord
Des sujets multiples	Raoux, A., Lassalle, G., Pezy, J.P., Tecchio, S., Safi, G., Ernande, B., Mazé, C., Le Loc'H, F., Lequesne, J., Girardin, V. (2019) Measuring sensitivity of two OSPAR indicators for a coastal food web model under offshore wind farm construction. <i>Ecological Indicators</i> , Elsevier, 2019, 96, pp.728-738. 10.1016/j.ecolind.2018.07.014. hal-01938892
Ornithologie	Rebke, M., Dierschke, V., Weiner, C.N., Aumüller, R., Hill, K. et Hill, R., 2019. Attraction des oiseaux migrateurs nocturnes par la lumière artificielle : L'influence de la couleur, de l'intensité et du mode de clignotement dans différentes conditions de couverture nuageuse. <i>Biological Conservation</i> , 233, pp.220-227.
Ornithologie	Mendel, B., Schwemmer, P., Peschko, V., Müller, S., Schwemmer, H., Mercker, M. et Garthe, S., 2019. Les parcs éoliens offshore opérationnels et le trafic maritime associé entraînent de profonds changements dans les schémas de distribution des huards (<i>Gavia</i> spp.). <i>Journal of environmental management</i> , 231, pp.429-438.
Ornithologie	Fox, A.D. et Petersen, I.K., 2019. Les parcs éoliens en mer et leurs effets sur les oiseaux. <i>Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift</i> , 113, pp.86-101.
Ornithologie	Furness, R.W., Garthe, S., Trinder, M., Matthiopoulos, J., Wanless, S. et Jeglinski, J., 2018. Activité de vol nocturne des fous de <i>Bassan Morus bassanus</i> et implications pour la modélisation du risque de collision dans les parcs éoliens offshore. <i>Environmental Impact Assessment Review</i> , 73, pp.1-6.
Ornithologie	Cleasby, I.R., Owen, E., Wilson, L.J. et Bolton, M., 2018. Rapport de recherche de la RSPB 63 septembre 2018.

Ornithologie	Miller, J.A., Furness, R.W., Trinder, M. et Matthiopoulos, J., 2019. La sensibilité des populations d'oiseaux de mer à la dépendance de la densité, à la stochasticité environnementale et à la mortalité anthropogénique. <i>Journal of Applied Ecology</i> , 56(9), pp.2118-2130.
Ornithologie	Searle, K.R., Mobbs, D.C., Butler, A., Furness, R.W., Trinder, M.N. et Daunt, F., 2018. Découvrir le sort des oiseaux déplacés. Rapport de CEH à Marine Scotland FCR/2015/19.

Sujet	Papier
Ornithologie	Vallejo, G.C., Grellier, K., Nelson, E.J., McGregor, R.M., Canning, S.J., Caryl, F.M. et McLean, N., 2017. Réponses de deux prédateurs marins supérieurs à un parc éolien offshore. <i>Ecologie et évolution</i> , 7(21), pp.8698-8708.
Ornithologie	Bowgen, K. et Cook, A., 2018. Rapport JNCC n° 614.
Ornithologie	Fox, A.D. et Petersen, I.K., 2019. Les parcs éoliens en mer et leurs effets sur les oiseaux. <i>Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift</i> , 113, pp.86-101.
Ornithologie	Perrow, M. ed., 2019a. <i>Wildlife and Wind Farms-Conflicts and Solutions, Volume 3 : Offshore : Potential Effects</i> . Pelagic Publishing Ltd.
Ornithologie	Perrow, M. ed., 2019b. <i>Wildlife and Wind Farms-Conflicts and Solutions, Volume 3 : Offshore : Monitoring and Mitigation</i> . Publishing Ltd.
Ornithologie	Thaxter, C.B., Ross-Smith, V.H., Bouten, W., Masden, E.A., Clark, N.A., Conway, G.J., Barber, L., Clewley, G.D. et Burton, N.H., 2018. Esquiver les pales : de nouvelles perspectives sur l'utilisation de l'espace tridimensionnel des parcs éoliens offshore par les mouettes à dos noir <i>Larus fuscus</i> . <i>Marine Ecology Progress Series</i> , 587, pp.247-253.

2 Processus physiques (hydrodynamique, transport des sédiments, qualité de l'eau)

2.1 Construction

La documentation examinée ne contenait pas d'informations sur l'impact potentiel du développement de l'éolien offshore sur les processus physiques pendant la phase de construction¹. Plus précisément, aucune information n'a été fournie sur :

- l'augmentation des concentrations de sédiments en suspension
- Détérioration de la qualité de l'eau due à la remise en suspension de sédiments contaminés.

2.2 Fonctionnement et entretien

2.2.1 Détérioration de la qualité de l'eau et des sédiments due à la contamination

Une étude réalisée par Shuster *et al.* (2015) a montré que le risque de contamination par des fuites ou des déversements augmente en raison du risque plus élevé de collision entre navires au sein de l'OWF, ainsi que de l'utilisation de fluides hydrauliques provenant de dispositifs opérationnels (Schuster *et al.* 2015). Les effets de la remise en suspension de sédiments potentiellement pollués ainsi que de la turbidité pendant la construction et le câblage ne peuvent pas être ignorés, mais sont de courte durée. Contamination par des polluants

¹ Les commentaires reçus sur ce document ont identifié d'autres documents qui pourraient être inclus dans de futures mises à jour, notamment Forster (2018) et ses références. Les examinateurs ont également reconnu que les informations ne sont pas toujours disponibles sous forme de littérature publiée, mais qu'il est possible d'accéder à ces sources. Il est recommandé d'approfondir cette question avec Natural England qui a fourni les commentaires et de prendre des mesures pour inclure ces informations dans les futures mises à jour. Ces inclusions fourniraient des informations sur les sillages de sédiments en suspension turbides observés en aval des turbines, les sédiments en suspension provenant de l'installation de câbles et l'interruption potentielle des processus côtiers due à la protection des câbles et au dégagement des vagues de sable.

pourrait affecter la santé et le succès de la reproduction des espèces, et aussi indirectement en raison d'une accumulation au sein du réseau alimentaire (Simms et Ross 2000 dans Shuster *et al.* (2015)).

La contamination des sédiments et de la qualité de l'eau peut également se produire en fonction du matériau utilisé pour la protection contre l'affouillement. La protection contre l'affouillement visant à atténuer l'érosion des fonds marins autour des fondations des turbines, constituées de roches et de blocs naturels, est une mesure couramment utilisée pour améliorer la stabilité des éoliennes offshore dans les eaux européennes (Sturm *et al.* (2015) dans Koppel et Schuster (2015)). Comme alternative à la protection naturelle contre l'affouillement lithogénique, des conteneurs géotextiles remplis de sable et composés de polymères synthétiques sont de plus en plus utilisés. Les polymères synthétiques contiennent une variété de substances chimiques qui ont été ajoutées au cours du processus de production afin d'améliorer les propriétés mécaniques et la durabilité du polymère. Certains de ces additifs sont connus pour être dangereux pour les organismes marins et l'homme et peuvent provoquer des perturbations endocriniennes ou des cancers. Sturm *et al.* ont essayé de quantifier la libération de ces substances chimiques dangereuses dans des conditions *in situ* dans l'environnement marin, mais cela n'a pas été possible jusqu'à présent. Dans des conditions de laboratoire contrôlées, Sturm *et al.* ont mené des expériences avec huit matériaux géotextiles différents couramment utilisés pour la protection des côtes, tant sur les rivages limniques que marins. Les résultats ont montré que des additifs plastiques potentiellement dangereux comme les plastifiants et les filtres UV étaient lessivés par agitation avec de l'eau de mer pendant au moins 24 heures, ce qui indique que les géotextiles, employés dans le milieu marin pour la stabilisation des sédiments et les constructions anthropiques, libèrent des produits chimiques dangereux pour l'environnement. Les matériaux géotextiles, en particulier les tissus non tissés, utilisés comme protection contre l'affouillement autour des fondations des turbines peuvent attirer un biote diversifié composé d'invertébrés et de poissons mobiles et sessiles. On peut supposer que les produits chimiques des géotextiles s'accumulent dans les organismes associés. ²

2.2.2 Changements de vague

En utilisant un certain nombre de calculs de modèles de vagues idéalisés, des interactions ont été identifiées entre les OWF et la ressource éolienne et comment cela affecte la formation des vagues (Deltares, 2018). Il a été constaté que les effets sont généralement évalués comme étant locaux. Cependant, le développement à grande échelle des OWF peut avoir des effets (encore mal quantifiés) sur le transfert vertical d'énergie de la haute atmosphère vers les OWF, avec un impact sur le vent et les vagues. On considère qu'un changement de 5 % de la vitesse du vent peut entraîner un changement de 5 à 10 % de la hauteur significative des vagues. En outre, les structures à l'intérieur d'un OWF peuvent également avoir un impact sur la propagation des vagues, ce qui entraîne la diffraction des vagues.

2.2.3 Marées et courants

Il a été démontré que les vitesses horizontales augmentent sur les côtés de chaque fondation et diminuent sur la face inférieure de la fondation (Clark *et al.*, 2014). L'impact diminue avec la distance par rapport aux fondations mais peut s'étendre sur des centaines de mètres avec des changements plus importants dans la partie supérieure de la colonne d'eau (Cazenave *et al.*, 2016). L'influence exacte d'un parc éolien sur les courants dépend de la conception et de l'angle d'incidence entre le courant et le vent (Zhang *et al.*, 2009). Les vitesses verticales sont également influencées par la fondation avec un flux descendant en amont de la fondation et un flux ascendant en aval de la fondation. L'effet le plus fort se situe dans la partie inférieure de la colonne d'eau (à partir de 10 m de profondeur jusqu'au fond de la mer). L'eau stratifiée connaîtra des vitesses verticales plus faibles que les eaux entièrement mélangées en raison de l'énergie accrue nécessaire pour surmonter le gradient de densité.

Cazenave *et al.* (2016) ont montré que la construction de parcs éoliens offshore en mer d'Irlande peut avoir des impacts à grande échelle et modifier l'amplitude des marées sur les côtes en particulier (>2%), mais aussi au large. Ceci a été calculé à partir d'un modèle utilisant l'analyse de séries chronologiques de données sur les rendements en CO₂ du Balt de Liverpool. Effets à grande échelle

²Les commentaires reçus sur ce document ont identifié d'autres documents qui pourraient être inclus dans de futures mises à jour, notamment Kirchgeorg *et al.* 2018 sur l'effet des systèmes de protection contre la corrosion dans les OWF.

se trouvent en particulier à proximité des points amphidromiques³, ce qui peut refléter les limites du modèle ou résulter du fait que l'amplitude absolue à proximité de ces points est proche de zéro. Des effets similaires sont constatés pour la construction de turbines à marée (De Dominicis *et al.*, 2017) avec une augmentation des marées près des turbines, tandis que les effets de champ lointain montrent une diminution des marées de l'ordre de 2 cm.

2.2.4 Dissipation de l'énergie marémotrice

Les fondations des éoliennes et la protection contre l'affouillement entraînent la production de turbulences. Des niveaux de dissipation élevés sont généralement observés près de la surface de l'eau et près du fond de la mer, ce qui s'explique par les turbulences causées par la traînée du vent et le frottement du fond des courants de marée (Schultze *et al.*, 2017). Carpenter *et al.* (2016) ont constaté que la turbulence induite par les parcs éoliens est égale à 4-20% de la turbulence produite au fond (par unité de surface). Cette turbulence augmente de façon linéaire avec la profondeur. Cela implique que l'énergie totale extraite des marées pourrait être significative.

2.2.5 Accumulation des effets

En raison des nombreux mécanismes de rétroaction et des interconnexions dans les systèmes, il est difficile d'évaluer si les effets s'accumuleront et de donner une estimation de l'impact global de la construction de parcs éoliens sur l'hydrodynamique en mer du Nord. De nombreux effets de la construction des OWF, tels que les changements dans les vitesses d'écoulement et la production de turbulences, seront des effets de champ proche qui agiront à l'échelle locale. Toutefois, les effets à l'échelle locale peuvent se propager dans le système et, de ce fait, avoir un effet de champ lointain, comme l'illustrent par exemple Cazenave *et al.* (2016) et De Dominicis *et al.* (2017).

En général, plus le nombre d'éoliennes offshore est important, plus l'énergie marémotrice sera dissipée et donc plus l'impact sur l'hydrodynamique sera important. Cependant :

- Les impacts sur l'amplitude des marées peuvent avoir de grandes variations spatiales qui sont difficiles à prévoir.
- Une modification de l'emplacement du point amphidromique peut entraîner des changements relatifs

importants.

- Plus l'eau est profonde, plus la dissipation d'énergie est importante.
- La dissipation par le frottement du fond est plus faible dans les zones plus profondes, l'impact relatif de la profondeur de l'eau devrait donc être encore plus important.

La manière dont les effets hydrodynamiques s'accumuleront peut également dépendre de l'emplacement du parc éolien, la marée et le vent agissant sur une courte échelle de temps et les schémas de circulation à grande échelle sur des échelles de temps plus importantes.

Diverses études montrent que les effets peuvent se produire loin des parcs éoliens et que les impacts des fondations individuelles peuvent être amplifiés lorsqu'ils se propagent à travers les systèmes. Par conséquent, Deltares (2018) ne peut pas exclure que la construction de parcs éoliens à grande échelle puisse entraîner des changements importants dans les marées et les courants.

2.2.6 Ressources éoliennes

Deltares (2018) présente un certain nombre d'impacts sur la ressource éolienne et le comportement des sites OWF. Sauf indication contraire, les informations présentées dans cette section sur la ressource éolienne proviennent du rapport Deltares (2018). Elles ont toutes un impact sur la disponibilité du vent au sein de l'OWF et des impacts plus larges sur d'autres OWF dans la région.

Coup d'envoi

Les OWF récoltent l'énergie éolienne et ralentissent ainsi la vitesse du vent à la hauteur du moyeu (momentum sink), créant des sillages du côté sous le vent. Le vent derrière les éoliennes individuelles augmente alors à nouveau. Cependant, il est en grande partie

³ Un point amphidromique est un emplacement géographique qui a une amplitude de marée nulle pour une composante harmonique de la marée. L'amplitude de la marée à partir de ce constituant harmonique augmente avec la distance à partir de ce point.

dépend de la capacité de l'atmosphère à se mélanger à des niveaux plus élevés non affectés par les turbines pour déterminer la rapidité avec laquelle cela se produit. Les points clés à prendre en compte sont les suivants :

- Les sillages s'étendront davantage à 10 m de hauteur qu'à la hauteur du moyeu (la vitesse du vent se rétablit d'abord à des altitudes plus élevées, puis vers le bas). Au niveau de la surface de la mer, les sillages s'étendront encore plus loin.
- Les effets du sillage se produisent en aval d'une éolienne ou d'un OWF. Cela fait de la rose des vents (distribution de la direction et de la vitesse du vent) et plus précisément de la direction du vent dominant la clé.
- À 10 m de hauteur, le sillage d'une turbine ne sera visible qu'à une certaine distance derrière celle-ci (en fonction du type de turbine et de la vitesse du vent). C'est pourquoi, à 10 m de hauteur, les effets de sillage sont probablement absents au niveau des premières rangées de turbines en amont d'un parc éolien.

Mixage

En général, les éoliennes en fonctionnement transforment les profils de vent stables en profils de vent moins stables ou neutres. Les profils de vent neutres/instables resteront neutres/instables. En mer, la température de la surface de la mer (en dessous) et la température de l'air (au-dessus) déterminent la stabilité. Le transfert turbulent de l'impulsion des vitesses plus élevées à des niveaux plus élevés (malgré l'extraction de l'impulsion par le rotor) peut entraîner une augmentation de la vitesse du vent à la surface (Cui *et al.*, 2015, Mittelmeier *et al.*, 2017 et Remco Verzijlbergh, communication personnelle citée dans Deltares, 2018).

Effet de blocage

Les éoliennes forment des obstacles que le vent doit contourner. Cela ralentit le vent devant les éoliennes et l'accélère sur les côtés. Pour une seule éolienne, cet effet se manifesterait sous la forme d'un anneau à vitesse accrue juste à l'extérieur du disque de la zone balayée par le rotor. Au niveau de la première ou des premières rangées d'éoliennes, cet effet ne sera pas remarqué au niveau de la surface de la mer, mais l'effet de l'obstacle (la fondation ou autre structure supportant l'éolienne) sera perceptible, puisque l'effet se propage vers le bas (et vers le haut). Cet effet disparaîtra très probablement avant que le flux n'atteigne l'éolienne suivante (à une distance correspondant généralement à 7 fois le diamètre du rotor de l'éolienne). L'inclusion de l'effet de la rotation des pales du rotor sur le flux rend la situation beaucoup plus compliquée. Pour les parcs éoliens dans leur ensemble, ou les groupes de plusieurs parcs éoliens, les effets de blocage peuvent également jouer un rôle important dans la modification de la vitesse du vent .

Effets de champ lointains

À mesure que la taille des OWF augmentera, plusieurs turbines commenceront à interagir les unes avec les autres au sein de l'OWF. Les sillages turbulents réduisent l'efficacité des turbines en aval, ce qui est pris en compte dans la conception des OWF. Dans le même temps, le blocage devient relativement plus important, ce qui affecte la conception des OWF les unes par rapport aux autres. L'extraction/le retrait du moment devient plus important à mesure que la taille du parc éolien et des turbines augmente, ce qui entraîne une diminution de la vitesse du vent en aval de l'OWF au niveau de la surface de la mer. Les différences entre les éoliennes au vent et les éoliennes sous le vent deviennent perceptibles si l'énergie ne peut pas être remplacée entre les éoliennes.

2.2.7 Stratification et mélange des eaux

Lorsque l'eau s'écoule le long des fondations, cela entraîne un mélange accru de la colonne d'eau et une diminution de la stratification, ce qui améliore le transport vertical de l'eau. Dans une étude de Carpenter *et al.* (2016), les éoliennes situées près du front de mélange des marées ont suffisamment modifié l'hydrodynamique pour diminuer la stratification de 5 à 15 %. En utilisant une approche de modélisation idéalisée, Carpenter *et al.* (2016) ont montré que la construction à grande échelle de parcs éoliens pourrait avoir un impact sur la stratification à grande échelle. Pour les parcs éoliens actuels d'une échelle spatiale de 10 km², l'effet est limité, mais il pourrait devenir très significatif lorsque les parcs seront étendus à une échelle de ~100 km².

Floeter *et al.* (2017) ont constaté qu'à l'intérieur d'un parc éolien, l'indice de stratification était nettement plus faible qu'à l'extérieur, l'effet sur la stratification semblant s'étendre sur environ 15 km au-delà du parc éolien dans la direction du courant. Ces caractéristiques pourraient être attribuées avec certitude à la présence des OWF présents.

De tels effets devraient se produire dans des zones qui sont stratifiées de manière intermittente ou saisonnière, donc principalement pendant la saison estivale (environ de mars à septembre). Les zones qui sont stratifiées de façon permanente ne sont probablement pas faciles à mélanger en raison de la forte stratification présente. L'évaluation est que les parcs éoliens ne créent pas suffisamment d'énergie turbulente pour éliminer la stratification dans ces zones.

2.2.8 Les lacunes en matière de connaissances

Les informations fournies ci-dessus sur les impacts du développement de l'éolien offshore sur les processus physiques identifient également un certain nombre de lacunes dans les connaissances ou de recommandations. Par souci de clarté, ces lacunes ont été retirées et sont résumées ci-dessous⁴ :

- La plupart des recherches sur les processus physiques ont été entreprises pour des OWF uniques et non à grande échelle. Il convient donc d'être prudent dans l'interprétation des informations présentées dans l'état actuel des connaissances et de poursuivre la modélisation et

l'interprétation des effets à plus grande échelle (Deltares 2018).

- Bien que la mer du Nord soit l'une des mers les plus étudiées au monde et qu'il existe une bonne compréhension du système de la mer du Nord et des processus hydrodynamiques qui déterminent les marées et les courants, plusieurs sujets nécessitent des recherches plus approfondies. Il s'agit notamment du couplage de l'hydrodynamique avec la qualité de l'eau et les écosystèmes, de l'échange de momentum entre l'atmosphère et l'océan qui est déterminé par l'influence des vagues sur la rugosité de surface, de l'échange et du transport entre le plateau et l'eau océanique, et de la production de turbulences et de l'influence sur la traînée du fond. Néanmoins, les méthodologies et les connaissances actuelles de pointe sont suffisantes pour étudier les effets hydrodynamiques du développement à grande échelle des parcs éoliens en mer du Nord. En principe, tous les instruments nécessaires à la réalisation d'une étude approfondie sont disponibles.
- Deltares (2018) a identifié un manque de connaissances concernant l'impact très débattu du développement à grande échelle de parcs éoliens (offshore) atteignant les limites de la quantité d'énergie cinétique transférée des couches atmosphériques supérieures au niveau du parc éolien. Il existe de grandes incertitudes sur le taux et les mécanismes du transport vertical de l'énergie cinétique, et les niveaux de connaissance et les outils de modélisation actuels ne permettent pas de quantifier correctement ce transfert vertical. Cependant, étant donné que les plans d'énergie éolienne à grande échelle pour la mer du Nord risquent de s'approcher de cette limite (très débattue), et les éventuelles répercussions régionales sur le fonctionnement des écosystèmes, c'est un sujet qui mérite des mesures plus approfondies et plus détaillées et le développement de la modélisation (Dupont et al., 2018).

3 Ornithologie et chauves-souris⁵

Le déplacement est la perte (ou l'utilisation réduite) de la zone du parc éolien à des fins d'alimentation, de perchage, etc.

L'effet de barrière se produit lorsque des oiseaux qui auraient auparavant transité par le parc éolien (par exemple, lors des déplacements entre la colonie de nidification et les zones d'alimentation) empruntent un itinéraire de vol qui contourne le parc éolien.

L'évitement comprend l'évitement des rotors de turbine et l'évitement du parc éolien

⁴Les commentaires reçus au sujet de ce document ont permis d'identifier d'autres lacunes dans les connaissances, notamment en ce qui concerne l'impact de la protection des roches ou des turbines sur la forme et le fonctionnement des bancs de sable. *Natural England a inclus une recommandation d'examiner les résultats dans Pidduck et al. (2017).*

⁵Les commentaires reçus sur ce document ont permis d'identifier d'autres documents qui pourraient être inclus dans les futures mises à jour, notamment Allen et al. (2020).

3.1 Construction

3.1.1 Perturbation due aux activités humaines

Mendel *et al.* (2019) ont étudié les impacts de la construction d'OWF et du trafic maritime sur la répartition des huards (*Gavia spp.*) en mer du Nord. Ils ont utilisé un modèle de bateau et ont découvert que le trafic maritime avait des impacts négatifs importants sur les huards. C'est la première preuve des effets étendus des OWF et des navires sur une grande échelle spatiale.

Bien qu'ils ne soient pas spécifiquement liés au développement d'OWF, Miller *et al.* (2019) ont été inclus dans cette analyse documentaire, car les résultats peuvent être utiles dans de futures évaluations d'impact pour OWF. Miller *et ses collègues* (2019) ont utilisé des modèles bayésiens de l'espace national

adaptés aux séries chronologiques de trois populations d'oiseaux de mer sympatriques (le fou de Bassan *Morus bassanus* L., la mouette tridactyle *Rissa tridactyla* L. et le guillemot à miroir *Uria aalge* Pontoppidan) ayant des histoires de vie différentes.

Miller *et al.* ont utilisé un modèle réaliste de viabilité de la population pour divers scénarios de mortalité anthropique, à la fois proportionnellement et sous forme de quota fixe, en utilisant l'élimination biologique potentielle. Le modèle s'est révélé être un outil efficace pour déterminer les facteurs environnementaux qui régulent la croissance de la population et un outil réaliste pour déterminer les impacts des activités anthropiques sur une population en tenant compte de l'influence des facteurs naturels. Le document a souligné la nécessité de prendre en compte le risque de surprécaution (contrainte économique) et de sous-précaution (populations en danger) lorsque la régulation environnementale naturelle n'est pas prise en compte lors de la modélisation de la population pour l'évaluation des impacts.

3.1.2 Attraction par la lumière

Les sources de lumière artificielle sont utilisées pendant la phase de construction des OWF lorsque l'on travaille en dehors des heures de jour (Rebke *et al.*, 2019). Ces sources de lumière peuvent attirer les oiseaux de mer qui se nourrissent la nuit. En outre, une étude systématique de la littérature a révélé que des conditions météorologiques spécifiques telles que des nuages épais, du brouillard et de la bruine sont responsables de la concentration des oiseaux autour des lumières artificielles. Des preuves anecdotiques de l'attraction des oiseaux pour la lumière ont été trouvées, bien qu'un manque de connaissances ait été identifié pour une étude à long terme examinant l'effet de différentes caractéristiques de la lumière en combinaison avec des facteurs environnementaux pouvant influencer le comportement des oiseaux migrants.

Pour combler ce manque de connaissances, Rebke *et al.* (2019) ont mené une expérience de projecteurs sur une île de la mer du Nord. Les oiseaux ont été exposés à des combinaisons de couleurs de lumière (rouge, jaune, vert, bleu, blanc), d'intensité (demi, plein) et de mode de clignotement (intermittent, continu) tout en mesurant le nombre d'oiseaux à chaque source de lumière. Ils ont déterminé qu'aucune variante de lumière n'était constamment évitée. L'intensité n'a pas influencé le nombre d'oiseaux attirés, cependant, les oiseaux ont été davantage attirés vers un éclairage continu que vers un éclairage clignotant, lorsque les étoiles n'étaient pas visibles. La lumière verte, bleue et blanche continue attirait beaucoup plus d'oiseaux que la lumière rouge continue par temps couvert.

3.1.3 Déplacement / effet de barrière

Comme indiqué dans Koppel et Schuster (2015), Baarsch *et al.* (2015) ont étudié la communauté aviaire de l'OWF allemand BARD Offshore 1, situé à environ 80 km au nord de Borkum. Ils se sont penchés plus particulièrement sur deux espèces d'oiseaux du large : le guillemot à miroir (*Uria aalge*) et le fulmar boréal (*Fulmarus glacialis*). Les deux espèces présentent un schéma de distribution saisonnier distinct avec des densités plus élevées en été, qui coïncide avec la dispersion synchronisée post-nuptiale des jeunes guillemots. Les résultats montrent que les densités de guillemots et de fulmars boréaux ont diminué dans la zone OWF pendant la construction par rapport à la zone de référence. Les densités d'oiseaux les plus élevées ont été observées dans la zone de référence pendant et après la construction. Cela indique un comportement d'évitement local des deux espèces, qui a entraîné un déplacement à petite échelle du site (de construction) du parc éolien offshore "BARD Offshore 1".

Une étude de 10 ans examinant les effets de toutes les phases de la FCO de Robin Rigg sur le guillemot commun a été entreprise par Vallejo *et al.* (2017)⁶. Seuls les guillemots enregistrés "en mer" ont été inclus dans l'analyse, et les oiseaux "en vol" ont été exclus de l'analyse car on ne savait pas si les oiseaux "en vol" passaient par la zone d'étude ou utilisaient activement l'habitat. L'étude a montré que l'abondance relative du guillemot commun était similaire dans les phases de pré-construction, de construction et d'exploitation (Vallejo *et al.*, 2017).

Searle *et al.* (2018) ont mis au point un outil permettant d'estimer le coût du déplacement et des effets de barrière pour les oiseaux de mer en termes de changements dans la survie et la productivité des adultes. Cet outil, appelé "SeabORD", fonctionne avec MATLAB Runtime et a été développé pendant la période d'élevage des poussins de guillemot, de petit pingouin, de macareux moine et de mouette tridactyle dans la région de Forth et Tay, dans le sud-est de l'Écosse. Le modèle permet de traduire les données d'enquête spatiale des sites de l'OWF en conséquences démographiques au niveau de la population et permet d'intégrer les informations sur le renouvellement des individus utilisant la zone avec le sort des différents oiseaux. Le modèle a été testé pour trois OWF fictifs de tailles différentes à des distances variables des colonies de reproduction pour toutes les colonies de ZPS de la région de Forth et Tay (Buchan Ness, Fowlsheugh, îles Forth, St Abbs Head). Des tests ont également été effectués pour déterminer les effets cumulatifs.

Les résultats de Searle *et al.* (2018) ont montré que l'ampleur des effets résultant des OWF dépendait de la taille et de la forme du site, de la proximité des colonies de ZPS et des espèces en question, ce qui est conforme à la théorie et aux travaux antérieurs. Pour tout scénario OWF, ZPS et espèce particuliers, les impacts sur le déplacement et les effets de barrière sur la productivité et la survie des adultes varient en fonction des niveaux de proies supposés. C'est pourquoi Searle *et al.* (2018) ont recommandé :

1. Ceux qui utilisent le modèle pour l'évaluation de l'impact identifient la gamme des niveaux de proies qui constituent des conditions modérées comme déterminé à partir de données empiriques sur l'état corporel des adultes à la fin de la saison
2. Une série de paires appariées de passages de modèles à différents niveaux de proies dans cette fourchette est entreprise pour obtenir la fourchette estimée des effets potentiels dans des conditions modérées.

L'essai du modèle pour la mouette tridactyle a montré que les différentes colonies de reproduction réagissaient différemment à la construction d'une ou plusieurs OWF. L'importance des effets cumulatifs varie selon les colonies de ZPS, les oiseaux des îles Forth étant plus touchés par la construction de plusieurs projets, tandis que les oiseaux de St Abbs Head ont subi des effets similaires lors de la construction d'un et de trois projets OWF. Pour les oiseaux des îles Forth, la majorité des oiseaux ont souffert à la fois d'effets de barrière et de déplacement ou d'effets de barrière uniquement. La mortalité des adultes était la plus importante lorsque les oiseaux étaient affectés à la fois par les effets de déplacement et de barrière. On pense que les effets de barrière ont causé la plus grande augmentation de la mortalité, car les oiseaux subissant exclusivement des effets de barrière ont également été beaucoup plus touchés que ceux qui ont été uniquement déplacés.

3.2 Fonctionnement et entretien

3.2.1 Oiseaux présentant un risque de collision

Bowgen et Cook (2018) ont analysé les données recueillies sur les taux de collision et d'évitement des oiseaux de mer dans un parc éolien opérationnel (appelé étude Bird Collision Avoidance (BCA)). L'étude a révélé que les données concernant les taux d'évitement empiriques peuvent ne pas être directement comparables aux taux d'évitement qui sont actuellement utilisés dans les modèles de risque de collision (par exemple, le modèle Band). Bowgen et Cook (2018) ont cherché à déterminer comment utiliser au mieux les données de l'étude BCA afin d'éclairer les évaluations préalables à la construction des risques de collision dans les OWF. Ils en ont déduit que les taux d'évitement empiriques appropriés à utiliser dans les modèles déterministes de risque de collision à bande

⁶ Il est à noter que les impacts de Vallejo *et al.* (2017) couvrent toutes les phases du développement de l'éolien offshore, mais cet article s'inscrit mieux dans le cadre de la construction et est donc mentionné ci-dessus pour éviter les répétitions inutiles.

étaient de 0,995 pour les grands goélands et les fous de Bassan et de 0,990 pour les mouettes tridactyles par rapport à l'option 1 du modèle Band et de 0,993 pour les grands goélands et de 0,980 pour les mouettes tridactyles par rapport à l'option 3 du modèle Band.

Bowgen et Cook (2018) ont également noté que les hypothèses faites en rapport avec le modèle de la bande et les données utilisées dans le modèle peuvent avoir un effet significatif sur les taux de collision prévus, en particulier en ce qui concerne la hauteur et la vitesse de vol. Une préoccupation est notée en ce qui concerne la vitesse, car elle est utilisée deux fois dans le modèle et les vitesses de vol rapportées sont sensiblement inférieures à celles généralement utilisées dans les orientations existantes pour le modèle de bande.

Vallejo *et al.* (2017) ont rapporté que le déplacement du guillemot à travers le parc éolien offshore de Robin Rigg était très faible. Alors que des changements d'abondance relative des guillemots ont été détectés dans certaines zones, le nombre de guillemots par segment de l'OWF est resté comparable à travers chaque phase de développement. En outre, très peu de guillemots ont été enregistrés dans l'empreinte de l'OWF au cours de la surveillance opérationnelle, la majorité de ces oiseaux (environ 98 %) volant sous la zone balayée par le rotor. Ainsi, le risque de collision potentiel est très faible (Walls, Pendlebury, *et al.*, 2013). Vallejo *et al.* (2017) notent que les informations entre les OWF sont variables et qu'il est donc nécessaire de disposer de preuves supplémentaires concernant l'ampleur de l'effet.

Différences saisonnières

Les parcs éoliens sont construits dans des zones à fort rendement éolien qui se trouvent être également des couloirs importants pour les oiseaux migrateurs (Schuster *et al.* 2015). La migration des oiseaux a lieu toute l'année, avec des pics au printemps et en automne. Cependant, les migrations de masse ne se produisent qu'à quelques occasions et semblent se dérouler principalement la nuit (Schuster *et al.* 2015, Hill *et al.* 2014). Hill *et al.* (2014) ont confirmé des taux élevés de cris d'oiseaux, principalement après minuit, en particulier pendant les migrations de printemps et d'automne. Ainsi, les effets du vent offshore sur les oiseaux peuvent également varier tout au long de l'année et dépendent de la saison (Schuster *et al.* 2015).

Ces dernières années, plusieurs études ont été investies dans la création de modèles améliorés pour estimer les taux de collision. Les résultats ont montré que des espèces qui étaient auparavant considérées comme étant à haut risque, telles que les grands goélands et les fous de Bassan, présentent des comportements de méso- et micro-évitement qui réduisent considérablement leur risque de taux de collision (Fox et Peterson, 2019). Un exemple de ce phénomène est démontré par Furness *et al.* (2018) qui ont utilisé des données provenant d'études de suivi pour dériver des facteurs de correction fondés sur des preuves pour l'activité de vol nocturne des fous de Bassan adultes pendant les saisons de reproduction et de non-reproduction, et des fous de Bassan immatures pendant la phase de prospection estivale.

Diverses études sur la reproduction des fous de Bassan sur plusieurs années et dans différents lieux démontrent que les fous de Bassan immatures et matures présentent des niveaux minimaux d'activité de vol et de plongée la nuit, y compris au crépuscule astronomique et nautique, pendant la saison de reproduction et la saison non reproductive. Sur la base d'une revue systématique de la littérature, Furness *et al.* (2018) recommande que les valeurs de précaution de l'activité de vol nocturne pour estimer le risque de collision soient de 8 % de l'activité de vol diurne pendant la saison de reproduction et de 3 % de l'activité de vol diurne pendant la saison de non-reproduction. Dans Furness *et al.* (2018), il est proposé que l'utilisation de ces facteurs de correction soit bénéfique pour réduire l'incertitude des modèles de risque de collision.

Hauteur de vol et comportement de recherche de nourriture

Plusieurs nouvelles études publiées après 2014 examinent l'altitude de vol de différentes espèces d'oiseaux par rapport au vent du large. La hauteur de vol influence grandement le risque de collision. Les études sur la hauteur de vol des oiseaux ont été limitées à des relevés de bateaux et/ou des observations

radar. De nouveaux développements technologiques ont toutefois permis de récupérer ces informations à l'aide du GPS. Le GPS peut fournir des informations plus détaillées sur la trajectoire de vol de chaque oiseau sur une plus grande surface. L'altitude de vol des oiseaux peut varier en fonction du moment de la journée, du lieu et des conditions météorologiques. Les oiseaux qui migrent au-dessus de la mer sont plus susceptibles de heurter les turbines par mauvais temps, lorsque les individus sont plus susceptibles de voler à des altitudes balayées par les pales des turbines et que la visibilité est réduite (Shamoun-Baranes *et al.* 2017).

Selon une étude pluriannuelle utilisant un radar marin à rotation verticale, l'activité de vol des oiseaux la plus élevée semble se situer en dessous de 200 m en toutes saisons (Schuster *et al.* (2015) ; Hill *et al.* (2014)).

Les résultats de Zydalis *et al.* (2015) dans Koppel et Schuster (2015) indiquent que les altitudes de vol des grues communes en mer peuvent varier de quelques mètres à plus de 1 000 m (au début de la traversée, après quoi elles descendent en voyageant au-dessus de l'eau). Par vent de face et vent arrière de plus de 10 m/s et par mauvaise visibilité, les grues volent plus bas, tandis que par temps ensoleillé et par vent arrière calme, les grues communes volent plus haut. Environ 80 % des grues migratrices volent à la hauteur potentielle du rotor des parcs éoliens offshore au milieu du bassin d'Arkona.

Ross-Smith *et al.* (2016) ont déterminé la hauteur de vol du petit goéland marin et du grand labbe à l'aide du GPS. Pour tenir compte de l'erreur du GPS, ils ont développé une solution analytique utilisant des modèles bayésiens de l'espace des États pour décrire la distribution des hauteurs de vol tout au long de la saison. Les goélands marins volent plus bas de nuit que de jour, ce qui indique que cette espèce est moins susceptible de rencontrer des pales de turbine la nuit, alors que la capacité des oiseaux à les détecter et à les éviter pourrait être réduite. Les goélands volent le plus haut au-dessus de la terre (22 à 1 m du sol) et le plus bas près des côtes (6 à 7 m au-dessus du sol). La hauteur de vol au large se situait entre 12 et 8 mètres au-dessus du niveau de la mer 50 % du temps (Ross-Smith *et al.*, 2016). Pour les grands labbes, aucune relation significative n'a été trouvée entre la hauteur de vol, le moment de la journée et le lieu. Ross-Smith *et al.* (2016) ont conclu que les mouettes à dos noir de moindre importance sont plus exposées au risque de collision que les grands singes, surtout pendant la journée.

Dans des études antérieures, Thaxter *et al.* (2015) et Wade *et al.* (2014) ont étudié les mouvements du goéland marin et du grand labbe afin de mieux comprendre l'interaction entre les zones d'OWF (OWFA) et les zones de reproduction de ces deux espèces. Thaxter *et al.* (2015) ont étudié les mouvements de 25 Goélands marins de la zone de protection spéciale (SPA) d'Alde-Ore, au Royaume-Uni, entre 2010 et 2012, en utilisant la télémétrie. Les résultats montrent que le comportement de cette espèce peut être très variable au cours des saisons et des années, ainsi qu'entre les individus et les sexes (Thaxter *et al.* 2015). Pendant la saison de reproduction, les goélands se nourrissent dans des habitats marins proches de la colonie. Le temps passé en mer était plus court lorsque l'incubation commençait et augmentait à nouveau au début de la période d'élevage des poussins. Pendant la période d'élevage des poussins, les oiseaux ont également utilisé les OWFA. Il y avait beaucoup de variations individuelles. Il semble également que plus tard dans la saison de reproduction, les mâles utilisaient les OWFAs beaucoup plus que les femelles. En 2014, Ross-Smith *et al.* (2016) ont marqué 25 mouettes supplémentaires sur l'île de Skokholm dans le Pembrokeshire et Skomer (SPA) et 25 sur South Walney en Cumbria (partie de la SPA de Morecambe Bay). Les oiseaux qui se reproduisent à Skokholm passent la plupart de leur temps en mer et effectuent les plus longs voyages de recherche de nourriture. À South Walney, 13 des 25 oiseaux ont montré un chevauchement spatial avec les OWFA proposés. Ces oiseaux ont passé une grande partie de leur temps dans l'OWFA, bien qu'ils y aient principalement fait la navette plutôt que d'y chercher de la nourriture.

Wade *et al.* (2014) ont utilisé des dispositifs de suivi GPS pour étudier les mouvements des élevages de grands labbes en Écosse en relation avec les développements des énergies renouvelables marines, y compris l'éolien offshore en Écosse. Les résultats montrent que le chevauchement des grands labbes avec les sites éoliens offshore loués et proposés était faible. Les oiseaux nicheurs ayant échoué chevauchaient des zones de développement éolien offshore plus importantes que les oiseaux nicheurs,

mais le chevauchement global avec les zones centrales utilisées restait faible. Wade *et al.* (2014) ont comparé les résultats avec les données historiques de 2011 qui indiquent que les distances parcourues par les grands labbes ont probablement augmenté au cours des dernières décennies.

Grecian *et al.* (2018) ont comparé le comportement de recherche de nourriture des fous de Bassan immatures et adultes à l'aide d'enregistreurs GPS. Les fous de Bassan immatures ont passé plus de temps en mer (en moyenne 43 heures par voyage de recherche de nourriture) que les fous de Bassan adultes (en moyenne 24 heures par voyage de recherche de nourriture). Les fous de Bassan immatures ont également une répartition plus large de la recherche de nourriture que les fous de Bassan adultes. Les adultes réagissent plus fortement à l'activité frontale (lorsque deux masses d'eau se rencontrent) que les oiseaux immatures et sont plus susceptibles de commencer à chercher de la nourriture lorsque l'intensité frontale augmente.

Cleasby (2015) a utilisé les données des enregistreurs GPS et des enregistreurs de pression barométrique pour suivre les mouvements tridimensionnels des fous de Bassan élevant des poussins dans une grande colonie du sud-est de l'Écosse (Bass Rock), située <50 km de plusieurs grands parcs éoliens dont l'aménagement a été récemment autorisé. Les résultats ont montré que les fous de Bassan fourragent dans et autour des OWFA prévus (Cleasby 2015). La probabilité de voler à la hauteur du risque de collision était faible pendant les déplacements entre les colonies et les zones d'alimentation (hauteur médiane de 12 m) mais était plus grande pendant les périodes d'alimentation active (hauteur médiane de 27 m). Cleasby (2015) a estimé qu'environ 1 500 adultes nicheurs de Bass Rock pourraient être tués chaque année par collision avec les éoliennes sur deux sites prévus dans la région du Firth of Forth.

3.2.2 Chauves-souris à risque de collision

Comme l'indiquent Degraer *et al.* (2018), plusieurs espèces de chauves-souris sont connues pour migrer sur de longues distances entre leurs perchoirs d'été et d'hiver. Au cours de cette migration, une partie de la population traverse la mer du Nord. Le développement des OWF en mer du Nord pourrait donc constituer un risque pour les chauves-souris en migration. L'activité des chauves-souris en mer à la hauteur du rotor des turbines est inconnue. Brabant *et al.* comme rapporté dans Degraer *et al.* (2018) ont fixé huit détecteurs acoustiques de chauves-souris à quatre turbines dans le BPNS. Quatre ont été installés sur la plate-forme de la pièce de transition (17 m au-dessus du niveau moyen de la mer (AMSL)) et quatre sur la nacelle des turbines au centre de la zone balayée par le rotor (94 m AMSL). Au total, 98 enregistrements de chauves-souris ont été réalisés par les huit Batcorders pendant 19 nuits différentes durant toute la période d'étude (de fin août 2017 à fin novembre 2017). Les détections à hauteur de nacelle ont été d'environ 10% des détections faites à basse altitude. Les observations faites par les détecteurs à hauteur de nacelle donnent une indication de l'activité des chauves-souris à cette altitude, mais ne permettent pas de tirer des conclusions solides sur le risque de collision pour les chauves-souris, surtout dans la partie inférieure de la zone balayée par le rotor.

Langeveld *et al.* (2015), comme indiqué dans Koppel et Schuster (2015), ont mené des enquêtes sur les chauves-souris en 2012, 2013 et 2014 pour évaluer la présence de chauves-souris en mer du Nord. L'activité des chauves-souris a été surveillée à trois endroits : le mât météorologique du parc éolien offshore Egmond aan Zee (OWEZ), une éolienne du parc éolien Princess Amalia (PAWP) et le mât météorologique d'IJmuiden, respectivement à 15, 23 et 75 km du rivage. Les résultats de Langeveld *et al.* (2015) ont enregistré l'activité des chauves-souris dans les quatre stations de surveillance, ce qui suggère que les chauves-souris sont régulièrement trouvées au large, en particulier pendant la saison des migrations.

La plupart des activités des chauves-souris ont été observées à la fin du mois d'août et tout au long du mois de septembre. Le nombre de chauves-souris détectées au printemps a été faible. En dehors de la saison de migration (en juillet), une seule chauve-souris a été détectée à l'OWEZ. Selon Langeveld *et al.*

(2015), l'activité des chauves-souris est fortement liée aux conditions météorologiques ; pratiquement toutes les chauves-souris n'ont été enregistrées que pendant les nuits où la vitesse du vent était faible ou modérée, où il n'y avait pas de précipitations et où la pression ambiante était élevée. Quatre espèces différentes de chauves-souris ont été identifiées, dont la pipistrelle de Nathusius (*Pipistrellus nathusii*) était l'espèce la plus fréquemment enregistrée. Les noctules (*Nyctalus noctula*) et les chauves-souris particulières (*Vespertilio murinus*) ont été observées occasionnellement et la pipistrelle commune (*Pipistrellus pipistrellus*) n'a été observée qu'une seule fois. D'après le schéma d'occurrence, il est très probable que les pipistrelles de Nathusius étaient des animaux migrateurs. Les espèces de nyctaloïdes étaient soit migratrices, soit résidentes du continent qui utilisent les parcs éoliens comme zones d'alimentation. Il n'y a eu aucune observation d'individus perchés.

Sur la base de ces recherches, des recherches exploratoires sur la présence de chauves-souris en mer du Nord néerlandaise, telles que rapportées dans Lagerveld *et al.* (2017a), ont montré qu'il y a une migration saisonnière régulière au-dessus de la mer d'au moins la pipistrelle de Nathusius *Pipistrellus nathusii* mais peut-être aussi de la chauve-souris bicolore *Vespertilio murinus* et de la noctuelle commune *Nyctalus noctule*.

Lagerveld *et al.* (2017a) ont fait état du comportement et du risque de collision des chauves-souris pour estimer la population migratrice de pipistrelle de Nathusius dans le sud de la mer du Nord et la taille de sa population d'origine. Comme les données étaient très fragmentées et incomplètes, impliquant des niveaux d'incertitude élevés, elles ont été utilisées comme première étape vers une estimation du nombre d'individus migrant au-dessus de la mer du Nord méridionale. Lagerveld *et al.* (2017d) ont estimé que la population estivale concernée se compose d'environ 275 000 individus dont 40 000 peuvent migrer vers le Royaume-Uni en passant par le sud de la mer du Nord depuis le continent européen, en automne...

Une étude secondaire a examiné comment le comportement des chauves-souris peut être étudié à proximité des éoliennes offshore. Une installation stéréoscopique composée de deux caméras thermiques a été conçue et utilisée pour recueillir des images de chauves-souris en août et septembre 2016 (Lagerveld *et al.*, 2017c). Les caméras ont été positionnées de telle manière que le chevauchement du champ de vision des deux caméras puisse être utilisé pour déterminer les trajectoires 3D des chauves-souris à des distances de 80 m autour d'une seule éolienne. De plus, l'activité acoustique des chauves-souris a été mesurée avec un détecteur de chauves-souris à 12 canaux à 3 hauteurs différentes avec des microphones dans chaque direction du vent. Cela a permis de mesurer les trajectoires de vol des chauves-souris en 3D et d'étudier les effets des éoliennes sur la mortalité des chauves-souris et leur comportement de vol.

Lagerveld *et al.* (2017b) ont constaté que la configuration stéréo utilisée et les méthodes d'analyse sont prometteuses mais doivent encore être améliorées afin que des trajectoires 3D fiables puissent être dérivées automatiquement. L'étape suivante consiste à construire un prototype avec plusieurs caméras stéréo (qui peuvent couvrir toute la zone balayée par le rotor) sur terre et à prouver la faisabilité d'une configuration sur mer qui peut également être utilisée pour les oiseaux.

En 2016, une campagne de surveillance des chauves-souris a été menée à OWF Gemini, le parc éolien Buitengaats et la Wageningen Marine Research ont exécuté un programme de surveillance des chauves-souris sur la plate-forme P6-A de Wintershall et la station de recherche offshore FINO3 la même année (Lagerveld *et al.*, 2017c). Lagerveld *et al.* (2017c) ont signalé que la présence de chauves-souris en mer est très saisonnière, ce qui indique que les individus enregistrés en mer sont en migration. La période de pointe s'étend de fin août à fin septembre. Ensuite, elle se stabilise tout au long du mois d'octobre. La migration printanière est beaucoup moins prononcée, mais sa durée semble assez longue : de fin mars à fin juin.

Lagerveld *et al.* (2017c) ont constaté que les facteurs qui ont un impact sur la présence des chauves-souris sur la côte et en mer comprennent des températures plus élevées, des abondances plus élevées ainsi que des changements d'abondance liés à la direction du vent. En plus de cela, le clair de

lune et la pluie ont également un impact sur l'abondance.

Lagerveld *et al.* (2017c) recommandent de poursuivre la surveillance en mer afin d'augmenter le nombre d'observations dans l'ensemble de données. Le modèle peut en outre être amélioré par une surveillance dans une grille plus dense afin de révéler des modèles spatiaux et d'inclure des informations sur la disponibilité des insectes. La télémétrie peut être appliquée avec succès pour étudier les mouvements migratoires des chauves-souris sur terre et sur mer et le comportement individuel des chauves-souris à proximité et dans les parcs éoliens offshore (Lagerveld *et al.*, 2017d).

L'étude rapportée dans Limpens *et al.* (2017) vise à développer un prototype d'estimateur pour les populations de chauves-souris migratrices. Il est basé sur des données, ou des estimations, concernant la taille et la largeur de bande des populations sources, les facteurs dynamiques de population définissant ces populations, et les facteurs définissant les flux migratoires. Reconnaisant la rareté de ces données, un modèle de flux est construit en vue d'une estimation préliminaire pour le sud de la mer du Nord. Le modèle a produit une estimation préliminaire pour les chauves-souris traversant le sud de la mer du Nord d'environ 40 000 individus avec une largeur de bande comprise entre 100 et 1 000 000 d'individus. La précision de ce résultat peut (et doit) être améliorée par l'évaluation de données et/ou d'estimations (plus précises) par pays/région afin d'améliorer les différentes composantes des facteurs par pays, de définir les composantes des facteurs désormais génériques comme des composantes par comté et d'intégrer la mortalité pendant la migration.

3.2.3 Éviter et attirer

Évitement

Les oiseaux peuvent éviter les OWF à trois niveaux, qui ont été définis par Cook *et al.* (2014) et mis à jour par Skov *et al.* (2018). Les taux globaux d'évitement sont une combinaison des différents types d'évitement enregistrés. Les types d'évitement sont les suivants :

- Macro-évitement - évitement total de l'empreinte du parc éolien et, dans certains cas, une zone tampon pouvant atteindre 3 km.
- Méso-évitement - toute réaction aux turbines à l'intérieur du site du parc éolien, par exemple le vol entre les rangées ou dans une zone tampon spécifique autour de la zone balayée par le rotor
- Micro-évitement - action de "dernière minute" pour éviter la collision avec des lames dans une zone tampon définie.

Micro-évitement

En 2010, un radar fixe à faisceau de crayon (BirdScan) a été installé sur la plate-forme de recherche FINO1 près de l'OWF Alpha Ventus en mer du Nord allemande (Coppack *et al.* (2015) dans Koppel et Schuster 2015). Le BirdScan a détecté automatiquement les oiseaux à des altitudes allant jusqu'à 3 400 m et a permis de calculer la migration des taux pour différents groupes d'espèces en fonction de modèles de battements d'ailes spécifiques. Les taux de migration ont été mesurés sur sept saisons de migration successives dans le parc éolien et ont été comparés aux valeurs d'une zone de référence adjacente à l'extérieur du parc éolien.

Au cours de cinq des sept saisons, des taux de migration nettement plus élevés ont été détectés à l'intérieur du parc éolien dans les 200 mètres les plus bas. À l'automne 2012, des taux de migration nettement plus élevés ont été constatés à l'extérieur du parc éolien, où, comme à l'automne 2013, aucune différence n'a été observée. La majorité des signaux détectés ont été classés comme des oiseaux chanteurs migrant la nuit. En plus du BirdScan, un système de caméra sensible aux infrarouges (Visual Automatic Recording System (VARS)) a été déployé sur la nacelle d'une éolienne pour quantifier le nombre d'oiseaux passant dans la zone balayée par le rotor. Environ 82% de tous les vols observés dans

la zone balayée par le rotor se sont déroulés la nuit. Un nombre plus faible d'oiseaux a été détecté dans la zone balayée par le rotor lorsque l'éolienne était en marche, ce qui indique un micro-évitement important (évitement de la zone balayée par le rotor). Le rapport entre les événements déterminés avec le VARS et les taux de migration mesurés avec BirdScan aux altitudes pertinentes a donné des taux de micro-évitement nocturne allant de 95,62 % à 98,03 %. Le taux de micro-évitement a diminué à 40,73 % lorsque la turbine était inactive.

Hill *et al.* (2014) dans Schuster *et al.* (2015) ont étudié la distribution des oiseaux à l'Alpha Ventus OWF allemand pendant la nuit et ont constaté que l'intensité de la migration peut être considérablement plus élevée à l'intérieur qu'à l'extérieur du parc éolien. Cependant, la distribution des oiseaux varie la nuit, probablement en raison des conditions de vent et de visibilité ou du statut opérationnel de l'OWF. Aucun oiseau n'a été enregistré dans la zone balayée par le rotor de l'éolienne AV 4. Néanmoins, l'intensité de la migration était plus élevée à l'intérieur qu'à l'extérieur de l'OWF. Hill *et al.* (2014) ont émis l'hypothèse que cela indiquait peut-être un micro-évitement de l'éolienne liée au mouvement des pales. Cependant, comme une seule éolienne a été étudiée, les collisions avec d'autres éoliennes n'ont pas pu être exclues en raison du risque de collision spécifique à l'éolienne. Des altitudes de vol plus élevées la nuit ont également été signalées par. On peut donc supposer que l'évitement est plus élevé la nuit.

Thaxter *et ses collègues* (2018) ont utilisé la télémétrie GPS pour collecter les mouvements à petite échelle de Goélands marins *Larus fuscus* d'une colonie de reproduction située à proximité des OWF. L'utilisation des zones des OWF variait selon les oiseaux étudiés, 15 des 24 oiseaux visitant les OWF, ce qui représente 1,3 % du budget temps de l'ensemble des oiseaux. Deux oiseaux ont fréquemment visité les sites des OWF et, bien que les vols aient été enregistrés à la hauteur des pales des turbines, le chevauchement avec le volume balayé par le rotor sphérique tridimensionnel était nettement inférieur à la distribution aléatoire. Ces résultats préliminaires ne suggèrent pas d'évitement à l'échelle macro pour *L. fuscus*. Cependant, l'évitement à méso-échelle a été stipulé.

Attraction

Comme le rapportent Degaer *et al.* (2017), on dispose actuellement de peu d'informations sur le comportement des grands goélands à l'intérieur des zones OWF, et il n'est pas certain que ces oiseaux visitent les parcs éoliens en raison de conditions d'alimentation améliorées ou simplement pour se percher. Comme indiqué dans Degaer *et al.* 2017, une étude a été entreprise à l'OWF du Thornton Bank pour rendre compte de l'attraction des grands goélands sur les OWF. À l'OWF du Thornton Bank, les possibilités de perchage sont particulièrement nombreuses, car 48 des 54 turbines sont construites sur des fondations à jacket qui offrent un accès facile aux communautés de salissures intertidales à marée basse.

Afin de combler une partie des lacunes restantes en matière de connaissances, comme le rapportent Degaer *et al.* (2017), Vanermen

et al. ont étudié la présence et le comportement des grandes espèces de goélands dans la zone du parc éolien du Thornton Bank en utilisant

(i) les résultats des comptages d'oiseaux de mer effectués par des navires spécialisés, (ii) les données de suivi par GPS et (iii) les données d'observation par une caméra fixe installée sur l'une des turbines.

Bien que le nombre limité de données collectées à ce jour ne permette pas de tirer des conclusions définitives, les premiers résultats indiquent que le temps de repos était plus élevé à l'intérieur de l'OWF qu'à l'extérieur. D'après les données de comptage par transect, près de 80 % des goélands marins observés à l'intérieur de l'OWF étaient associés aux fondations des turbines. Les données de suivi des goélands à dos noir de moindre importance ont montré que les oiseaux entrant dans l'OWF passent environ 50% de leur temps à se percher sur les fondations de la voûte.

Les fondations des turbines étaient principalement utilisées pour se percher, mais pendant une courte période autour de la marée basse, on a observé un petit nombre d'oiseaux qui se nourrissaient de moules poussant sur la partie inférieure des fondations. Au total, 9 % des grands goélands observés sur les fondations de la veste dans le champ de vision de la caméra fixe étaient activement en train de fouiller. Les goélands argentés en particulier semblaient favoriser cette source de nourriture temporaire mais quotidienne.

Les conclusions rapportées par Vanermen *et al.* ont soulevé des inquiétudes quant au nombre de victimes de collision attendues. Si l'on considère l'exploitation à grande échelle de l'énergie éolienne offshore en mer du Nord, la mortalité due aux collisions pourrait même affecter ces espèces au niveau de la population (Brabant *et al.* 2015).

Comme indiqué dans Degraer *et al.* (2018), Vanermen *et al.* ont entrepris l'analyse des données GPS de mouettes rieuses (*Larus fuscus*) capturées et marquées dans des colonies à Ostende et Zeebrugge. Après avoir exploré les modèles généraux de présence et de comportement en mer, Vanermen *et al.* ont réalisé trois exercices de modélisation pour étudier plus en détail la réaction des mouettes à dos noir face aux turbines C-Power de l'OWF du Thornton Bank. Ces exercices ont confirmé que les goélands passaient beaucoup plus de temps à se percher sur les turbines extérieures que sur les turbines intérieures.

On a également constaté une augmentation significative et progressive du nombre de billes d'oiseaux volants allant du centre de l'OWF jusqu'à 2 000 m du bord de l'OWF, au-delà de laquelle la réponse semblait se stabiliser. Pour les oiseaux non volants, le modèle prévoyait également un nombre minimum de rondins au centre de l'éolienne, se stabilisant à nouveau à environ 2 000 m, mais avec une présence fortement accrue au bord du parc éolien, représentant des oiseaux perchés sur les fondations extérieures de l'éolienne.

Le modèle final utilisé par Vanermen *et al.* visait à évaluer la variation temporelle de la présence de mouettes à dos noir de moindre importance dans et autour du Thornton Bank OWF. Il a montré que les oiseaux se méfiaient de plus en plus de pénétrer dans le parc éolien en période de vent fort avec des pales de rotor se déplaçant rapidement. Les résultats de cette étude montrent que la réaction des mouettes à dos noir de moindre importance aux OWF peut être soumise à des variations temporelles et spatiales (à l'intérieur de l'OWF). Cela peut être très utile pour affiner la modélisation des risques de collision.

Comme le rapportent Degraer *et al.* (2017), le Thornton Bank OWF a attiré de grands goélands marins, cette espèce ayant été multipliée par 6,6. La sterne pierregarin semble également être attirée par l'OWF, cet effet n'étant significatif que pour la zone tampon⁷. Là encore, ces résultats sont très similaires à ceux de Vanermen *et al.* 2016. Pour le goéland argenté, il y a eu un changement dans l'effet estimé du parc éolien. Alors que le coefficient OWF pour le goéland argenté était estimé proche de zéro après trois ans de surveillance, il montre maintenant une augmentation limite significative du nombre de goélands par un facteur 2,9. Une diminution significative du nombre de goélands argentés a été observée dans la zone tampon. Les grands goélands marins semblent en outre préférer les turbines extérieures, ce qui suggère un effet de barrière partiel.

Il est important de noter que les espèces qui n'évitent pas les parcs éoliens sont confrontées au risque de collision avec les turbines, ce qui peut affecter les populations, en particulier les mouettes (Dierschke *et al.* 2016, Leopold *et al.*, 2014 ; Brabant *et al.*, 2015).

Les oiseaux qui migrent la nuit, tels que les oiseaux chanteurs et les échassiers, semblent être attirés par les structures éclairées. Cela a été observé pour les plateformes de production et de recherche de gaz en mer, les phares et les éoliennes offshore (Schuster *et al.* 2015, Aumüller *et al.* 2011 ; Hill *et al.* 2014 ; van de Laar 2007). Ce comportement a également été observé chez d'autres types d'oiseaux. Welcker & Nehls 2016 ont observé que deux espèces de goélands (le petit et le grand goéland à dos noir), étaient

attirées par un OWF. L'abondance de ces deux espèces était de 79 à 100 % plus élevée à l'intérieur du parc éolien que dans les zones avoisinantes.

Comme le rapportent Schuster *et al.* (2015), l'abondance des groupes de goélands communs (*Larus canus*) et de goélands argentés (*Larus argentatus*) n'a pas été affectée par les OWF. Des études récentes suggèrent que ces deux espèces de goélands sont attirées par les parcs éoliens offshore (Petersen *et al.* 2006, Vanermen *et al.* 2013, 2015). Comme indiqué ci-dessus, il est possible que les mouettes profitent des possibilités d'alimentation sur les espèces benthiques à substrat dur et les espèces de poissons

⁷ Une zone de 3 km autour du parc éolien offshore pour définir la "zone d'impact", c'est-à-dire la zone où l'on peut s'attendre à des effets du parc éolien sur la présence d'oiseaux marins.

dont on sait qu'ils augmentent considérablement au sein des OWF (Lindeboom *et al.* 2011, Reubens *et al.* 2013, Stenberg *et al.* 2015).

Dierschke *et al.* 2016 ont constaté que plusieurs espèces de goélands et de harles à poitrine rousse présentaient également une faible attraction, tandis que le grand cormoran et le requin d'Europe présentaient une forte attraction pour les OWF. Les réponses chez les autres espèces sont faibles. L'attraction des cormorans est liée, au moins en partie, à leur utilisation de structures pour se percher et pour sécher leur plumage, mais l'augmentation de la disponibilité de la nourriture dans les OWF semble être une influence importante pour plusieurs espèces.

S'appuyant sur les recherches susmentionnées, Fox et Peterson (2019) rapportent que des espèces telles que les mouettes *Larus*, plus grandes, et les cormorans sont sans aucun doute attirés par la superstructure des turbines, des mâts météorologiques et des stations de transformation (Fox et Peterson, 2019). En ce qui concerne le comportement des grands goélands et des cormorans à l'intérieur des OWF, cet article rappelle qu'une étude entreprise dans l'OWF du Thornton Bank a déterminé que 89 % des grands cormorans se perchaient sur les fondations des turbines, avec une nette préférence pour les turbines extérieures plutôt qu'intérieures (Petersen *et al.* 2006 dans Perrow, 2019a).

3.2.4 Déplacement / effet de barrière / perte d'habitat

Comme le rapportent Schuster *et al.* (2015), il existe des preuves, toutes études confondues, que les pingouins, les fous de Bassan et surtout les plongeurs sont déplacés par les OWF. Cependant, les distances de réponse estimées qui sont observées varient selon les espèces et les études. Les distances d'évitement varient de zéro (aucun déplacement) à 13 km (Percival 2013, Petersen *et al.* 2014). Il semble probable que des écarts de cette ampleur soient, au moins en partie, dus à des différences dans la conception des études et l'analyse des données, ainsi qu'à l'effet confondant de la variation spatiotemporelle des populations d'oiseaux de mer en mer. Par exemple, Petersen *et al.* (2014) ont constaté une plus faible abondance de plongeurs après et avant la construction de l'OWF "Horns Rev II" et une distance de déplacement de 13 km. Les auteurs ont toutefois conclu qu'une distance de déplacement de cette ampleur était irréaliste et probablement liée à des facteurs autres que l'OWF (Petersen *et al.* 2014).

Il existe une grande incertitude quant à la réaction des espèces de sternes aux OWF. Webb *et al.* (2015) ont observé une distance de réponse estimée des plongeurs dans le Lincs OWF de 2-6km d'évitement et Petersen *et al.* (2014) ont trouvé une distance de réponse similaire de 5-6km dans Hors Rev II. Pervial (2014) a observé une distance de réponse estimée à 1 km pour les plongeurs dans la zone de plongée des Kentish Flats (mais aucun effet statistique n'a été constaté). Webb *et al.* (2015) ont observé un évitement des fous de Bassan dans l'OWF de Lincs. Vanermen *et al.* (2013) & (2015) ont observé un évitement des fous de Bassan de 3 km à Thornton Bank et Bligh Bank. Les pingouins évitent 4 km dans le Lincs (Webb *et al.* 2015) et 3 km (effet négatif significatif pour les guillemots et les pingouins) dans le Bligh

Bank (Vanermen *et al.* 2015). D'autres oiseaux, notamment les mouettes, les goélands argentés, les mouettes noires, les mouettes tridactyles et les sternes, ne réagissent pas aux OWF (Webb *et al.* 2015, Vanermen *et al.* 2013 & 2015). Cependant, dans le banc Bligh, les mouettes noires, les mouettes tridactyles et les goélands argentés ont montré une certaine attirance pour les OWF (Vanermen *et al.* 2015).

Dierschke *et al.* (2016) ont passé en revue les études post-construction sur les oiseaux de mer dans 20 OWF des eaux européennes afin d'extraire et de classer les preuves du déplacement ou de l'attraction de 33 espèces différentes. Les plongeurs et les fous de Bassan ont montré un comportement d'évitement ou de déplacement cohérent et fort. Cela peut également être le cas pour le grèbe huppé et le fulmar boréal. Le canard à longue queue, la macreuse brune, le puffin des Manches, le petit pingouin, le guillemot à miroir, la mouette rieuse et la sterne pierregarin ont montré un déplacement moins constant chez les OWF. D'autres espèces ont montré une attraction faible ou forte ou aucune réponse. Le déplacement semble être principalement dû aux réactions des oiseaux aux structures des OWF et semble plus fort lorsque les turbines tournent, bien que cela puisse être en partie dû au trafic des bateaux en provenance et à destination des OWF.

Welcker & Nehls (2016) a entrepris un vaste programme d'étude visant à déterminer les effets sur les oiseaux de mer du premier OWF allemand, Alpha Ventus. Les données ont été recueillies par des relevés par transect linéaire au cours des trois premières années d'activité. Un déplacement important de cinq espèces a été constaté. Les densités à l'intérieur du parc éolien étaient de 75 à 92 % plus faibles qu'à l'extérieur. Pour trois espèces, la distance de réponse aux turbines les plus éloignées a été estimée à plus d'un kilomètre. Il y avait également des preuves de déplacement de plongeurs, les fous de Bassan, les mouettes, les sternes et les pingouins du parc éolien. L'abondance était, en moyenne, inférieure de 90 % (plongeurs), 79 % (fous de Bassan), 92 % (mouettes), 76 % (sternes) et 75 % (pingouins) à l'intérieur par rapport à l'extérieur du parc éolien. Aucune des espèces ne présentait un déplacement complet ; la proportion d'oiseaux déplacés variait entre 75 et 90 %. L'effet de perturbation s'est étendu à une distance d'environ 1,5 à 2,5 km au-delà des turbines les plus éloignées du parc éolien.

Comme indiqué dans Koppel et Schuster (2015), Perrow *et al.* ont confirmé le comportement d'évitement des turbines construites et opérationnelles en suivant les oiseaux de mer. Avant l'opération, 98,8 % des traces se dirigeant vers l'OWF sont entrées alors que seulement 65,8 % des traces sont entrées dans l'OWF pendant l'opération. Sur les 49,4 % d'oiseaux passant à moins de 50 m d'une base de turbine et tombant donc dans la portée potentielle des rotors avant la construction, seuls 4,7 % l'ont fait après. La distribution des hauteurs de vol s'est déplacée vers le bas, ce qui signifie que la proportion d'oiseaux en danger de collision a diminué de plus de la moitié. Un modèle commençant par le taux de passage dérivé de données provenant d'un bateau et intégrant un certain nombre d'étapes mesurées à partir de traces, l'orientation des turbines opérationnelles par rapport à l'axe de vol principal SW-NE de la colonie et le modèle de risque de collision standard de l'industrie pour estimer la probabilité qu'une sterne entre en collision avec un rotor, prévoyait qu'environ 1 passage sur 10 000 entraînerait une collision.

Comme le rapportent Degraer *et al.* (2017), après quatre ans de surveillance post-impact à l'OWF du Thornton Bank, la zone d'impact semblait être évitée par quatre espèces : le fou de Bassan, la mouette rieuse, la mouette tridactyle et le guillemot à miroir. Dans la zone d'impact de l'OWF, le nombre de ces espèces a chuté de 97 %, 89 %, 75 % et 69 % respectivement. Ces résultats sont très similaires à ceux rapportés dans le dernier rapport de suivi (Vanermen *et al.* 2016). Sur le banc Bligh, une diminution significative du nombre de fous de Bassan et de guillemot à miroir a également été observée, tandis que pour ce dernier site, les résultats concernant la mouette rieuse et la mouette tridactyle sont restés peu concluants.

L'évitement de l'OWF entraîne un coût énergétique supplémentaire. Dans le cas des oiseaux de mer migrants pour lesquels l'évitement des parcs éoliens ne se produit que deux fois par an, les impacts sur leurs coûts énergétiques peuvent être négligeables (par exemple dans Masden *et al.* 2010). Cependant, dans le cas des oiseaux nicheurs qui font la navette entre les zones d'alimentation en mer et une colonie

de reproduction plusieurs fois par jour, cela entraînerait des coûts énergétiques d'évitement qui pourraient être considérablement plus élevés (Fox et Peterson, 2019). Par conséquent, cela pourrait affecter la survie et le succès de la reproduction et avoir des répercussions à long terme sur la taille globale de la population. Le degré de coût énergétique est le plus élevé pour les espèces à forte charge alaire comme les cormorans, ou les espèces comme les sternes qui font fréquemment la navette entre les zones d'alimentation offshore et leurs colonies de nidification (Masden *et al.*, 2010).

Les réponses peuvent être variables, même au sein d'une même espèce, Fox et Peterson (2019) font référence aux conclusions de Lindeboom *et al.* (2011) qui ont observé qu'aux Pays-Bas, les plongeurs à gorge rouge n'ont pas été détectés entre les turbines sur un site mais sur un autre parc éolien néerlandais. Mendel *et al.* (2019) ont fait état de répartitions avant et après des plongeurs à gorge rouge dans le German Bight, qui suggèrent des effets de déplacement importants des parcs éoliens nouvellement construits jusqu'à au moins 16 km et des réductions de la densité des oiseaux de plus de 60 % dans une zone située à moins de 10 km des turbines (Mendel *et al.* 2019).

3.2.5 Changement de la ressource en proies

Comme le rapportent Schuster *et al.* (2015), on a constaté que des oiseaux de mer de différentes guildes d'alimentation se nourrissaient à l'intérieur de parcs éoliens offshore, bien que les rapports détaillés sur le mode d'alimentation et les proies soient encore rares. On rapporte que les goélands argentés se nourrissent autour des fondations (mai 2008), tandis que les goélands marins se nourrissent de l'épifaune des fondations après que des proies potentielles s'y soient installées (Vanermen *et al.*, 2013a, 2013c, 2015a). La plongée de proies épibenthiques, par exemple par les eiders à duvet, n'a pas été détectée, mais la plongée de grands cormorans a été observée (mai 2008).

Les autres espèces signalées comme pêchant à l'intérieur des OWF sont les plongeurs à gorge rouge et les fous de Bassan - à la fois exceptionnellement en raison de leur évitement général des OWF - et plus souvent la sterne européenne, la sterne pierregarin, la sterne naine et le guillemot à miroir (par exemple Krijgsveld *et al.* 2010, 2011 ; Leopold *et* Camphuysen, 2008 ; Perrow *et al.* 2006 ; Petersen *et al.* 2006 ; Walls *et al.* 2008). La plongée pour les bivalves n'a été signalée explicitement que pour les macreuses communes dans les Cornes Rev 1 et 2 (Petersen et Fox, 2007 ; Petersen *et al.*, 2014), mais cela s'applique certainement aussi aux macreuses communes et aux canards à longue queue observés dans d'autres OWF, en particulier dans la mer Baltique. L'augmentation du nombre d'observations de pingouins et de fous de Bassan dans un OWF suite à des évitements au début de la phase opérationnelle a été attribuée à l'augmentation des stocks de poissons (Krijgsveld *et al.*, 2011 ; Vanermen *et al.*, 2011).

3.3 Impacts cumulés ornithologie

Comme l'indiquent Koppel et Schuster (2015), le développement en série des OWF est une considération importante pour déterminer l'effet cumulatif potentiel de ces développements sur les populations, mais la mesure dans laquelle les parcs éoliens offshore et terrestres se trouvent le long des routes de migration a reçu relativement peu d'attention (Rees *et al.* 2015). Le suivi par satellite de la migration des cygnes chanteurs et des oies barnacle en relation avec le développement des parcs éoliens a donc été entrepris en 2006-2010, et plus récemment, les cygnes de Bewick équipés d'enregistreurs GPS/GSM ont été suivis au printemps 2014, afin de déterminer la fréquence des déplacements à travers les empreintes des parcs éoliens offshore et terrestres au cours d'un seul vol migratoire. Chaque espèce a suivi des itinéraires de migration différents depuis le Royaume-Uni jusqu'aux sites de reproduction en Islande, au Svalbard et en Russie arctique, respectivement. Les résultats préliminaires de l'étude montrent que les routes de migration des trois espèces d'oies passent par de nombreux sites de parcs éoliens offshore et terrestres et/ou se trouvaient à l'intérieur du site ≤ 5 km à partir des lignes de vol. Parmi les oies barnacle suivies, 19 % des individus ont traversé une fois l'empreinte d'un parc éolien, 9,5 % deux fois, 5 % à trois reprises, 33 % quatre fois, 14 % cinq fois et 19 % à six reprises ou plus. Les résultats soulignent l'importance de veiller à ce que toute la gamme des parcs éoliens rencontrés au cours du cycle annuel soit prise en compte lors

de l'évaluation des risques pour le développement de parcs éoliens le long des routes de migration.

3.4 Atténuation

Dans certains pays, les procédures d'immobilisation sont une exigence de l'OWF pour réduire le risque de collision. Coppack *et ses collaborateurs* (2015) ont étudié les taux de micro-évitement nocturne à Alpha Ventus OWF. Les résultats ont montré qu'en fonctionnement, les taux de micro-évitement nocturnes variaient de 95,62 % à 98,03 %. Cependant, lorsque la turbine était à l'arrêt, le taux de micro-évitement diminuait à 40,73%.

Par ailleurs, Fox et Peterson (2019) ont fait remarquer que les parcs éoliens ne devraient pas être construits dans des zones où les oiseaux migrateurs de toute sorte sont concentrés par la topographie côtière, car le nombre d'oiseaux migrant de ces zones sera élevé car ils s'entassent et se dispersent. Éviter la construction de turbines dans ces zones atténuera le risque de mortalité par collision

L'arrêt des turbines pendant les périodes de migration clés, lorsque des oiseaux sont observés à proximité ou dans des conditions météorologiques qui augmentent le risque de collision est également susceptible d'être très efficace pour prévenir les collisions, car les turbines fixes présentent beaucoup moins de risques que les pales en rotation (Perrow *et al.*, 2019).

D'autres mesures d'atténuation visant à réduire le risque de collision sont par exemple des turbines moins nombreuses et plus grandes, qui produisent la même énergie qu'un plus grand nombre de petites turbines plus denses (Barrios et Rodriguez 2004 ; Johnston *et al.* 2014 ; Everaert 2014, Schamoun-Barnes *et al.* 2017, Perrow *et al.* 2019). Bien que les turbines plus grandes puissent être plus dangereuses pour les chauves-souris (Barclay *et al.* 2007). Schamoun-Barnes *et al.* (2017) suggèrent que le "micro-siting" peut également être efficace, en supprimant les turbines particulières qui causent des niveaux élevés de mortalité (de Lucas *et al.* 2012 ; May *et al.* 2015). Perrow *et al.* 2019 suggèrent que cela pourrait également augmenter la perméabilité du site et ainsi réduire les effets de barrière ou le risque de collision.

Schamoun-Barnes *et autres* (2017) suggèrent que des mesures peuvent également être prises pour rendre le parc éolien moins attrayant pour les animaux, ou plus visible dans le cas d'un renforcement de l'évitement. Ces techniques comprennent la modification de la couleur de la peinture, du régime d'éclairage, l'utilisation de lasers, de champs électromagnétiques et de dissuasions acoustiques (Cook *et al.* 2011 ; Nicholls et Racey 2007). Toutefois, il faut veiller à ce que les oiseaux ne s'habituent pas à ces mesures, comme cela a été constaté dans les mesures d'atténuation des collisions mises en œuvre sur les aéroports (MacKinnon *et al.* 2004), et il est difficile de trouver un moyen efficace de décourager toutes les espèces vulnérables (May *et al.* 2015).

En outre, il a été suggéré de peindre une aube de turbine en noir ou toutes les aubes avec une peinture UV pour réduire le risque de collision (May *et al.*, 2017 ; Perrow *et al.*, 2019b). Cependant, les résultats des études utilisant ces méthodes ont été variés car les différentes espèces ont des sensibilités différentes à la lumière UV (May, 2017). En outre, toute peinture n'est pas susceptible d'être efficace si l'oiseau regarde vers le bas tout en cherchant des sites de perchage ou de la nourriture (Martin & Shaw, 2010)

D'autres mesures d'atténuation ont été proposées :

- Les perturbations directes et indirectes causées pendant la phase de construction des OWF peuvent être atténuées en limitant le nombre et la taille des navires et en planifiant soigneusement le calendrier, les itinéraires et la fréquence des mouvements des navires Perrow (2019b).
- L'application de méthodes d'atténuation du bruit lors de l'empilage peut contribuer à minimiser tout impact indirect sur les oiseaux en réduisant les effets sur leurs proies de poissons. Les méthodes utilisées pour réduire le bruit sous-marin à l'aide de systèmes d'atténuation du bruit comprennent la modification du marteau d'empilage, la prolongation de l'impulsion et l'utilisation d'amortisseurs hydrosoniques, de rideaux à bulles, de boyaux et de batardeaux

(Perrow, 2019b).

- Les mouettes sont bien connues pour être attirées par les bateaux de pêche. En limitant l'activité des navires de pêche dans les OWF ou en empêchant le rejet de déchets par les navires de pêche, il est possible de réduire l'attrait des mouettes pour les OWF (Perrow, 2019b).
- Pour réduire le nombre d'oiseaux perchés sur les structures d'un parc éolien, des structures "leurres" peuvent être placées à une certaine distance du site ainsi que des dispositifs anti-perchage sur les turbines elles-mêmes (Perrow, 2019b). Cette méthode n'a pas été déployée sur un site de parc éolien à ce jour.

3.5 Les lacunes en matière de connaissances

Les informations fournies ci-dessus sur les impacts du développement de l'éolien offshore sur les récepteurs ornithologiques et les chauves-souris identifient également un certain nombre de lacunes dans les connaissances ou de recommandations. Pour plus de clarté, elles ont été extraites et résumées ci-dessous :

3.5.1 Oiseaux

- Comme le rapportent Degaer *et al.* (2017), on dispose actuellement de peu d'informations sur le comportement des grands goélands à l'intérieur des zones OWF, et il n'est pas certain que ces oiseaux visitent les parcs éoliens en raison de conditions d'alimentation améliorées ou simplement pour se percher.
- Il existe une grande incertitude quant à la réaction des espèces de sternes aux OWF.
- Comme le rapportent Schuster *et al.* (2015), on a constaté que les oiseaux de mer de différentes guildes de chasseurs se nourrissaient à l'intérieur des OWF, bien que les rapports détaillés sur le mode de chasse et les proies soient encore rares.
- La région offshore OSPAR englobe une vaste zone où peu ou pas d'études relatives aux impacts environnementaux des OWF sur les oiseaux ont été entreprises. Comme on peut s'y attendre avec les endroits actuels où le développement des OWF a eu lieu, la majorité de la littérature se concentre sur la mer du Nord, les autres zones étant sous-représentées.
- Les preuves s'accumulent pour démontrer que les oiseaux à gros corps évitent largement les turbines offshore à l'échelle macro, méso et micro, mais les connaissances sur les oiseaux plus petits sont encore moins adéquates (Fox et Petersen 2019).
- On suppose que les impacts cumulatifs des développements de parcs éoliens multiples sont plus importants que ceux des développements individuels, cependant, il existe très peu d'études visant à évaluer les impacts sur les populations d'oiseaux de mer des développements de parcs éoliens multiples. Par conséquent, il est actuellement difficile de prendre des décisions concluantes sur les impacts des développements multiples, et les évaluations cumulatives restent l'une des plus grandes lacunes en matière de connaissances concernant les effets des OWF sur les populations d'oiseaux (Fox et Peterson 2019).
- Il n'existe actuellement qu'une seule étude concernant le déplacement des sternes après la construction et il est impossible de tirer des conclusions générales d'une seule étude, celle de Perrow (2019a).
- Une source importante d'incertitude est la quantification des impacts des déplacements et le manque de connaissances sur la capacité de charge des populations d'oiseaux de mer. On suppose que dans une population proche de la capacité de charge, la perte d'habitat due au déplacement pourrait conduire les oiseaux à ne pas pouvoir trouver d'autre habitat d'alimentation qui ne soit pas déjà entièrement occupé Perrow (2019a).
- Il existe une grande variation dans la proportion d'oiseaux que l'on pense être affectés par les

effets de barrière et le déplacement (Searle *et al.*, 2018).

- Il y a une grande variation entre les espèces selon les études (Searle *et al.*, 2018)
- On manque de données quantitatives sur la façon dont les oiseaux naviguent dans les OWF pour accéder aux zones d'alimentation et sélectionner de nouveaux lieux d'alimentation (Searle *et al.*, 2018).
- Une enquête plus approfondie est nécessaire pour vérifier les résultats obtenus à l'OWF de Robin Rigg, y compris une modélisation plus poussée des mesures d'altitude GPS pour tenir compte des sources d'erreur, et la séparation des vols de recherche de nourriture et des vols de navette (Thaxter *et al.*, 2018).
- Une étude de Skov *et al.* (2018) a utilisé des modèles de risque de collision d'oiseaux pour estimer et quantifier les collisions d'oiseaux chez les OWF. Cependant, l'ampleur des impacts des collisions est incertaine en raison du nombre limité d'études qui ont recueilli des preuves empiriques sur les collisions d'oiseaux dans les OWF. Il existe donc un manque de connaissances pour les études de surveillance des OWF qui recueillent des preuves réelles de collisions d'oiseaux marins pouvant être utilisées pour informer les modèles de risque de collision.

3.5.2 Chauves-souris

- Il est essentiel que les migrations des chauves-souris en mer et leurs comportements alimentaires soient étudiés plus avant afin d'éclairer de manière adéquate les évaluations d'impact en ce qui concerne les chauves-souris et les développements de l'OWF (Schuster *et al.*, 2015)
- Des inventaires sur l'ensemble du continent européen pour accéder à la population estivale et aux perchoirs masculins territoriaux par pays/région, et une étude intensive d'un échantillon de sites peuvent être utilisés pour modéliser des zones géographiques plus vastes (Lagerveld *et al.*, 2017a) ;
- Poursuivre la surveillance en mer pour augmenter le nombre d'observations de chauves-souris dans l'ensemble des données. Les modèles peuvent être encore améliorés par une surveillance dans une grille plus dense afin de révéler des modèles spatiaux et d'inclure des informations sur la disponibilité des insectes (Lagerveld *et al.*, 2017c) ;
- Il est urgent d'obtenir des données de surveillance sur la migration des chauves-souris à des altitudes plus élevées (Lagerveld *et al.*, 2017c) ;
- Il est nécessaire d'effectuer des enquêtes dans un plus grand nombre de pays pour obtenir une estimation plus complète des migrations de chauves-souris, en fonction de la taille de la population, et cela devrait être fait sous la forme d'une étude par pays/paysage du sud de la mer du Nord (Limpens *et al.*, 2017).
- Limpens *et al.* (2017) et Lagerveld *et al.* (2017a) recommandent d'autres études pour comprendre le pourcentage de mâles, de femelles et de juvéniles participant aux mouvements migratoires et les directions de migration, ainsi que le rôle de guidage des caractéristiques du paysage près de la côte et au large et la présence, la distribution et l'abondance des espèces concernées, leurs différents types de perchoirs et le nombre - moyen - de ces types de perchoirs.

4 Écologie benthique

4.1 Construction8

4.1.1 Perturbation de l'habitat

Les activités liées à la construction des OWF, en particulier les fondations par gravité (GBF), sont principalement associées au dragage, ce qui a des effets directs sur la macrofaune des fonds marins. Coates *et autres* (2015) ont entrepris une étude sur les caractéristiques des sédiments et la macrofaune avant et après la construction (2005- 2010) de six GBF dans une OWF dans le BPNS. Ils ont distingué les fluctuations naturelles des fluctuations anthropiques des communautés macrofauniques en analysant un ensemble de données à long terme (1980-2012).

Les bancs de sable analysés étaient caractérisés par des substrats sableux et une communauté avec une faible abondance (180-812 ind m⁻²) et diversité (6-15 espèces par 0,1 m²) des espèces. De fortes variations temporelles ont été observées, probablement liées aux conditions météorologiques variables dans la région. Des différences significatives dans la composition de la communauté ont été observées en raison de l'installation de six GBF pendant l'année de construction de l'OWF, suivie d'une reprise rapide un an plus tard, ce qui a été confirmé par l'indice de qualité de l'écosystème benthique BEQI. Même si la construction des GBF crée une perturbation physique des fonds marins, la communauté macrobenthique de ces sédiments a montré un potentiel de récupération rapide.

4.1.2 Augmentation des concentrations de sédiments en suspension (SSC)

La documentation fournie ne contenait pas d'informations sur cet impact potentiel du développement de l'éolien offshore sur ce récepteur particulier. L'augmentation de la CSE pourrait entraîner des effets d'étouffement et d'affouillement sur la faune benthique. Cela pourrait entraîner une modification de la diversité, de l'abondance et de la biomasse des espèces.

4.1.3 Détérioration de la qualité de l'eau due à la remise en suspension de sédiments contaminés

La documentation fournie ne contenait pas d'informations supplémentaires sur l'impact potentiel du développement de l'éolien offshore sur ce récepteur particulier.

4.1.4 Bruit sous-marin

Comme indiqué dans Degraer *et al.* (2017), Hawkins et Popper (2016) ont démontré que le niveau d'exposition sonore cumulé (SELcum) utilisé dans les évaluations des mammifères marins n'est pas adapté aux poissons et aux invertébrés. Ils proposent de caractériser le son émis en utilisant le niveau d'exposition sonore d'un seul coup (SELss) combiné avec le temps total d'empilage et le nombre total de coups.

Roberts *et al.* (2015) ont spécifiquement étudié la sensibilité des moules (*Mytilus edulis*) au bruit d'origine anthropique. La sensibilité de la moule aux vibrations transmises par le substrat a été quantifiée par l'exposition aux vibrations dans des conditions contrôlées (Roberts et al, 2015). Une excitation sinusoïdale par des signaux de fréquences allant de 5 à 410 Hz a été appliquée. Des réponses comportementales claires ont été observées en réponse au stimulus vibratoire, où la fermeture de la valve a été utilisée comme indicateur comportemental de la réception et de la réponse.

⁸Les commentaires reçus sur ce document ont permis d'identifier d'autres sujets qui pourraient être inclus. Par exemple, le dégagement des vagues de sable pour l'installation de câbles, qui implique de grands volumes de dragage, les perturbations physiques dues à l'installation de câbles, les passages de grappins, le dégagement des rochers, l'élimination des UXO et l'installation de câbles.

Bien que ces sujets n'aient pas été abordés dans les documents identifiés pour cette analyse documentaire, il est recommandé de les examiner spécifiquement pour les inclure dans les futures mises à jour.

La fermeture des valves peut avoir des conséquences coûteuses telles que la perturbation du rythme respiratoire et cardiaque et la diminution de la capacité d'excrétion. Les réponses enregistrées au cours de cette expérience ont montré que les vibrations mesurées sont susceptibles d'avoir un impact sur la forme physique générale des individus et des bancs de moules, car elles perturbent la périodicité naturelle des valves, ce qui peut avoir des implications sur l'écosystème et le commerce, et entraîner à terme des effets sur la population. La plus grande sensibilité aux vibrations a été mesurée à 10 Hz, avec une diminution de la sensibilité à 210 Hz. La sensibilité aux vibrations diminue avec la taille, d'où le poids de la moule.

Comme les niveaux de vibration produits par les opérations humaines varient en fonction des paramètres environnementaux, la détection réelle des vibrations sera spécifique à chaque scénario. Les signaux impulsifs tels que le battage de pieux et les relevés sismiques produisent en outre un mouvement de particules en suspension dans l'eau et une composante de pression acoustique, qui n'ont pas été pris en compte dans cette étude.

La sensibilité aux vibrations est importante dans le contexte de la pollution sonore marine en raison de la prévalence des activités en contact avec les fonds marins. En comparant les sensibilités aux mesures de terrain, les données de cette étude démontrent que *Mytilus edulis* est susceptible de détecter de telles vibrations et qu'il est susceptible de présenter des changements de comportement aux niveaux produits par les opérations.

4.2 Fonctionnement et entretien

4.2.1 Perte d'habitat

La documentation fournie ne contenait pas d'informations sur cet impact potentiel du développement de l'éolien offshore sur ce récepteur.

4.2.2 Introduction d'un nouveau substrat / d'un substrat modifié⁹

Depuis 2005, l'Institut de recherche sur l'agriculture et la pêche (ILVO) effectue une surveillance des chaluts à perche visant à évaluer les effets potentiels des parcs éoliens sur l'épibenthos des sédiments mous et les poissons entre les turbines (comme indiqué dans Degraer *et al.* 2017 et 2018). L'effort d'étude se concentre sur les OWF du Thornton et du Bligh Bank (54 turbines, 325 MW et 55 turbines, 165 MW respectivement). Il convient de noter que les observations des études et les conclusions tirées doivent également tenir compte du fait que toute activité de pêche est interdite dans la zone des OWF.

Les conclusions suivantes ont été tirées :

- 1) L'épibenthos des sédiments mous et les assemblages de poissons entre les turbines (à une distance > 200 m) n'ont pas vraiment changé 6 ans après la construction des éoliennes. Les espèces qui habitaient à l'origine le fond sableux sont toujours en place et dominantes. Ceci est conforme à d'autres études, par exemple celles de Bergström *et al.* (2013) et de Stenberg *et al.* Une exception est la plie (*Pleuronectes platessa*) qui a vu ses densités augmenter après la construction, ce qui indique un effet d'attraction dû à une plus grande disponibilité alimentaire et/ou à l'exclusion des pêcheries. Dans l'ensemble, les assemblages de poissons n'ont pas changé, bien que les habitudes alimentaires de certaines espèces aient changé, passant d'un

ciblage des proies sur les fonds sableux uniquement à l'inclusion d'espèces généralement associées à des substrats durs (Derweduwen *et al.* 2016b).

- 2) Les assemblages d'espèces au sein des OWF semblent être principalement structurés par la variabilité temporelle à de plus grandes échelles spatiales telles que les fluctuations annuelles de température, les changements hydrodynamiques ou les efflorescences de plancton. Pour les analyses futures, il serait utile d'inclure des variables environnementales afin d'avoir une meilleure idée des modèles observés.
- 3) Le "dépassement" de la densité et de la biomasse d'épibenthos après la construction, causé par l'augmentation des espèces opportunistes et nécrophages, était un phénomène temporaire qui n'a duré que deux ans après la construction.

⁹Les commentaires reçus sur ce document ont permis d'identifier que Forster (2018) et ses références fournissent des informations sur les effets de l'installation des câbles, la protection, l'atténuation et la possibilité de récupération de l'habitat.

construction. Cela montre que l'effet de parc éolien observé précédemment (Vandendriessche *et al.* 2013 ; Derweduwen *et al.* 2016) n'était probablement qu'un phénomène temporaire.

- 4) Aucun effet de l'exclusion de la pêche n'a été observé dans l'épibenthos des sédiments mous et dans les poissons entre les turbines. À proximité des turbines, des effets de "refugium" ont été observés pour les poissons (Reubens *et al.* 2013 ; Stenberg *et al.* 2015), mais dans la phase actuelle de post-construction des parcs éoliens, un tel effet de refugium n'a pas été observé à des distances plus importantes des turbines, excluant peut-être la plie comme mentionné ci-dessus. Jusqu'à présent, aucune modification du macrobenthos liée à l'exclusion de la pêche n'a été observée (Reubens *et al.* 2016). Par conséquent, il ne faut pas non plus s'attendre à un changement connexe de l'épibenthos et de l'assemblage des poissons.
- 5) L'effort de surveillance devrait être accru avec un plus grand nombre d'échantillons répétés par enquête afin d'augmenter la puissance statistique des analyses.
- 6) La composition des communautés épifaunales semble varier selon le type de fondation. Par exemple, une zone de moules de 1 m (*Mytilus edulis*) s'est développée sur des fondations basées sur la gravité, alors que cette zone n'est que de 0,5 m sur des monopiles et que les fondations en jacket sont entièrement recouvertes de moules. Il convient de tenir compte des différentes phases de succession de chaque site, car les monopiles ne sont opérationnels que depuis 2011, les gaines étant en place depuis 2013 (Degraer *et al.* 2016).
- 7) En 2017, respectivement 6 et 7 ans après la construction du Thornton Bank et du Bligh Bank, aucun effet direct de parc éolien ("reef"), ni aucun effet indirect d'exclusion de la pêche, n'ont encore été observés pour l'assemblage de poissons épibenthos et démersaux-benthopélagiques de fond mou en 2017. La composition des espèces, le nombre d'espèces, la densité et la biomasse (pour l'épibenthos uniquement) de l'assemblage de poissons à fond mou à l'intérieur des OWF étaient très similaires à ceux de l'assemblage dans des lieux de référence à l'extérieur des OWF. L'espèce, qui habite à l'origine les sédiments mous des deux OWF, reste dominante. Il est remarquable que deux animaux épifauniques, à savoir *Mytilus edulis* et *Anthozoa sp.*, dont on sait qu'ils s'encrassent sur les fondations, étaient assez abondants dans les échantillons de sédiments mous des OWF C-Power, et totalement absents ou seulement présents en densités beaucoup plus faibles dans les sites de référence en dehors des OWF. Cela pourrait indiquer que l'effet "récif" commence à s'étendre au-delà du voisinage direct des turbines. Cependant, un suivi détaillé est nécessaire pour valider s'il s'agit d'une observation ponctuelle ou d'un effet réel du parc éolien qui se reflète dans le temps après la construction, peut-être en raison de l'augmentation de la biomasse épifaunique sur les fondations.

Une étude a été entreprise pour étudier l'effet de la présence de turbines sur la structure des communautés macrobenthiques et, si un effet a été identifié, comment celui-ci diffère entre les différents types de fondations. Des échantillons ont été prélevés à deux distances des turbines : loin (350-500m) et près (50m). Les résultats de cette étude ont été rapportés dans Lefaible *et al.* dans Degraer *et al.* (2018) et indiquent que l'installation d'éoliennes offshore peut induire des changements dans le macrobenthos.

On le voit surtout au Thornton Bank, où les communautés des sites éloignés diffèrent considérablement de celles des sites proches. Ces changements de communautés se sont produits indépendamment de l'environnement abiotique (variables mesurées : taille des grains, matière organique totale et fractions de sédiments supérieures à 2 mm), pour lequel aucune différence liée à la présence de turbines n'a été détectée. La communauté est passée d'une faible richesse en espèces (5 à 7 espèces) et d'une faible abondance (190 à 402 ind. m²) à une grande richesse en espèces (10 à 30 espèces) et une grande abondance (1390 à 18583 ind./m²). Ces changements ont été principalement observés à proximité des turbines (moins de 50 m)

Contrairement au Thornton Bank, le Bligh Bank présentait une teneur en matière organique plus élevée à l'écart des turbines, bien que cela n'ait pas entraîné de différences entre les communautés proches et éloignées des turbines. Ceci est en accord avec les conclusions de Leonhard & Pedersen (2005) qui ont examiné un parc éolien danois avec des monopiles, où aucune différence n'a été trouvée dans les communautés benthiques entre des sites à différentes distances.

Le type de sédiments et l'approvisionnement alimentaire sont deux des principaux facteurs naturels qui structurent les communautés macrobenthiques. La distribution de la taille des grains peut changer à proximité immédiate d'une éolienne offshore, ce qui a un impact important sur la macrofaune associée des sédiments mous, jusqu'à une distance de 50 m des turbines (Leonhard & Pedersen 2005 ; Coates *et al.* 2014a). Un raffinement significatif de la taille du grain près de (15-50m) une turbine basée sur la gravité sur le Thornton Bank (Coates *et al.* 2014a) et une tendance à un sable plus fin près des monopiles dans un OWF danois (5-25m) (Leonhard & Pedersen 2005) ont été observés. Conformément à l'étude de Reubens *et al.* (2016), Degraer *et al.* (2017) n'ont pas observé un tel raffinement à 50m des turbines. Cela suggère que ces effets de raffinement restent très locaux à proximité immédiate des turbines, et ne dépassent pas un maximum de quelques dizaines de mètres, 50m étant la limite de détection des changements de granulométrie des sédiments.

Aucune différence n'a été observée, tant pour les variables abiotiques que biotiques, entre les fondations basées sur la veste et celles basées sur la gravité. Par ailleurs, l'effet de la présence de la turbine et du type de fondation pourrait se manifester à proximité des turbines (< 50 m) et n'a donc pas été identifié dans le cadre de cette étude. Coates *et al.* (2014a) suggèrent que cela pourrait être le cas. Pour y remédier, il est recommandé d'effectuer une étude de surveillance ciblée pour étudier les changements potentiels de la sédimentologie et de l'enrichissement organique à proximité immédiate (7-100 m) des trois types de turbine présents dans le BPNS (jacket, gravity bases et monopiles).

Les résultats de Degraer *et al.* (2017) ont conduit à une étude de suivi où la stratégie d'échantillonnage a été ajustée en comparant des endroits éloignés avec des endroits très proches (37,5m) de la fondation (Lefaible *et al.* dans Degraer *et al.* 2018). Les résultats confirment les effets liés aux turbines à des distances très proches autour des fondations à base de gaine sur le Thornton Bank. Dans des échantillons très proches, on a détecté un affinement et un enrichissement des sédiments ainsi que des densités macrofauniques plus élevées, une diversité et des changements de communautés. En revanche, les effets autour des fondations sur pilotis du Bligh Bank ont été moins prononcés et une différence significative dans la composition des communautés n'a été constatée qu'entre les deux distances. Degraer *et ses collaborateurs* (2018) suggèrent que ces résultats contrastés pourraient être dus à une combinaison de capacités dispersives spécifiques au site et de différences structurelles entre les types de fondations (vestes vs. monopiles) et les communautés d'épifouling qui leur sont associées. Par conséquent, Degraer *et ses collaborateurs* (2018) recommandent de réaliser une étude de surveillance ciblée comparant les trois différents types de fondations de turbine (monopiles, gaines et fondations

gravitaires) utilisés dans le système de stockage des polluants organiques persistants.

Des recherches ont été entreprises pour établir les différences entre les substrats durs naturels (en l'occurrence les lits de gravier du banc de sable de Westhinder) et les substrats durs artificiels (en l'occurrence les fondations monopilaires et la protection contre l'affouillement d'un parc éolien offshore sur le Bligh Bank). Cela a été rapporté par Kerckhof *et al.* (2012) dans Degraer *et al.* (2017). Il a été constaté que les deux habitats abritaient une grande diversité d'espèces et partageaient un certain nombre d'espèces. Cependant, les premiers résultats montrent que les substrats durs naturels abritent un nombre beaucoup plus élevé d'espèces et également des espèces plus uniques et qu'il existe également certaines différences dans les traits de vie. Il semble donc que les substrats durs artificiels ne peuvent pas remplacer la perte des substrats durs naturels. Cela confirme les conclusions de Bulleri & Chapman (2010).

Les substrats naturels durs et la protection contre l'affouillement sont tous deux situés dans un environnement très dynamique, influencé par les mouvements de fortes vagues de sable qui recouvrent parfois complètement les pierres. On ne sait pas très bien pourquoi les prédateurs et les charognards sont plus nombreux sur les substrats durs naturels que sur les substrats durs artificiels.

Deux limites de l'étude ont été constatées. La première est le manque de données recueillies sur les grosses pierres et les gros blocs rocheux, ce qui augmentera probablement encore la diversité des espèces pour les substrats durs naturels. La seconde est le peu de temps (deux ans) pendant lequel la protection contre l'affouillement a été disponible pour la colonisation (Degraer *et al.* 2017).

Diversité des espèces, biomasse et abondance

Jak et Glorius (2017) ont réalisé une analyse documentaire des programmes de surveillance de l'OWF, en se concentrant sur la faune benthique des substrats durs et mous dans la zone économique européenne (ZEE). Les OWF possédant plus de cinq éoliennes ont été analysés en priorité, car les changements dans la composition des espèces benthiques de ce type sont plus probables que dans les petits parcs éoliens qui sont susceptibles d'être opérationnels moins longtemps. Pour chaque étude, les résultats ont été classés par catégorie, selon l'infauna, l'épifaune et le substrat dur. Les conclusions suivantes ont été tirées :

- 1) Un schéma général de colonisation rapide des communautés d'encrassement a été trouvé, les études montrant un nombre croissant d'espèces, de densité et de biomasse au fil du temps dans les sites de parcs éoliens par rapport à leurs sites de référence. Ce schéma a été constaté pour Belwind et Thornton Bank en Belgique (de Mesel *et al.* 2015 ; Degraer *et al.* 2013 et Krone *et al.* 2015), Horns Rev 1 OWF au Danemark (Leonhard & Pederson 2006) et Egmond aan Zee (Bouma et Lengkeek 2009 ; Bouma et Lengkeek 2012). Il convient de noter que 10 espèces non indigènes ont été trouvées sur un substrat dur à l'OWF du Thornton Bank.
- 2) Des augmentations de la biomasse épifaunique ont été constatées à Belwind (Vandendriessche *et al.* 2013 ; 2015) et au Thornton Bank (Vandendriessche *et al.* 2013 ; 2015) en Belgique et à Egmond aan Zee (Tien *et al.* 2014 référencé dans Jak & Glorius, 2017) aux Pays-Bas. Cependant, une diminution a été enregistrée à Alpha Ventus en Allemagne (Gutow *et al.* 2014), où le ver à soies *Spiophanes bombyx* et l'oursin *Echinocardium cordatum*, très abondants, ont joué des rôles majeurs dans l'abondance totale et la biomasse respectivement. Ces variations se situaient dans la fourchette des variations ambiantes de l'infauna sur les sédiments de sable fin dans la baie allemande.
- 3) Aucune réponse claire des communautés benthiques infauniques à la présence d'éoliennes n'a été détectée dans aucun des parcs éoliens étudiés. Les effets étaient généralement faibles ou subtils et il n'a donc pas été possible d'établir des corrélations statistiques avec les aspects techniques des parcs éoliens et les variables environnementales. Il a été constaté que la richesse en espèces des communautés infauniques augmentait généralement à proximité des fondations

des éoliennes¹⁰.

Une étude de Coolen *et al.* (2018a) visait à évaluer l'amélioration potentielle de la biodiversité par des structures artificielles sur trois substrats durs différents : une ancienne plate-forme pétrolière et gazière offshore (15-40 ans), un parc éolien (5 ans en fonctionnement) et un récif naturel sur le plateau continental néerlandais. Les effets de la profondeur, de l'âge, de la perturbation par l'enlèvement de la croissance marine, de la saison, du type de substrat et de la présence d'espèces clés potentielles de pierres sur la richesse et la composition des espèces ont été étudiés. L'étude a abouti aux résultats suivants :

- 1) La profondeur, la date d'échantillonnage, l'abondance de *Mytilus edulis*, *Psammechinus miliaris*, *Metridium dianthus*, et la présence de Tubulariidae et de substrat (roche ou acier) sont toutes corrélées avec la richesse des espèces. Plutôt que l'âge de la structure qui influence la richesse des espèces, la variation à court terme (c'est-à-dire la saisonnalité) peut être beaucoup plus importante. Les résultats ont montré une légère diminution à partir d'avril suivie d'une augmentation de la richesse de juillet à octobre, bien que les données en dehors de cette fourchette aient été absentes de l'analyse. Contrairement à Degreuer *et al.* (2017), Coolen *et al.* (2018a) n'ont pas trouvé de modèle positif de richesse en espèces entre les différents types de substrat (substrat rocheux versus surfaces droites en acier).
- 2) Il n'y avait pas de différence marquée entre les substrats naturels et artificiels, contrairement à des études antérieures qui montraient que les communautés sur ces substrats différaient considérablement (Page *et al.*, 2007 ; Wilhelmsson et Malm, 2008). Le pourcentage d'espèces non indigènes était plus élevé dans les zones intertidales des éoliennes offshore (structures intertidales), ce qui est conforme aux observations de De Mesel *et al.* (2015). Toutefois, cela contraste avec la croyance générale selon laquelle la faune encrassée par les substrats durs artificiels est principalement constituée d'espèces pauvres et plus opportunistes par rapport aux substrats durs naturels (Kerckhof, 2017).
- 3) Afin de fournir un habitat aux espèces épibenthiques qui habitent normalement les récifs rocheux naturels, la protection contre l'affouillement doit être constituée de diverses tailles autour de la structure pour augmenter la complexité de l'habitat local. Afin de réduire au minimum les espèces non indigènes, il est conseillé que les projets de "renouvellement des récifs" suppriment la zone intertidale des installations abandonnées afin de réduire la présence d'espèces intertidales dans les sites offshore, en les coupant bien au-dessous de la surface de l'eau.

Une étude de Coolen *et al.* (2019) a examiné la possibilité de renforcer les effets positifs de la protection contre l'affouillement sur la macrofaune benthique et les espèces de poissons associées dans les OWF. Leurs recherches ont posé la question suivante : "Lorsque 5 000 éoliennes seront installées dans la mer des Pays-Bas, chacune avec une protection contre l'affouillement de 2 000 m², cela changera-t-il de manière significative

¹⁰Les commentaires reçus sur ce document ont montré que cela contraste totalement avec Coates *et al.* 2014, et Lefaible *et al.* 2018. Ce point devrait être examiné dans les futures mises à jour.

les communautés benthiques ? Et dans quelle mesure les populations d'espèces benthiques sur les fondations des turbines OWF sont-elles interconnectées".

- 1) Les résultats de la modélisation suggèrent que la biomasse épibenthique dans une zone couverte par une protection contre l'affouillement directement autour d'une turbine est multipliée par 24. Leurs recherches ont conclu que la connectivité entre les populations d'espèces benthiques augmente après la construction des OWF ; cependant, il est difficile de quantifier ce phénomène en raison des différences de durée des larves et de la rareté des distances de déplacement signalées. L'interconnectivité dépend également des espèces, car certaines espèces sont présentes partout, par exemple l'amphipode marin *Jassa herdmani*, alors que d'autres espèces, comme la moule bleue, sont communes sur les plateformes offshore mais rares sur les récifs subtidiaux (Coolen *et al.* 2018b).
- 2) Les populations interconnectées de moules sur les installations offshore peuvent être attribuées à leurs longs stades larvaires pélagiques (70 jours) (Coolen *et al.* 2018b ; Henry *et al.* 2017). Les espèces ayant des stades larvaires plus courts sont généralement isolées ou absentes des installations offshore, comme l'huître plate européenne (10 jours) (Dannheim *et al.* 2018 ; Kamermans *et al.* 2018). Ces constatations impliquent que ces espèces en particulier bénéficieraient de projets de restauration dans les parcs éoliens offshore.
- 3) Il a également été constaté que la disponibilité des données sur les espèces de protection contre l'affouillement était faible. Les données sur la biomasse n'étaient disponibles qu'à partir de 5 sites de parcs éoliens opérationnels et d'un seul ensemble de données sur les poissons. Il est important de noter que cette enquête Quick scan a ignoré les impacts négatifs et les différences environnementales des espèces benthiques infauniques et que les résultats doivent donc être traités avec prudence.

Une étude de cinq ans menée par Bicknell *et al.* (2009) a étudié les systèmes vidéo sous-marins distants appâtés (BRUV) comme technique de surveillance de la diversité, de l'abondance et des données de composition des assemblages pour évaluer les MRED sur les espèces épi benthiques mobiles. L'objectif était de démontrer comment la variation naturelle annuelle (temps) et la conception des relevés (échelle spatiale et puissance) sont des facteurs importants dans la capacité à détecter de manière robuste les changements dans les mesures écologiques communes des écosystèmes benthiques et benthopélagiques de l'Atlantique nord-est. L'étude s'est déroulée au large de la côte nord des Cornouailles entre 2011 et 2015 et la zone d'étude était située à l'intérieur et à proximité d'une zone de développement d'un centre de vagues. La profondeur était variable (20 - 53 m) et les données ont été regroupées par habitat (récif rocheux, gros sédiment, moyen, gravier, sédiment fin).

Bicknell *et al.* (2009) ont constaté des changements constants d'une année sur l'autre, avec une augmentation de l'abondance relative du lieu jaune et du lieu noir autour des infrastructures câblées, ce qui suggère que l'ajout d'une protection contre l'affouillement sur les câbles offre des conditions favorables. Cette constatation s'appuie sur des preuves antérieures selon lesquelles ces espèces de poissons utilisent les récifs rocheux et les habitats de substrat dur comme zones d'alevinage (Seitz *et al.* 2014). Une plus grande abondance de coucous *Labrus mixtus* dans la même zone d'étude a également été attribuée à la présence de substrat dur pour la protection des câbles (Sheehan *et al.* 2013). Il n'y a pas eu de preuve distincte des impacts de l'exclusion du chalutage dans la zone du centre des vagues, potentiellement en raison du faible effort de pêche dans la zone avant (Bicknell *et al.* 2009).

Leewis *et al.* (2018) ont évalué le développement benthique dans et autour du parc éolien OWF Prinses Amalia près de la zone côtière néerlandaise avant et après la construction (2003-2017). Ils se sont concentrés sur la faune de fond mou et sur son évolution après dix ans d'exclusion de la pêche dans la zone du parc éolien. Les données de base de 2003 ont été comparées aux données de 2012, 2013 et

2017.

- 1) Des effets temporels évidents sur la composition des espèces de l'OWF ont été constatés, ce qui se reflète dans le nombre d'espèces, l'abondance et les indices de diversité. L'année d'échantillonnage a été la plus significative par rapport aux autres facteurs environnementaux, c'est-à-dire qu'il y a eu un fort effet temporel sur la composition des espèces. L'année 2003 a été nettement différente des autres années, coïncidant avec des intensités de pêche élevées, mais il n'a pas été possible de prouver une relation de cause à effet entre l'intensité de la pêche et la composition de la communauté. D'autres variables telles que la profondeur, la taille des grains et la teneur en matière organique ont également joué un rôle dans la diversité des échantillons, ce qui a également été constaté par de Jong *et al.* (2015), où les sables moyennement fins et les matières organiques élevées étaient corrélés avec la plus grande richesse en espèces et la biomasse la plus élevée.
- 2) Leewis *et al.* (2018) ont spéculé sur la question de savoir si les effets temporels pouvaient être dus aux fluctuations annuelles de la température et des conditions climatiques. Ils se sont également demandé si 10 ans après la construction de l'OWF était suffisant pour capturer la récupération du benthos. Une nouvelle campagne d'échantillonnage devrait mesurer et analyser des variables environnementales supplémentaires telles que les caractéristiques des sédiments (Leewis *et al.* , 2012) et le stress de cisaillement (de Jong *et al.* 2015). Une analyse plus poussée des données basées sur les caractéristiques des espèces pourrait permettre de mieux comprendre le fonctionnement de l'écosystème (Glorius *et al.* 2016) et les mécanismes de reconstitution.

Mélange vertical, stratification et production primaire

Floetar *et al.* (2017) ont étudié les effets pélagiques des fondations de l'OWF et c'était la première fois que des données bio-physiques empiriques étaient recueillies à partir du BARD 1 OWF en Allemagne. L'étude a fait suite à des recherches antérieures de modélisation théorique et a examiné l'impact sur l'hydrographie ambiante, les concentrations locales de nutriments, la disponibilité de la lumière et la production primaire ainsi que la distribution du zooplancton et des poissons pélagiques.

- 1) Lorsque les courants de marée passent devant les structures de fondation de l'OWF, un sillage turbulent est généré, ce qui devrait contribuer au mélange de la stratification et au transport ultérieur des nutriments dans la couche mélangée de surface (Cazenave *et al.* 2016 ; Carpenter *et al.* 2016). Les résultats suggèrent que les fondations OWF sont responsables d'au moins une partie de l'augmentation observée du mélange vertical (également discuté dans la section 2), qui est également renforcée par les interactions locales entre la marée et la bathymétrie. Cependant, la séparation exacte des causes naturelles et anthropiques nécessite une meilleure connaissance de la variabilité de la stratification dans des conditions non perturbées et nécessite des recherches plus approfondies. Les données des images de l'enregistreur vidéo de plancton ont révélé des densités de zooplancton spécifiques à certains groupes, démontrant des schémas de distribution distincts par rapport à l'OWF.
- 2) À une certaine échelle, les densités médianes de poissons pélagiques se sont avérées plus élevées au sein des OWF et au nord-ouest des OWF. Cependant, la variabilité était élevée et des densités élevées ont été trouvées dans d'autres zones également, ce qui n'a donc pas donné lieu à des différences statistiquement significatives, bien qu'il soit possible que l'échosondeur vertical n'ait pas détecté de poissons à proximité des fondations des turbines (Floetar *et al.* 2017). Les résultats de cette étude démontrent la difficulté de séparer complètement les impacts anthropiques de la variabilité naturelle. Pouvoir discerner les relations de cause à effet induites par l'OWF de la variabilité naturelle reste un défi crucial.

Les voies de causalité

Dannheim *et al* (2019) ont réalisé une analyse documentaire de 233 publications sur les effets benthiques des énergies renouvelables offshore. Leur étude définit un ensemble de relations de cause à effet scientifiquement argumentées, décrivant les interactions entre les dispositifs d'énergie renouvelable marine (MRED) et le benthos. Dannhem *et al* (2019) ont établi des diagrammes conceptuels de cause-effet qui sont ensuite notés pour identifier les domaines de haute priorité et les travaux ultérieurs.

Ils ont constaté qu'en général, les trajectoires liées à l'effet récifal artificiel avaient les scores les plus élevés sur l'échelle temporelle et spatiale, ainsi que la plus grande ampleur de l'effet (sensibilité). Les résultats ont fourni des preuves supplémentaires que la sensibilité benthique aux effets des énergies renouvelables offshore est plus élevée que ce qui avait été indiqué précédemment. Leur approche a permis d'identifier des lacunes importantes dans les connaissances et les besoins de recherche sur :

- des changements hydrodynamiques pouvant entraîner une altération de la production primaire, avec des conséquences potentielles pour les filtres d'alimentation,
- l'introduction et l'extension de l'aire de répartition des espèces non indigènes (par des effets de tremplin) et
- les effets du bruit et des vibrations sur les organismes benthiques,

Les connaissances sur les changements du fonctionnement écologique par des effets en cascade sont limitées et nécessitent des recherches distinctes fondées sur des hypothèses, combinées à une modélisation écologique intégrative. Conformément à la méthodologie appliquée dans cette étude, des suggestions pour de futures recherches sont incluses dans la section sur les lacunes en matière de connaissances

Toutes ces relations de cause à effet ont le potentiel de modifier le système benthique sur de grandes échelles spatiales et à long terme.

Espèces envahissantes

Des recherches antérieures ont suggéré que le MREDS pourrait offrir des voies d'accès ou servir de "tremplin" pour que les espèces envahissantes atteignent des zones plus éloignées (Miller *et al.* 2013) ou même pour des espèces dont la distribution est habituellement limitée à des régions plus côtières de la mer du Nord. En effet, dix espèces non indigènes ont été trouvées sur un substrat dur au Thornton Bank OWF (Jak et Glorius 2017).

D'autres recherches ont démontré l'invasion et l'extension de la portée par la MREDS (De Mesel *et al.* 2015 ; Coolen *et al.* 2016). Toutefois, la prudence est de mise quant à la menace potentielle d'espèces envahissantes dans les régions subtidales en raison des espèces déjà connues pour habiter les habitats existants (Dannheim *et al* (2019). L'expansion des espèces intertidales est cependant susceptible d'être plus fréquente, car la MREDS représentera un nouvel habitat au large des côtes (Kerckhof *et al.*, 2016). Il est suggéré que la modélisation et les études de terrain futures devraient cibler le niveau de risque d'invasion posé par la MREDS pour les espèces intertidales et subtidales.

4.2.3 Augmentation des concentrations de sédiments en suspension (SSC)

4.2.4 La documentation fournie ne contenait pas d'informations sur cet impact potentiel du développement de l'éolien offshore sur ce récepteur particulier

11. Perturbations dues aux activités de maintenance

La documentation fournie ne contenait pas d'informations sur cet impact potentiel du développement de l'éolien offshore sur ce récepteur particulier.

4.2.5 Bruit opérationnel

Il a été démontré que l'émission d'énergie dans le milieu marin, principalement le bruit ou les vibrations, peut potentiellement affecter les populations locales de poissons (Gill *et al.* , 2012 ; De Backer et Hostens, 2017). Des études expérimentales sur le bruit ont également montré que la condition physique et la bioturbation étaient affectées (Pratt *et al.* , 2014 ; Debusschere *et al.* , 2016). L'analyse documentaire exhaustive de Dannheim *et al.* (2019) souligne que notre compréhension de l'impact du son sur l'épibenthos est limitée (Edmonds *et al.* , 2016 ; Roberts et Elliott, 2017).

Des études ont été menées sur la sensibilité des crustacés au bruit (Solan *et al.*, 2016) et sur l'impact que cela a sur leur comportement. Une étude sur la bio-irrigation chez *Nephrops norvegicus* (Solan *et al.*, 2016) en est un exemple. Dannheim *et al.* (2019) soulignent que de nombreux invertébrés sont sessiles et incapables de s'échapper et peuvent donc courir un risque plus élevé de dommages dus à la pollution sonore. Des recherches supplémentaires sont donc nécessaires pour étudier les paramètres sonores sous-marins causaux, tels que le mouvement des particules et la pression sonore, et leurs effets ultérieurs sur la faune benthique. Il existe encore un manque de compréhension des paramètres sonores sous-marins et de leurs effets sur la faune marine.

4.2.6 Fréquences électromagnétiques

La documentation fournie ne contenait pas d'informations sur cet impact potentiel du développement de l'éolien offshore sur ce récepteur particulier¹².

Voir la **section 5.2.4** pour plus d'informations sur les effets des fréquences électromagnétiques sur les mollusques.

¹¹ Les commentaires reçus sur ce document ont identifié d'autres documents qui pourraient être inclus dans de futures mises à jour, notamment Baeye & Fettweis (2015) et Forster (2018) et ses références. Il est recommandé de l'inclure dans les futures mises à jour.

¹² Les commentaires reçus sur ce document ont identifié d'autres documents qui pourraient être inclus dans de futures mises à jour, notamment Thomsen *et al.* (2015). Il est recommandé d'inclure ces documents dans les futures mises à jour.

4.2.7 Conception de l'enquête et puissance statistique

De nombreux documents examinés dans la mise à jour de 2019 sont arrivés à la même conclusion en ce qui concerne le plan d'échantillonnage, les types d'engins et les implications que cela a sur la puissance statistique, et finalement, être capable de distinguer entre la variabilité naturelle et les effets discernables des parcs éoliens. L'utilisation des BRUV est utile dans les environnements tempérés à haute énergie, mais elle peut être soumise à de mauvaises conditions météorologiques et à des problèmes logistiques et techniques, ce qui augmente alors l'effort d'échantillonnage nécessaire pour garantir une puissance statistique suffisante pour détecter les changements sur les systèmes benthiques (Bicknell *et al.* 2009). Il faut en tenir compte dans les EIE si les résultats associés sont utilisés pour justifier des effets positifs ou négatifs. Il existe des différences spatiales dans la capacité à détecter les changements dans la richesse et l'abondance relative des espèces, ainsi que dans les variations annuelles (Bicknell *et al.* 2009). Davantage d'études doivent faire état de la puissance statistique post-hoc afin d'éviter une nouvelle analyse des données originales. Cette ré-analyse est recommandée pour les futures études approfondies. Jack & Glorius (2017) reconnaissent que cela est possible pour certains OWF mais pas pour tous en raison de la propriété des données. La distinction entre un mauvais plan d'échantillonnage pourrait être surmontée en poursuivant la surveillance dans les parcs éoliens existants. Les parcs éoliens néerlandais Egmond aan Zee et Prinses Amalia sont de bons candidats étant donné leur programme d'échantillonnage relativement complet (Jak et Glorius 2017).

4.3 Déclassement

Perte d'4.3.1 habitat

Une étude de Fowler *et al* (2019) a examiné les recherches sur les plateformes pétrolières et gazières en se basant sur le fait qu'elles peuvent être des indicateurs des impacts potentiels de la perte d'habitat pour les OWF lorsqu'elles atteignent leur phase de démantèlement. La préférence politique actuelle est en faveur d'un retrait complet, ce qui se reflète dans la décision OSPAR 93/3 qui vise à garantir un accès et une utilisation sûrs des fonds marins pour tous les utilisateurs, à limiter les risques de pollution chimique en mer et à minimiser les responsabilités à long terme de l'État. Il existe cependant de nombreuses options d'enlèvement partiel, où certaines sections de la structure sont laissées dans l'environnement marin et le reste est transporté à terre pour être recyclé. Les exemples comprennent l'étalement, où la partie supérieure est enlevée et déployée *in situ* à côté de la base, ou l'étalement de toute la structure *in situ* (Fowler *et al.* 2019). Un système plus flexible au cas par cas adhérerait à l'approche de gestion adaptative pour la protection du milieu marin articulée dans la Stratégie environnementale de l'Atlantique du Nord-Est d'OSPAR (Accord OSPAR 2010-03). Une étude plus approfondie de ces options est nécessaire pour aider à informer les EIE. L'étude de Fowler *et al* (2019) recommande la suspension temporaire de l'enlèvement obligatoire des infrastructures offshore et conseille que cette approche soit appliquée au démantèlement dans les OWF.

4.4 Les lacunes en matière de connaissances

Les informations fournies ci-dessus sur les impacts du développement de l'éolien offshore sur les récepteurs benthiques identifient également un certain nombre de lacunes dans les connaissances ou de recommandations. Pour plus de clarté, elles ont été extraites et résumées ci-dessous :

- À l'avenir, les bio-acousticiens devront également mener davantage de recherches et de travaux de normalisation pour définir des seuils de réponse comportementale pour d'autres récepteurs tels que les poissons et les invertébrés (Hawkins et Popper, 2016).
- Les assemblages d'espèces au sein des OWF semblent être principalement structurés par la variabilité temporelle à de plus grandes échelles spatiales telles que les fluctuations annuelles de température, les changements hydrodynamiques ou les efflorescences de plancton. Pour les analyses futures, il serait utile d'inclure des variables environnementales afin d'avoir une meilleure idée des modèles observés.
- L'effort de surveillance devrait être accru avec un plus grand nombre d'échantillons répétés par enquête afin d'augmenter la puissance statistique des analyses.
- *Mytilus edulis* et *Anthozoa sp* trouvés plus loin des fondations dans des sédiments mous - Cela pourrait indiquer que l'effet "récif" commence à s'étendre au-delà du voisinage direct des turbines. Cependant, un suivi détaillé est nécessaire pour valider s'il s'agit d'une observation ponctuelle ou d'un véritable effet de parc éolien qui se reflète dans le temps après la construction, peut-être en raison de l'augmentation de la biomasse épifaunique sur les fondations.
- Aucune différence n'a été observée, tant pour les variables abiotiques que biotiques, entre les fondations basées sur la veste et celles basées sur la gravité. Par ailleurs, l'effet de la présence de la turbine et du type de fondation pourrait se manifester à proximité des turbines (< 50m) et n'a donc pas été identifié dans le cadre de cette étude. Coates *et al.* (2014a) suggèrent que cela pourrait être le cas. Pour y remédier, il est recommandé d'effectuer une étude de surveillance ciblée pour étudier les changements potentiels de la sédimentologie et de l'enrichissement organique à proximité immédiate (7-100 m) des trois types de turbines présentes dans le BPNS (jacket, bases gravitaires et monopiles).
- Degraer *et al.* (2018) recommandent de réaliser une étude de surveillance ciblée comparant les trois différents types de fondations de turbine (monopiles, chemises et fondations gravitaires)

utilisés dans le BPNS

- Degraer *et al.* 2017 mentionnent deux limites des études réalisées sur la différence entre les substrats durs naturels et les substrats durs artificiels dans le BPNS. La première est le manque de données recueillies sur les grosses pierres et les gros blocs, ce qui mettra probablement davantage l'accent sur le fait que la diversité des espèces pour les substrats durs naturels est plus élevée que pour les substrats durs artificiels. La seconde est le peu de temps (deux ans) pendant lequel la protection contre l'affouillement a été disponible pour la colonisation. Les effets à long terme des substrats durs artificiels sur la diversité des espèces sont inconnus.
- Jak & Glorius (2017) ont souligné la tendance dans les eaux néerlandaises à la planification et au développement de parcs éoliens de plus en plus au large et en eaux plus profondes, ce qui réduit l'applicabilité des recherches existantes et exacerbe les lacunes actuelles en matière de connaissances. Si cette tendance se poursuit dans d'autres pays européens, il devient encore plus pertinent de combler les lacunes actuelles en matière de connaissances. Les documents examinés dans le cadre de la mise à jour de 2019 fournissent les recommandations suivantes pour la recherche future visant à combler les lacunes actuelles en matière de connaissances :
 - Les études futures devraient viser à quantifier les effets du sillage du vent à l'échelle de l'écosystème régional et dans de multiples disciplines, étant donné que de nombreux autres OWF seront en pleine activité dans un avenir proche. Il faudrait se concentrer davantage sur les effets cumulatifs des groupes d'OWF et sur le transfert trophique de toute augmentation de la production (Floetar *et al.* 2017).
 - La recherche sur les impacts des substrats nouvellement introduits devrait envisager l'étude des récifs naturels à proximité des récifs artificiels afin de réduire la variabilité causée par la séparation géographique et les variables environnementales associées (Coolen *et al.* 2018).
 - Même avec des connaissances limitées et des preuves statistiques significatives, on constate des changements évidents dans le benthos affecté par les infrastructures associées aux parcs éoliens offshore (Dannheim *et al.* 2019). Dannheim *et al.* 2019 recommandent d'inclure davantage de questions à base d'hypothèses dans les études de terrain ciblées afin de soutenir notre compréhension des processus et des modèles écologiques à l'échelle locale.
 - Mise à l'échelle de la recherche fondée sur des hypothèses à des échelles plus petites avec des approches de modélisation afin de définir et de comprendre les effets écologiques à grande échelle (Dannheim *et al.* 2019). Les approches de modélisation peuvent aider à déterminer la probabilité des effets et à prévoir les effets écologiques potentiels en cascade qui peuvent entraîner des changements inconnus. C'est également ce que suggèrent Coolen *et al.* (2019), c'est-à-dire que la surveillance future devrait se concentrer sur l'amélioration de notre compréhension de l'écologie des espèces et de l'écologie des systèmes, par exemple en commençant une vaste étude de l'impact sur l'écosystème et la chaîne alimentaire au sens large.
 - Fournir une connaissance plus approfondie et plus détaillée de la variabilité naturelle du système benthique dans l'espace et le temps, car c'est une condition préalable pour distinguer les changements potentiels induits par l'infrastructure des parcs éoliens offshore de la variabilité naturelle. Nous pourrions alors mieux comprendre la structure et la dynamique des écosystèmes benthiques. La coopération entre les groupes d'étude et les sites pourrait améliorer notre capacité à déterminer les facteurs qui influent sur la variabilité (Dannheim *et al.* 2019).
 - Le "temps de veille" des navires traditionnellement commandés par l'industrie devrait être

accessible aux chercheurs pour un coût supplémentaire minime pour l'industrie. En retour, les chercheurs pourraient fournir une analyse des données à l'industrie pour utilisation dans les EIE. Un exemple de cela serait d'étudier les communautés d'épifouling sur les structures offshore, qui peuvent inclure beaucoup plus d'espèces cryptiques plus petites que ce qui est détectable par vidéo (Fowler *et al.* 2019).

- Les vidéos et les photos recueillies par l'industrie lors de l'examen de l'intégrité structurelle des installations devraient être mieux utilisées. La résolution peut être médiocre, mais elle est souvent suffisante pour identifier les espèces dominantes (van der Stap *et al.* 2016 ; Coolen *et al.* 2018a). Les exploitants inspectent généralement les installations tous les 2-3 ans, ce qui constitue une rare occasion de constituer des ensembles de données à long terme sur les écosystèmes offshore (Macreadie *et al.* 2018 ; Fowler *et al.* 2019).
- Le personnel de l'industrie pourrait être formé à la collecte de données de base (Fowler *et al.* 2019), car on a déjà constaté que le personnel s'intéressant à l'écologie marine est souvent prêt à participer à des enquêtes scientifiques tout en travaillant en mer, car cela favorise le bon moral des équipes (Gates *et al.* 2017).
- Inciter les développeurs d'énergie à saisir les opportunités de financement de la recherche conjointe, comme Neptune Energy aux Pays-Bas qui a facilité Coolen *et al.* (2016, 2018a). Au Royaume-Uni, INSITE en est un bon exemple. INSITE encourage la coopération entre les parties prenantes pour combler les lacunes en matière de connaissances. Entre 2015 et 2017, l'ampleur des effets des structures artificielles par rapport à la variabilité spatiale et temporelle a été étudiée par l'attribution de 9 contrats de recherche. D'autres études devraient examiner dans quelle mesure les structures représentent un grand système de substrat dur interconnecté (Fowler *et al.* 2019).
- Des projets pilotes devraient être mis en place pour permettre d'examiner les risques écologiques des différentes options de démantèlement, ce qui peut ensuite contribuer à informer la politique. Cinq considérations qui ne sont souvent pas prises en compte à ce stade mais qui sont essentielles sont : la fourniture d'un habitat récifal, la productivité des écosystèmes offshore, l'amélioration de la biodiversité, la protection des fonds marins contre le chalutage et l'amélioration de la connectivité. La recherche dans ces domaines encouragera la collaboration entre l'industrie énergétique offshore et les chercheurs indépendants (Fowler *et al.* 2019).
- Il faut davantage de données de terrain sur la faune et les poissons épibenthiques, sur la protection contre l'affouillement et sur la connectivité entre les sites (Coolen *et al.* 2019).
- Les modèles de dispersion larvaire ont utilisé les courants de marée et les modèles météorologiques des années précédentes pour étudier le peuplement à partir du lieu d'origine de la moule bleue *Mytilus edulis*, de l'amphipode *Jassa herdmani*, de l'huître plate européenne *Ostrea edulis*, de la patelle commune *Patella vulgata*, des doigts d'homme mort *Alcyonium digitatum*, de l'oursin comestible *Echinus esculentus*, de l'anémone plumassière *Metridium senile*, de la patelle pantoufle *Crepidula fornicata* et des éponges porifera. Des recherches plus approfondies pourraient permettre de comprendre pourquoi certaines espèces ne sont jamais observées loin des côtes alors que d'autres sont communes, et quels sont les endroits qui sont liés et ceux qui ne le sont pas. Des études pourraient également examiner quelles espèces utilisent des lieux intermédiaires comme tremplins pour atteindre des lieux plus au large afin d'évaluer l'impact du retrait d'une structure (Coolen *et al.* 2019).
- L'introduction de structures artificielles tridimensionnelles modifiera les conditions hydrodynamiques. Ces structures nouvellement ajoutées détermineront le succès de la colonisation et la présence d'espèces dans les habitats naturels environnants et peut modifier la

disponibilité de la nourriture pour les filtreurs. Cela souligne l'importance des études sur les effets des écosystèmes (voir également la section 8) ;¹³

5 Écologie des poissons et des crustacés

5.1 Construction

5.1.1 Perturbation de l'habitat

La documentation fournie ne contenait pas d'informations sur cet impact potentiel du développement de l'éolien offshore sur ce récepteur particulier.

5.1.2 Détérioration de la qualité de l'eau due à la remise en suspension de sédiments contaminés

La documentation fournie ne contenait pas d'informations sur cet impact potentiel du développement de l'éolien offshore sur ce récepteur particulier.

5.1.3 Augmentation des concentrations de sédiments en suspension (SSC)

La documentation fournie ne contenait pas d'informations sur cet impact potentiel du développement de l'éolien offshore sur ce récepteur particulier.

5.1.4 Bruit sous-marin

Poissons

Les activités de construction OWF, telles que le battage de pieux, génèrent des sons (à la fois des sons et des mouvements de particules). Le son est utilisé pour la communication entre les poissons, le comportement d'accouplement, la détection des proies et des prédateurs, l'orientation et la migration et la sélection de l'habitat. Ainsi, tout ce qui interfère avec la capacité d'un poisson à détecter et à répondre à des sons biologiquement pertinents peut diminuer la survie et la forme physique (Popper & Hawkins, 2019).

Compte tenu de l'augmentation rapide des OWF en mer du Nord, et afin de déterminer plus précisément les seuils sonores à utiliser dans les directives internationales, des recherches ont été entreprises pour mieux connaître les effets du battage de pieux sur la santé des poissons (Degraer *et al.* 2017). Halvorsen *et al.* (2012a) ont montré que la gravité des blessures n'est pas seulement due au niveau énergétique total d'exposition (SELcum) ; le niveau énergétique d'exposition d'une seule impulsion (SELss) et le nombre d'impulsions sont tout aussi importants.

Compte tenu de ce qui précède, une expérience de terrain a été entreprise à l'été 2016 dans le cadre du projet Nobelwind OWF dans le BPNS afin de déterminer l'effet direct de l'enfoncement de pieux sur l'état de santé de la morue de l'Atlantique (*Gadus morhua*). De grandes cages en filet, contenant chacune 9 à 12 individus de morue (taille moyenne de 31 cm), ont été immergées à 8 m sous la surface de l'eau. Les cages ont été placées à des distances croissantes (75 m, 400 m, 1 400 m et 1 700 m) de la source sonore, exposant les cabillauds à un empilement.

Les niveaux moyens d'exposition au bruit d'une seule frappe (SELss) ont diminué de 175 dB re 1µPa²s à 400 m de distance à 168 dB re 1µPa²s à 1700 m de distance (Degraer *et al.*, 2017). Les niveaux de pression acoustique ambiants (SPL) ont varié entre 114 et 138 dB re 1µPa. Dans l'ensemble, 11 % des morues ont été retrouvées mortes, probablement en raison de la manipulation

¹³Les commentaires reçus sur ce document ont permis d'identifier d'autres lacunes en matière de connaissances, comme suit :

1. *Importance de la colonisation de la protection des câbles - Les résultats du rapport EB10 de Crown Estate ont montré qu'il y a peu ou pas d'informations sur les effets de la protection des câbles sur le fond marin ou sur les communautés écologiques benthiques associées (par exemple, la colonisation des mesures de protection installées)*
2. *Impacts de l'élimination des vagues de sable et de la récupération du benthos lors de l'installation des câbles.*

car aucune relation directe n'a pu être trouvée avec la distance à la source sonore (Degraer *et al.*, 2017). Une forte augmentation du barotraumatisme de la vessie natatoire a été détectée avec la diminution de la distance à la source de battage : aucune vessie natatoire n'a été rompue à 1700m ni sur les sites de contrôle, 20% ont été rompus à 1400m, 40% à 400m et jusqu'à 90% des vessies natatoires ont été rompues à 75m. Bien que la plupart des poissons dans les cages situées à proximité directe de la source d'empilement (distance de 100 m) aient survécu à cette expérience à court terme, ils ont tous présenté de nombreux cas d'hémorragie interne et un degré élevé de comportement anormal de nage, ce qui indique un taux de survie à long terme réduit. Cependant, ces effets nuisibles immédiats semblent ne se produire qu'à proximité de la source sonore à forte impulsion. Les résultats de cette expérience in situ fournissent des informations précieuses pour évaluer scientifiquement les "limites critiques du son" actuelles. Il convient de noter que cette expérience fournit un scénario du pire cas où les cabillauds n'ont pas pu nager loin de la source de bruit à laquelle ils ont été exposés.

Les résultats indiquent qu'avec les limites sonores actuelles, un barotraumatisme de la vessie natatoire peut se produire chez les poissons physoclastes (poissons à vessie natatoire) comme la morue de l'Atlantique lorsqu'ils se trouvent dans un rayon de 750 m autour de la source sonore lors du battage de pieux. Il s'agit toutefois d'un effet à petite échelle, et il semble peu probable qu'il entraîne des effets significatifs au niveau de la population. Néanmoins, afin d'étudier ce que l'effet observé signifie à plus grande échelle, l'impact individuel peut servir de base à une évaluation de l'impact sur la population.

Cette expérience a prouvé qu'elle devait être répétée pour répondre à d'autres questions de recherche concernant les blessures de l'oreille interne, le taux de survie à long terme, etc. ; cette fois, cependant, avec de petits hydrophones numériques autonomes (par exemple icListen HF-X2) qui peuvent être déployés avec les cages. Idéalement, le mouvement des particules est également mesuré, car il s'agit d'une deuxième composante importante du son, et son rôle dans les effets du son impulsif sur les poissons doit être étudié plus en détail.

Bolle *et al.* (2015), dans Koppel et Schuster (2015), ont examiné les effets létaux de l'exposition au bruit du battage de pieux à différents stades larvaires de 3 espèces de poissons (sole commune *Solea solea*, bar européen *Dicentrarchus labrax* et hareng *Clupea harengus*), représentant différents développements de la vessie natatoire (vessie natatoire non, ouverte et fermée). En outre, Bolle *et al.* (2014) ont examiné les effets létaux, les blessures et le rétablissement après des blessures chez les juvéniles de bars européens. Des sons enregistrés de battage de pieux ont pu être reproduits à des niveaux zéro à crête allant jusqu'à 210 dB re 1 μPa^2 (pressions zéro à crête allant jusqu'à 32 kPa) et des niveaux d'exposition aux sons à impulsion unique allant jusqu'à 186 dB re 1 $\mu\text{Pa}2\text{s}$. Le niveau d'exposition sonore cumulé le plus élevé (SELcum) appliqué était de 216 dB re 1 $\mu\text{Pa}2\text{s}$ (999 coups). La survie a été surveillée pendant une période de 7 à 13 jours. Pour les bars juvéniles européens, les blessures ont été évaluées directement après le traitement et le rétablissement potentiel des blessures a été examiné 13 jours après le traitement. Les résultats des études sur les larves n'ont montré aucune différence significative de mortalité entre le groupe témoin et les groupes exposés (à SELcum jusqu'à 216 dB re 1 $\mu\text{Pa}2\text{s}$) pour aucune des espèces ou aucun des stades larvaires, ce qui suggère que les effets létaux du battage de pieux pourraient ne se produire qu'à faible distance (<100m).

Dans une étude ultérieure, Bolle *et al.* (2017) limitée aux effets létaux sur les larves de sole commune, des expériences ont été menées au cours desquelles différents stades de développement ont été exposés à divers niveaux et durées de bruit d'empilement. La première série d'expériences a indiqué qu'un effet de l'exposition à la pression sonore pouvait se produire, mais les différences n'étaient pas statistiquement significatives, peut-être en raison de la taille de l'échantillon. Les résultats de cette étude ne peuvent pas être extrapolés aux larves de poissons en général, car il peut y avoir des différences interspécifiques dans

la vulnérabilité à l'exposition au bruit. Toutefois, cette étude indique que les hypothèses et les critères précédents pourraient devoir être révisés.

Par exemple, le critère SEL cumulatif provisoire défini par le groupe de travail hydroacoustique des pêcheries américaines (FHWG) pour les lésions tissulaires non auditives chez les poissons <2g est de 183 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{s}^{-1}$ (Oestman *et al.*, 2009). La SEL cumulative la plus élevée utilisée dans la présente étude (206 dB) était bien supérieure à cette norme, mais aucun effet significatif sur la survie des larves de sole commune n'a été observé. Au départ, le FHWG a proposé des seuils de 187 dB SEL et 208 dB de pression de crête pour l'apparition de blessures dues au battage de pieux (Popper *et al.*, 2006), sur la base d'une évaluation des informations disponibles (Hastings & Popper, 2005). Ces critères ont ensuite été mis à jour : la norme SEL de 187 dB a été proposée pour le SEL cumulé au lieu du SEL à coup unique (Woodbury & Stadler 2008), la norme SEL a été réduite à 183 dB pour les petits poissons (Stadler & Woodbury, 2009), et la norme de pression de crête a été réduite à 206 dB (Stadler & Woodbury 2009). Stadler et Woodbury (2009) rapporté dans Bolle *et al.* (2019) ont déclaré que ces seuils représentent le début de la blessure, et non les niveaux auxquels les poissons seront gravement blessés ou tués.

Debuschere *et al.* ont étudié l'impact du battage de pieux sur les bars européens post-larves et juvéniles, ce qui a été rapporté dans Koppel et Schuster (2015). Les poissons (<2 grammes) ont été exposés à des coups avec un niveau d'exposition élevé au bruit d'un seul coup entre 181 et 188 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Le nombre de coups a varié de 1 739 à 3 067, ce qui a donné un niveau d'exposition sonore cumulé allant de 215 à 222 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. La survie immédiate et à long terme des groupes exposés était élevée et similaire à celle des groupes de contrôle. Pendant l'exposition au bruit, les poissons ont montré une respiration réduite, indiquant un niveau de stress élevé.

Au cours de l'étude, le comportement et la physiologie des poissons ont également été observés en laboratoire (Debuschere *et al.* 2015). Les niveaux sonores d'un seul coup ont atteint 162 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ et 2400 coups ont conduit à un niveau d'exposition sonore cumulé de 196 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ dans les aquariums. Dans ces conditions, le comportement normal a été perturbé, avec une augmentation des réactions de sursaut et un comportement stationnaire au début de l'exposition au bruit, mais il a été rétabli peu après la cessation du bruit. L'alimentation et la respiration n'ont pas été affectées. Le taux de croissance spécifique, cependant, était significativement différent entre les traitements, ce qui indique que l'assimilation des aliments a été réduite en raison de l'augmentation du niveau de stress après l'exposition. Ces résultats indiquent qu'une exposition de courte durée à un son impulsif crée des niveaux de pression acoustique à la source sonore qui sont inférieurs au seuil sonore léthal pour les poissons, mais supérieurs au seuil sonore de stress, du moins pour les bars de moins de 2 g. En outre, les niveaux sonores à une plus grande échelle peuvent perturber le comportement des poissons. Cette perturbation est cependant de courte durée et les expériences menées n'ont eu que peu d'impact sur la croissance et l'état des poissons.

Hawkins *et al.* (2014) dans Popper & Hawkins (2019) ont observé que le sprat européen (*Sprattus sprattus*) est sensible à la pression acoustique, tandis que le maquereau de l'Atlantique (*Scomber scombrus*) est probablement sensible uniquement au mouvement des particules. Les poissons ont été exposés à de courtes séquences de sons impulsifs répétés, simulant les coups d'un sonneur de pieux à différents niveaux sonores. Les résultats ont montré que l'incidence des réponses comportementales augmentait avec l'augmentation du niveau sonore. Cependant, les réponses du sprat européen la nuit étaient très différentes de celles montrées pendant la journée. Les bancs de sprats européens se séparent la nuit et les poissons ne réagissent pas aux sons émis par les batteurs de pieux.

Malgré une littérature académique et des travaux d'enquête approfondis, et leur utilisation dans les EIE, des incertitudes subsistent à la fois sur l'exactitude des informations actuellement disponibles sur le frai des poissons et sur le niveau/l'importance des impacts de l'empilement des activités sur les espèces de poissons (Boyle & New, 2018). Les données ont été consolidées et examinées pour définir les populations du Royaume-Uni, les principales zones de frai et les principales périodes de frai du hareng (*Clupea harengus*), afin d'identifier toute lacune dans notre compréhension du hareng (Boyle & New, 2018). L'étude suggère qu'il est possible d'identifier, dans le cadre de la cartographie historique, les zones où

l'activité de frai est concentrée dans des zones de frai mieux définies. Même à partir de données sur les larves dont la dérive n'a pas été rétrocalculée à un endroit précis, il est possible de démontrer qu'il existe des endroits précis où l'activité de frai est concentrée dans ces zones de frai historiques (Boyle & New, 2018). Comme les impacts de l'empilement sur le hareng sont perçus comme étant liés à la pression acoustique sous-marine et au mouvement des particules, il est important d'identifier les lieux de frai du hareng par rapport au site de construction du vent offshore. En plus des seuils sonores établis pour les poissons, des seuils doivent être établis en termes de mouvement des particules.

Mollusques et crustacés

Andersson *et al.* (2017) sont tout à fait d'accord avec l'idée que les futures lignes directrices pour les poissons doivent également être en termes de mouvement des particules et doivent également tenir compte des signaux provenant du substrat. Le battage de pieux produit un mouvement de particules rayonnantes qui pourrait avoir un impact sur les animaux vivant au fond de l'eau. Roberts *et al.* (2015) rapporté dans Weilgart (2018) ont constaté un changement de comportement évident chez les moules, principalement en ce qui concerne les fermetures de valves. Les seuils de réaction des moules se situaient dans la plage des vibrations mesurées à proximité du battage de pieux. Les vibrations sont susceptibles d'avoir un impact sur la santé globale des moules et sur leur reproduction, tant chez les individus que dans les parcs à moules entiers, car la fermeture des valves, qui est un comportement énergique et coûteux, qui perturbe la respiration, le rythme cardiaque et l'excrétion (Weilgart, 2018). Par conséquent, le mouvement des particules en suspension dans l'eau et la pression acoustique doivent être pris en compte lorsque l'on examine les effets des habitants du fond.

5.2 Fonctionnement et entretien

5.2.1 Perte d'habitat

La documentation fournie ne contenait pas d'informations sur cet impact potentiel du développement de l'éolien offshore sur ce récepteur particulier.

5.2.2 Introduction d'un nouveau substrat et modifications de l'activité de pêche14

Les substrats durs artificiels sont connus pour attirer de nombreuses espèces marines, parmi lesquelles plusieurs espèces très mobiles. La composition des espèces et le caractère unique de la faune piscicole autour des fondations des éoliennes offshore dans les eaux belges ont donc été étudiés, comme le rapportent Degraer *et al.* (2018). Ces structures offshore offrent un abri, un habitat approprié et une source de nourriture pour plusieurs espèces de poissons. Kerckhof *et al.* dans Degraer *et al.* (2018) ont observé un total de 25 espèces de poissons autour des fondations des éoliennes, dont 15 sont également connues pour vivre autour des épaves dans la même zone. Quatre espèces, le poisson têtard (*Raniceps raninus*), le Tompat Blenny (*Parablennius gattorugine*) et la barbotte à longues épines (*Taurulus bulbalis*) étaient auparavant rarement ou, dans le cas du Ballan Wrasse (*Labrys bergylta*), seulement une fois signalées dans les eaux belges. Cela ne signifie toutefois pas nécessairement qu'ils sont rares. Kerckhof *et al.* montrent que, pour obtenir un bon aperçu de la faune piscicole, l'utilisation d'une série de techniques d'échantillonnage variées est nécessaire. La plupart des espèces de poissons à substrat dur obligatoire qui ont été observées sont fréquemment enregistrées dans les parcs à huîtres et les champs de blocs rocheux de l'estuaire de l'Escaut oriental, situé à proximité. On s'attend à ce que les espèces de poissons à substrat dur qui fréquentent ces zones profitent de plus en plus de l'expansion continue des OWF dans le sud de la mer du Nord.

Diverses publications ont montré que des populations importantes de crabes tourteaux peuvent se trouver à proximité des monopiles. Sur la base de l'augmentation de la population des OWF dans le German Bight combinée aux données de densité dans la partie néerlandaise de la mer du Nord, une augmentation de la densité de la population de *C.pagarus* est attendue dans le parc Prinses Amalis de l'OWF néerlandais, qui comprend 60 monopiles et couvre une superficie totale de 14,2 km². Ces résultats, ainsi

que les caractéristiques de reproduction et de comportement du crabe, telles que les schémas de migration des crabes femelles et l'enfouissement des femelles avec les œufs, démontrent le potentiel de réussite de la colonisation dans les parcs éoliens offshore et le développement de l'exploitation de *C.pagurus* (Tonk & Rozemeijer, 2019). Toutefois, il existe des incertitudes concernant la capacité de charge locale et les indicateurs écosystémiques si la population de crabes augmente de manière substantielle.

Tallack (2002) dans Tonk & Rozemeijer (2019) a étudié un modèle de bilan énergétique dynamique (DEB) sur la production de homard européen (*Homarus gammarus*) sur OWF et a constaté qu'un homard par monopile peut atteindre une taille commercialisable (85 mm de longueur de carapace (CL) dans les eaux néerlandaises) après 3 ans lorsqu'il est stocké à une longueur de carapace de 50 mm. Sans repeuplement (relâchement des stocks de juvéniles d'élevage dans les populations sauvages épuisées), il faut environ 6 ans pour que le homard atteigne une longueur de carapace de 87 mm. Il faut environ 4 ans pour que les crabes tourteaux atteignent une taille commercialisable (130 mm de LC) avec repeuplement. Les homards sont moins nombreux que les crabes, voire pas du tout (Krone *et al.*, 2011, 2015, 2017).

La capacité de production maximale locale de crabe tourteau dépendra de la population de fond, du succès de la colonisation (y compris les schémas de migration et les interactions spécifiques entre les monopiles et les différents stades de vie du crabe brun), du taux de croissance et de la capacité de charge locale. Cela pose des questions sur la quantité de nourriture nécessaire pour soutenir une population de crabes comestibles dans un monopile (Rozemeijer & van de Wolfshaar, 2019).

¹⁴ Les commentaires reçus sur ce document ont permis d'identifier d'autres documents qui pourraient être inclus dans les futures mises à jour, notamment Barbut *et al.* (2019) sur les changements dans le recrutement des poissons plats. Il est recommandé d'inclure ces informations dans les futures mises à jour.

La fonction proposée des monopiles agissant comme collecteurs de larves peut également profiter aux densités de population locales. Cependant, on sait peu de choses sur l'installation précoce des jeunes *C.pagurus* et sur la manière dont cette interaction se produit (Tonk & Rozemeijer, 2019).

Nous commençons seulement à comprendre le rôle que jouent les décapodes dans les écosystèmes marins, et comment l'exploitation ou l'ajout à grande échelle de substrat sous forme de monopiles pourrait modifier ce rôle (Boudreau et Worm, 2012). Les données disponibles suggèrent que les grands décapodes peuvent jouer un rôle important dans la structuration des communautés benthiques. Les informations limitées actuellement disponibles concernant les contraintes et les possibilités des pêcheries de décapodes dans les OWF démontrent la nécessité de poursuivre les recherches sur les questions écologiques et socio-économiques entourant le potentiel de co-localisation des pêcheries (Hooper & Austen, 2014).

Dans la baie allemande, l'ajout de 5 000 monopiles supplémentaires à l'avenir est suggéré pour fournir un nouvel habitat récifal artificiel à 320 % de crabes bruns. Cependant, on ne sait pas très bien comment l'augmentation de la quantité de crabes sur les monopiles dans la baie allemande affectera la capacité de charge et si l'approvisionnement alimentaire disponible permettra une croissance suffisante de ces crabes. L'étude de Krone *et autres* (2017) illustre un changement de système potentiel vers une future faune de la mer du Nord, qui montre un rôle plus important de certains animaux de récif que dans l'état actuel de la mer du Nord. Néanmoins, ces résultats montrent un potentiel énorme pour les pêcheries de crabes envisagées dans les OWF néerlandaises situées plus au sud en mer du Nord. Cependant, on ne sait pas comment les quantités extraordinaires de crabes bruns associées aux monopiles dans le German Bight peuvent être attribuées aux OWF situées plus au sud de la mer du Nord, puisque les densités naturelles de crabes dans le German Bight sont plus élevées. Par conséquent, l'extrapolation de ces

données doit être considérée comme une indication très approximative et des densités plus précises de crabes bruns sont nécessaires pour fournir un meilleur aperçu.

5.2.3 Augmentation des concentrations de sédiments en suspension (SSC)

La documentation fournie ne contenait pas d'informations sur cet impact potentiel du développement de l'éolien offshore sur ce récepteur particulier.

5.2.4 Fréquences électromagnétiques

Les OWF seront reliés à la terre ferme par des câbles électriques sous-marins qui transporteront l'énergie produite jusqu'à la côte. Ces câbles génèrent des champs électromagnétiques (CEM) et des champs électriques induits (CEI) dans le milieu marin. Une grande partie des connaissances actuelles est basée sur la théorie ou sur des essais avec des forces expérimentales exagérées de CEM. Déterminer les impacts des CEM réalistes sur les espèces est donc une priorité essentielle. Snoek *et ses collaborateurs* (2016) ont identifié quatre principaux effets potentiels dus aux CEM dans la littérature. Ces effets sont les suivants : perturbation des réponses comportementales et des mouvements (attraction, évitement) ; perturbation de la navigation et du comportement migratoire ; perturbation des interactions prédateurs/proies et de la distribution des proies ; et perturbation du développement embryonnaire et cellulaire. Les études doivent se concentrer sur les quatre catégories d'effets.

Invertébrés

Les espèces du phylum Mollusca ont tendance à réagir à un champ magnétique modifié en changeant leur schéma d'activité. Cependant, pour induire ce changement de comportement, l'intensité du champ magnétique doit augmenter de manière substantielle (Snoek *et al.*, 2016). Chez les moules *Mytilus edulis*, les CEM peuvent entraîner une diminution de l'hydratation et des valeurs d'azote aminé à >5mT (Snoek *et al.*, 2016).

Scott *et ses collègues* (2018) ont étudié les effets des champs électromagnétiques (CEM) simulés, émis par les câbles électriques sous-marins, sur le crabe *décapodeur* (*Cancer pagurus*), un crabe comestible d'importance commerciale. Les crabes ont été maintenus dans des bassins de 1000L de débit avec une photopériode naturelle. Les crabes ont été exposés pendant 24 heures à des CEM statiques d'une intensité de 2,8 mT et 40 mT pour correspondre aux niveaux attendus, bien que très variables, à la surface d'un câble électrique sous-marin et correspondant à ceux des études précédentes. Les CEM ont été produits par des aimants solénoïdes électriques (24V) placés sous les cuves expérimentales. Paramètres physiologiques liés au stress étaient des mesures (L-Lactate, D-Glucose, Hémocyanine et fréquence respiratoire) ainsi que des paramètres de comportement et de réponse. L'exposition aux CEM a eu des effets physiologiques importants sur les crabes comestibles et a modifié leur comportement. Les crabes ont montré une nette attirance pour les abris exposés aux CEM (69 %) par rapport aux abris témoins (9 %) et ont réduit de manière significative leur temps d'errance de 21 %. Cela suggère que le comportement naturel d'errance, où les individus recherchent activement de la nourriture et/ou des compagnons, a été dépassé par une attraction à la source des CEM. Ces résultats prédisent que dans les zones benthiques entourant les dispositifs d'énergie marine renouvelable (MRED), où les CEM sont accrus, il y aura une augmentation de l'abondance de *C. pagurus* présent. On a constaté que les niveaux de mélatonine chez plusieurs espèces sont affectés par l'exposition aux CEM (Naylor *et al.* 1997 ; Shields & Payne, 2014). Cela suggère que l'exposition aux CEM pourrait affecter les crustacés sur un plan hormonal. L'agrégation potentielle est préoccupante. Étant donné l'attrait avéré de cette espèce pour les sources de CEM, l'incubation des œufs pourrait avoir lieu autour des zones où les émissions de CEM sont plus importantes. Scott *et al.*, 2018 suggère que des études à long terme sont nécessaires pour étudier les effets de l'exposition chronique aux CEM ainsi que les effets des CEM sur le développement des œufs, le succès de l'éclosion et la santé des larves.

Poisson osseux

Les poissons osseux sont connus pour détecter les CEM et les champs électriques pour la navigation, la migration sur de longues distances, le retour à la maison, etc. Par exemple, les espèces de poissons diadromes peuvent utiliser le champ magnétique terrestre pour s'orienter et se diriger pendant leur migration (Snoek *et al.*, 2016). Par exemple, les espèces de poissons diadromes peuvent utiliser le champ magnétique terrestre pour s'orienter et se diriger pendant leur migration (Snoek *et al.*, 2016). Boemre (2011) dans Snoek *et al.* (2016) a constaté qu'un effet potentiel des CEM sur les poissons pour un câble électrique sous-marin dépend des capacités sensorielles d'une espèce, des fonctions vitales que supportent ses systèmes magnétiques ou sensoriels et des caractéristiques de l'histoire naturelle de l'espèce.

Les études portant spécifiquement sur la vie marine de la mer du Nord sont rares, en particulier les études de terrain et les études portant sur les champs magnétiques compris entre 5 et 300 uT ou sur les champs de 0,5 à 5 mV/m. Snoek *et al.* (2016) ont rassemblé et présenté des études pertinentes ou récentes qui font état d'espèces de la mer du Nord (**tableau 5.1**). Sur la base de ce tableau, il est conclu que les informations disponibles sur l'effet des CEM sur les espèces qui vivent en mer du Nord sont trop limitées pour tirer des conclusions sur l'impact potentiel des CEM générés par les câbles électriques sous-marins.

Afin de créer davantage de connaissances sur les espèces et, à terme, les populations, la recherche doit se concentrer sur les espèces (groupes) et - stades de vie prioritaires et plus particulièrement sur les sites et les forces de terrain qui se situent dans la même gamme que celles émises par les câbles sous-marins (Snoek *et al.*, 2016).

Tableau 5.1 Aperçu des études pertinentes concernant les espèces de la mer du Nord. Source : Snoek *et al.*, 2016.

Source / Type d'étude	Les espèces de la mer du Nord	Type Champs testés	Conclusion	Discussion
Orpwood <i>et al.</i> , 2015. Expérience de laboratoire. Mouvement (passage dans une huile) d'une espèce migratrice.	Anguille européenne (<i>Anguilla Anguilla</i>) stade de l'anguille argentée	AC MF de 9,6 uT	Pas de preuve d'un mouvement différent	Échantillon de petite taille, comportement nocturne non inclus, faible intensité de champ
Gill <i>et al.</i> , 2009. Expérience sur le mésocosme en eau peu profonde. Comportement à proximité de câbles enterrés alimentés et non alimentés en électricité en Écosse.	Rayon (<i>Raja clavate</i>), Aiguillat commun (<i>Squalus acanthias</i>) et Aiguillat commun (<i>Scyliorhinus canicular</i>)	Maximum de 100A de courant, 8 uT et 2,2 mV/m	L'aiguillat est plus proche du câble lorsqu'il est alimenté. Les réactions des individus aux CEM sont très variables	Aucun élément de la présente étude ne suggère un effet positif ou négatif sur les élasmobranches des CEM rencontrés
Vattenfall 2006. Étude sur le terrain du câble de Nysted (mer Baltique) à l'aide de quadri	Faune piscicole : notamment le cabillaud de l'Atlantique, le hareng de la Baltique, le flet (<i>Paralichthys flesus</i>) et l'anguille européenne	Aucune mesure des champs électromagnétiques	Les anguilles européennes semblaient s'éloigner, le cabillaud semblait s'accumuler près du câble et la pie	Données de base manquantes, mise en place avec une grande complexité et de nombreuses difficultés, d'autres facteurs peuvent limiter les résultats

Source / Type d'étude	Les espèces de la mer du Nord	Type Champs testés	Conclusion	Discussion
tykes directionnels et marquer la reconquête de l'anguille			et fletent le plus susceptibles de franchir la câble pendant les périodes de faible puissance production	
Bocher & Zetler 2004 ; 2006. Étude en laboratoire d'un spécimen de la mer Baltique exposé à des champs magnétiques statiques artificiels	Flet, Moule bleue, Crevette de la mer du Nord (<i>Crangon crangon</i>), Crabe rond (<i>Rhithropanopeus harrisi</i>).	Champ statique de 3,7 mT (long terme), 2,7 mT (court terme)	Aucune différence entre les animaux de laboratoire	Un champ de force élevé
Kalmijn 1971. Expérience en laboratoire. Réponse de l'alimentation aux proies et aux champs émis par les électrodes	Poisson-chien à petites taches, <i>R. clavata</i>	4 uA	À courte distance, les champs électriques agissent comme une force directive beaucoup plus forte que les stimuli visuels et chimiques. (les électrodes sont préférées à l'odeur de poisson)	Seuls les champs électriques de faible amplitude (dans la gamme d'émission) par proie sont testés

Elasmobranches

Les études sur les effets des CEM sur les espèces d'elasmobranches qui vivent dans la région de la mer du Nord sont rares (**tableau 5.1**). L'attraction de champs électromagnétiques élevés a été observée chez plusieurs espèces de requins et de raies dans de nombreuses études. Cependant, les études sur les amplitudes de champ dans la gamme émise par les câbles sous-marins, sans parler des études de terrain, sont rares et peu concluantes. En outre, des différences de réponse entre les individus et d'accoutumance ont été observées. Comme les neurones primaires électrosensoriels réagissent à des champs électriques de 1 à 10 Hz, les réactions en dehors de cette bande passante (c'est-à-dire les câbles sous-marins de 50 Hz) ne devraient être évoquées qu'avec des intensités de champ beaucoup plus fortes.

Une étude du mésocosme parrainée par le COWRIE a été conçue pour examiner le comportement des espèces électro-sensibles confinées à proximité de câbles enterrés, alimentés ou non, en Écosse (Gill, *et al.* 2009). Cette étude a montré que les deux espèces d'elasmobranches benthiques étudiées réagissaient effectivement en étant attirées par les CEM émis, bien qu'avec une grande variabilité entre les poissons (Boemre, 2011). Les résultats n'ont toutefois pas permis d'évaluer l'impact sur les poissons ou les populations de poissons.

De plus, les roussettes ont montré une attirance pour les champs élevés, avec une préférence pour les câbles électriques. Aucune hypothèse générale ne peut être faite car les espèces d'elasmobranches ont tendance à réagir différemment, même entre individus. En outre, l'apprentissage et l'habituation ont été observés chez les espèces de requins, ce qui indique qu'ils peuvent s'adapter aux champs électriques anthropiques à l'échelle locale. Pour acquérir davantage de connaissances sur les espèces et, à terme, sur l'impact au niveau des populations, la recherche doit se concentrer sur des sites et des espèces spécifiques, et plus particulièrement sur la gamme des champs générés par les câbles électriques sous-marins.

Le type, l'intensité et la configuration du champ détermineront la détectabilité des champs anthropiques par les espèces. Les organismes sensibles aux champs électromagnétiques dans le milieu marin peuvent

détecter les CEM uniformes à la fois localement et à plus grande échelle ; il s'agit du type de champ prédominant associé aux câbles électriques sous-marins (Gill *et al.* , 2005). Les espèces sont plus susceptibles de détecter les CEM générés par les câbles à courant continu que par les câbles à courant alternatif en raison de la plus forte intensité des CEM des câbles à courant continu. De plus, la détection des espèces dépend de la configuration du câble puisque les CEM peuvent être renforcés ou annulés en fonction de la distance entre les câbles. Des champs électromagnétiques plus faibles ne sont pas nécessairement associés à un impact moindre. De plus, les CEM faibles peuvent avoir une fonction écologique importante, comme les faibles variations du champ géomagnétique utilisé pour la navigation pendant la migration et les faibles champs induits par les proies.

5.2.5 Bruit opérationnel

Le fonctionnement continu d'une éolienne offshore peut modifier l'environnement acoustique. Par conséquent, des aspects critiques du comportement des poissons pourraient être perturbés par la présence de sons à long terme qui masquent la capacité d'un poisson à détecter des sons d'importance biologique (Popper & Hawkins, 2019). Par exemple, les sons anthropiques peuvent interférer avec le comportement de recherche de nourriture soit en masquant les sons pertinents, soit en ressemblant au son que la proie peut générer (Purser & Radford, 2011).

Pine *et al.* (2012) dans Weilgart (2018) ont constaté que le bruit des éoliennes décourageait la fixation des larves et retardait la métamorphose chez deux espèces de crabes. Cela est dû au fait que le bruit masque d'importants indices de colonisation acoustique naturelle.

De nombreux poissons migrent et utilisent une variété d'indices pour s'orienter et naviguer (Popper & Hawkins, 2019). Des sons de forte intensité peuvent entraîner des réactions d'évitement. Les sons sont également importants pour de nombreuses espèces de poissons pour le frai. Casaretto *et autres* (2015) dans Popper & Hawkins (2019) ont montré que l'*églefin* mâle (*Melanogrammus aeglefinus*) est territorial et que les visites des femelles sur leur territoire sont induites par les sons des mâles, déclenchant un comportement de parade nuptiale, conduisant à l'étreinte de frai. Il a été suggéré par de Jong *et al* (2018) que la communication acoustique pourrait jouer un rôle crucial dans l'interaction reproductive et ils soulignent que plus de 800 espèces de poissons ont été amenées à communiquer par voie acoustique. Des recherches supplémentaires doivent être entreprises pour examiner les effets à long terme de l'exposition continue aux sons anthropiques, en particulier en examinant le comportement des poissons sauvages dans des conditions plus naturelles.

5.2.6 Modifications de l'activité de pêche

Comme indiqué dans Koppel et Schuster (2015), Winter *et al.* (2015) ont étudié la communauté de poissons démersaux et pélagiques dans l'OWF Egmond aan Zee et deux zones de référence avant (T0), et après la construction (T1, T5) en utilisant des relevés au chalut et des relevés acoustiques. Les conséquences écologiques potentielles pour les poissons ont été supposées être liées à l'introduction de nouveaux habitats, c'est-à-dire les monopiles et la protection contre l'affouillement qui les entoure, la perturbation par le fonctionnement du parc éolien (par exemple le bruit), et l'exclusion des pêcheries dans le parc éolien et sa zone de sécurité environnante. En outre, la composition des espèces a été étudiée à proximité des monopiles pendant trois saisons au cours de la période de surveillance T5. Le comportement des poissons individuels dans et autour du parc éolien a été étudié par une étude de marquage et de télémétrie pour laquelle la sole (*Solea solea*) et le cabillaud (*Gadus morhua*) ont été sélectionnés pour représenter à la fois les espèces vivant dans le sable et les substrats durs. Les résultats montrent que la présence des parcs éoliens semble avoir un effet limité sur la communauté de poissons dans la zone côtière néerlandaise. Pour quelques espèces, des bénéfices locaux sont apparus, probablement en raison de la création de nouveaux habitats à substrat dur et de l'exclusion des pêcheries. Des différences ont été observées entre le nouvel habitat artificiel à substrat dur et le substrat sableux. De grandes agrégations de poissons ont été observées près des monopiles, principalement en été. En outre,

une abondance nettement plus élevée de cabillaud, de bavette (*Trisopterus luscus*), de barbue (*Myoxocephalus scorpius*), de rascasse (*Taurulus bubalis*) et de dragonet commun (*Callionymus lyra*) a été observée sur la protection contre l'affouillement près des monopiles. Une abondance plus faible a été observée pour les espèces de poissons plats, la sole, la limande (*Limanda limanda*) et la plie (*Pleuronectes platessa*) et également pour le merlan (*Merlangius merlangus*). Pour certaines espèces, une abondance plus élevée à proximité des monopiles peut entraîner une protection contre la pêche et un effet positif potentiel sur leurs populations. Toutefois, à plus grande échelle (en comparant avec l'ensemble de la zone côtière néerlandaise), aucune différence significative dans l'abondance des poissons n'a été constatée dans le parc éolien par rapport aux sites de référence.

5.2.7 Gestion et atténuation

Weilgart (2018) a suggéré certaines mesures de gestion et d'atténuation en ce qui concerne le battage de pieux. (1) Toutes les sources de bruit devraient éviter les zones et les périodes de l'année importantes sur le plan biologique, comme le frai. Les chœurs de poissons à l'aube ou au crépuscule devraient être évités. (2) Réduire les bruits de battage de pieux ou de construction dans l'eau et les vibrations dans le fond marin. Des fondations alternatives telles que les caissons de succion ou les fondations par gravité peuvent éliminer efficacement le bruit pendant la construction. De nouvelles méthodes d'installation plus silencieuses, telles que le pieu BLEU qui ne nécessitent pas de marteau et n'ont pas de pièces mobiles, devraient être explorés et promus. (3) Des EIE approfondies doivent être réalisées pour toutes les activités sonores susceptibles d'avoir des incidences. Des analyses des incidences sur les poissons et les invertébrés doivent être incluses. (4) Les refuges acoustiques des zones biologiquement importantes encore silencieuses pour la vie marine sensible au bruit doivent être sauvegardés et protégés contre le bruit.

Un total de 19 OWF ont été identifiés à ce jour comme ayant des restrictions sur le hareng ou d'autres exigences d'atténuation pour cette espèce associées aux permis marins - la raison pour laquelle des restrictions sur l'empilage sont appliquées est due à l'effet potentiel de l'empilage sur les harengs adultes en frai et/ou leur comportement. On considère qu'une gamme limitée de niveaux de bruit présente peu ou pas de risques pour les œufs ou les larves (Boyle & New, 2018). Il semblerait qu'à ce jour, le frai du hareng n'ait pas été un sujet de préoccupation pour le développement de l'OWF dans les pays non britanniques, la principale préoccupation étant liée aux effets du bruit sous-marin sur les mammifères marins. Il n'y a pas de directives ou de réglementations spécifiques en place pour traiter spécifiquement du hareng dans les eaux non britanniques. Au Royaume-Uni, il existe quelques réglementations et orientations générales qui concernent les populations de poissons frayants ainsi que les critères et les seuils d'exposition au bruit (Boyle & New, 2018). En outre, le Royaume-Uni a mis en place une déclaration de politique marine qui définit le processus permettant aux pays du Royaume-Uni de former et d'adopter des plans marins nationaux et régionaux. En Écosse, le hareng est classé comme une caractéristique marine prioritaire (PMF) et sa conservation doit donc être prise en compte lors du processus décisionnel.

Scott *et al.* (2018) mentionnent que l'impact des CEM sur les crustacés doit être pris en compte lors de la planification des MRED.

Tonk & Rozemeijer (2019) suggèrent de surveiller l'âge auquel les *C. pagrus* deviennent fertiles dans les sites proposés par l'OWF. La modélisation du DEB est recommandée en combinaison avec la surveillance prévue dans l'OWF Prinses Amalia pour quantifier le potentiel de production local. La désignation de zones fermées / sans prélèvement est suggérée pour tenir compte des faibles densités potentielles de grands mâles de *C. pagrus* dans les OWF néerlandais.

5.3 Les lacunes en matière de connaissances

Les informations fournies ci-dessus sur les impacts du développement de l'éolien offshore sur les récepteurs écologiques des poissons et des mollusques et crustacés mettent également en évidence un certain nombre de lacunes dans les connaissances ou de recommandations. Par souci de clarté, elles ont

été extraites et résumées ci-dessous :

- Farcas *et al.* 2015 ont identifié un important déficit de connaissances. Les modèles actuels appliqués dans les EIE ne prennent en compte que la composante de pression acoustique du son, qui est le moyen par lequel les mammifères entendent. Cependant, le principal mécanisme par lequel les espèces de poissons et d'invertébrés détectent le son est le mouvement des particules (Popper et Fay, 2011 ; Morley *et al.*, 2014). Les niveaux de pression acoustique et de mouvement des particules peuvent varier considérablement dans la région proche des sources de bruit et dans les eaux peu profondes (Hawkins, 1986), et des techniques permettant de modéliser spécifiquement cette composante du son sont donc nécessaires pour mieux prévoir l'impact potentiel des activités génératrices de bruit sur ces groupes d'animaux.
- Il y a encore des lacunes dans les connaissances sur les effets du bruit sous-marin provenant de l'empilement lié aux blessures de l'oreille interne et sur le taux de survie à long terme. Les études futures sur les impacts sur la survie des poissons devraient utiliser de petits hydrophones numériques autonomes (par exemple iListen HF-X2) qui peuvent être déployés avec les cages. En outre, on ne sait pas très bien comment le mouvement des particules associé à l'empilement et au bruit sous-marin affecte les poissons. Idéalement, le mouvement des particules est également mesuré, car il s'agit d'une deuxième composante importante du son, et son rôle dans les effets du son impulsif sur les poissons doit être étudié plus en détail.
- Selon Popper & Hawkins (2019), pour poursuivre les recherches sur le bruit sous-marin pour les poissons, il faut disposer d'un ensemble représentatif d'espèces de types de poissons (par exemple, sans vessies d'aération, ouvertes et fermées).
- D'autres études sur la façon dont le mouvement des particules associé à l'empilement et au bruit sous-marin a un impact sur les poissons doivent être menées et il faut ensuite gérer et atténuer cet impact (Bolle *et al.*, 2017).
- Nécessité d'examiner le comportement des poissons sauvages dans des conditions plus naturelles, car la plupart des études précédentes ont été réalisées dans des conditions de laboratoire et sur des animaux captifs (Popper & Hawkins, 2019).
- Des études à long terme sont nécessaires pour étudier les effets de l'exposition chronique aux CEM ainsi que les effets des CEM sur le développement des œufs, le succès de l'éclosion et la santé des larves. L'impact des CEM sur les crustacés doit être pris en compte lors de la planification des MRED (Scott *et al.*, 2018). Il existe également un grand manque de connaissances sur l'intensité réelle du champ électromagnétique à laquelle on peut s'attendre pour les différents modèles de câbles, les tensions et les sorties des OWF.
- La modélisation de la DEB est recommandée en combinaison avec la surveillance planifiée de l'OWF pour quantifier le potentiel de production local. Il est suggéré de désigner des zones fermées/absentes de prise pour tenir compte des faibles densités potentielles de grands mâles dans les OWF néerlandais (Tonk & Rozemeijer, 2019).

6 Mammifères marins

6.1 Construction

6.1.1 Perturbation due aux activités humaines

Brandt *et al.* 2018 ont étudié l'impact sur les perturbations des sept premiers parcs éoliens offshore allemands en construction, avec et sans mesures d'atténuation du bruit. Au cours de cette étude, il a également été observé que le nombre de marsouins communs détectés à proximité du site de construction a commencé à diminuer plusieurs heures avant le début de l'empilage, mais pas autant que

pendant celui-ci. Une explication probable de ce déclin est une augmentation des activités liées à la construction, comme une augmentation du trafic maritime en combinaison avec une transmission sonore accrue pendant les conditions météorologiques calmes au cours desquelles les activités de battage ont lieu (Degraer *et al.* 2017 et Dragon *et al.* 2016). L'augmentation du trafic maritime pourrait contribuer à la dissuasion des marsouins communs, et une étude récente suggère que les marsouins communs pourraient réagir à l'activité maritime à des distances supérieures à 1 km (Dyndo *et al.* 2015). Brandt *et al.* 2018 ont également observé que la durée de l'effet de perturbation au voisinage des pieux avait tendance à être plus longue pour les événements de pieux avec système(s) d'atténuation du bruit (NMS) que pour les événements de pieux sans NMS. Cela pourrait être lié à une plus grande activité de transport maritime associée aux événements de pieux avec atténuation du bruit lorsque les NMS doivent être installés et désinstallés. Cela pose la question de savoir dans quelle mesure la durée de l'effet après l'empilement est réellement due aux effets de dissuasion du bruit de l'empilement et dans quelle mesure elle peut être causée par d'autres caractéristiques de bruit liées à la construction et aux conditions météorologiques. Cela pose également la question de savoir si, en utilisant les NEM, on négocie un rayon d'effet plus petit et une force d'effet plus faible pour une durée d'effet plus longue à proximité du chantier de construction.

Une autre explication est proposée par Haelters *et al.* (2016), où l'on considère les événements consécutifs de battage de pieux qui empêchent la stabilisation des densités de marsouins. Toutefois, cela peut également être dû aux fluctuations saisonnières des densités de marsouins, dont le nombre diminue en fonction du temps au début de la période de construction (Haelters *et al.* 2016).

6.1.2 Bruit sous-marin

Réponse comportementale et déplacement

Russel *et al.* (2016) ont entrepris une étude pour établir si la distribution des phoques affectée par l'empilement se limite aux activités d'empilement ou a un impact temporel plus long. Il a été constaté qu'il n'y avait pas de déplacement significatif de phoques communs pendant l'ensemble de la construction. Toutefois, pendant l'empilage, l'utilisation (l'abondance) des phoques a été réduite de manière significative jusqu'à 25 km de l'activité d'empilage ; dans un rayon de 25 km du centre du parc éolien, on a constaté une diminution de 19 à 83 % (intervalles de confiance de 95 %) de l'utilisation par rapport à la période de rupture de l'empilage. Cela équivaut à un déplacement important à partir des niveaux de réception prévus, compris entre 166 et 178 dB re 1 IPa(p-p). Le déplacement a été limité à l'activité d'empilage ; dans les 2h suivant l'arrêt de l'empilage, les joints ont été distribués selon le scénario de non empilage.

Hastie *et al.* (2016) ont mené une étude sur les phoques communs pendant la construction d'un parc éolien offshore dans le sud-est de l'Angleterre. 25 phoques communs ont été marqués avec un système GPS qui a fourni des données sur la distribution et l'activité. La distance la plus proche de l'empilement des phoques individuels variait de 6,65 km à 46,1 km. En outre, les niveaux sonores maximums prévus pour chaque phoque individuel variaient entre 146,9 et 169 dB re 1 μ Pa crête à crête

Le déplacement observé des marsouins communs pourrait également être le résultat de l'utilisation de dispositifs de dissuasion s'ils sont appliqués (Dähne *et al.* 2013). Une étude réalisée à Alpha Ventus a montré un déplacement temporel dans un rayon de 20 km du site d'empilement, les taux de détection augmentant avec la distance du site de construction. Le taux de détection à 25 et 50 km de distance a montré une corrélation positive pendant le battage des pieux, indiquant que les marsouins communs déplacés se sont déplacés vers cette zone (Dähne *et al.* 2013). L'importance du déplacement ainsi que de la récupération peut être fortement dépendante des conditions dans la zone environnante, telles que la qualité de l'habitat, la disponibilité des proies, la concurrence et l'activité des navires (Scheidat 2012).

Tougaard *et al.* (2012) et Dähne *et al.* (2014b), comme indiqué dans Schuster (2015), ont souligné que même les incidences uniques où le comportement des espèces est interrompu (par exemple pour s'accoupler, se nourrir ou interagir) pourraient avoir un effet sur la population à long terme. Il a toutefois été noté que cet effet est pratiquement impossible à quantifier (Dähne *et al.* 2014b).

Rumes *et al.* comme indiqué dans Degraer *et al.* (2017) ont étudié l'impact à long terme des événements de battage de pieux sur la distribution des marsouins communs. De mai à septembre 2016, le battage de pieux a eu lieu au Nobelwind OWF situé sur le Bligh Bank en Belgique. Au cours de cette période, l'activité des marsouins communs a été enregistrée grâce à une surveillance acoustique passive (PAM) utilisant des détecteurs continus de marsouins (C-PoD), à différentes distances du site de construction (1 - > 55 km). Dans cette étude, les détections de marsouins communs avant, pendant et après le battage des pieux ont été comparées. Pendant le battage des pieux, les détections de marsouins ont diminué dans les stations situées jusqu'à 20 km du lieu de l'événement de battage. À plus grande distance (20-55 km), le nombre de marsouins est resté le même ou a légèrement augmenté pendant l'empilage, ce qui peut être dû au fait que des personnes déplacées ont pénétré dans la zone. Les niveaux sonores sous-marins ont été extrapolés pour les différents endroits. Les niveaux sonores du battage de pieux à la distance la plus éloignée où des réductions des détections de marsouins communs ont été observées étaient de ~159 dB re 1 μ Pa (niveau sonore du battage de pieux Lz-p)/ 136 dB 1 μ Pa2s (niveau d'exposition sonore (SELs)), qui est proche du niveau seuil de perturbation majeure pour les marsouins communs tel que proposé dans la littérature.

Avec l'augmentation de la distance de l'événement de battage, on s'attend à ce que les changements dans les détections de marsouins soient moins prononcés, commencent plus tard et durent moins longtemps (comme dans Diederichs *et al.* 2010;2011 ; 2016). Toutefois, si cela semble correct pour les stations situées à une distance de 15-20 km, d'autres stations (distance de 25-55 km) ne suivent pas cette tendance (Degraer *et al.* 2017). Comme le soutiennent Tougaard *et al.* (2009), cela peut être dû à la disponibilité limitée des données.

Afin d'évaluer plus précisément l'étendue spatiale et temporelle de la dissuasion des marsouins communs induite par le battage de pieux, il faut comprendre les conséquences de la répétition des événements de battage (Degraer *et al.*, 2017). Bien que Thompson *et al.* (2010) aient suggéré que la distance sur laquelle les cétacés sont perturbés augmente avec chaque empilement successif, aucun effet de ce type n'a été observé dans le German Bight (Brandt *et al.* 2016).

Graham *et al.* (2019) ont entrepris une étude pour identifier la réaction des marsouins communs à la construction de l'OWF. À l'aide de détecteurs d'écholocation et d'enregistreurs de bruit, ils ont étudié les réactions comportementales aux bruits d'empilement lors de l'installation d'un parc éolien en mer du Nord, qui a duré 10 mois. Les directives britanniques actuelles supposent un déplacement total dans un rayon de 26 km après le battage des pieux. Il a été constaté que le nombre d'heures de détection positives fluctuait au cours de l'année, mais il n'y avait aucune preuve d'une tendance temporelle négative dans l'occurrence à la suite de l'enfoncement des pieux. L'ampleur de la réaction de la population locale de marsouins a diminué au fil du temps, ce qui souligne que les évaluations précédentes des impacts des perturbations des programmes d'empilage à long terme peuvent être prudentes. L'étude suggère que les distances de réponse ne dépasseront probablement pas 20 km et fournit un ensemble de données qui peuvent être intégrées dans les cadres de modélisation de la population disponibles pour entreprendre des analyses coûts-avantages plus détaillées des méthodes de réduction du bruit potentielles. Sur la base d'une densité moyenne de marsouins dans la zone d'étude de Moray Firth de 0,274 km⁻² (Hammond *et al.*, 2013), le guide du JNCC prévoit le déplacement de 582 individus. En comparaison, 160 (IC 95% = 120-202) et 102 (IC 95% = 75-133) individus sont pour le premier et le dernier empilement, soit respectivement 28 % et 18 % de l'estimation totale des individus si l'on utilise les orientations actuelles du JNCC. L'utilisation des ADD et la présence de navires dans un rayon de 1 km ont été des covariables significatives dans les modèles et des travaux supplémentaires sont nécessaires pour mieux comprendre la contribution relative du battage de pieux, du bruit des ADD et de l'activité des navires aux réponses observées des cétacés à la construction en mer.

Valeurs seuils de l'audition

Comme indiqué par Hastie *et al.* (2015), un certain nombre de critères de seuil différents ont été élaborés ces dernières années pour les mammifères marins (par exemple, Southall *et al.*, 2007, 2019 ; NOAA,

2013, 2015) et les poissons (par exemple, Popper *et al.*, 2014). Lucke *et al* (2016) ont constaté qu'à ce jour, les études sur l'audition des animaux captifs ont montré que les phoques communs ont une ouïe aiguë dans l'air et sous l'eau (Bullock *et al.* 1971 ; Terhune 1991 ; Kastak et Schusterman 1998 ; Wolski *et al.* 2003 ; Reichmuth *et al.* 2013) avec une audition fonctionnelle allant d'au moins 100 Hz à 33 kHz dans l'air et 51 kHz sous l'eau (Reichmuth *et al.* 2013 ; voir Cunningham et Reichmuth 2016 pour la sensibilité aux hautes fréquences). Ces études sur l'audition ont toutes été réalisées en captivité. C'est pourquoi Lucke *et al.* (2016) ont étudié la sensibilité auditive chez les phoques sauvages. Des seuils auditifs ont été mesurés pour les fréquences cibles de 1,4, 2,0 et 2,8 kHz chez (18) phoques en liberté à The Wash (au Royaume-Uni) en 2012 et chez six des dix animaux testés en captivité en 2013. L'étude a conclu que les seuils auditifs dans l'environnement captif étaient comparables à ceux de la nature.

Southall *et al.* (2019) ont entrepris une analyse de la littérature actuelle pour mettre à jour les conclusions de Southall *et al.* (2007) en utilisant des données révisées par des pairs. Southall *et al.* (2007) ont défini les sources sonores comme des "impulsions" ou des "non-pulsations" en fonction de leurs caractéristiques à la source, en utilisant une approche simple, basée sur la mesure, proposée par Harris (1998), mais les critères d'exposition respectifs (impulsifs ou non impulsifs) doivent être appliqués en fonction des caractéristiques du signal susceptible d'être reçu par les animaux plutôt que des caractéristiques du signal à la source sonore. Les mêmes mesures d'exposition doubles utilisées par Southall *et al.* (2007) sont utilisées pour les critères de bruit impulsif : (1) le *niveau d'exposition sonore pondéré en fonction de la fréquence* (SEL), et (2) le *niveau de pression acoustique de crête non pondéré* (ci-après SPL de crête). Ces deux mesures sont appliquées à condition que le dépassement de l'un ou l'autre des seuils par le niveau spécifié soit suffisant pour entraîner l'apparition prévue du TTS ou du PTS.

Les différentes mesures de l'exposition sont nécessaires pour tenir compte des différents aspects du niveau et de la durée de l'exposition : La SEL est une mesure de l'énergie sonore de l'exposition accumulée au fil du temps et des expositions multiples, tandis que la SPL est une mesure de l'exposition maximale absolue. Pour les expositions impulsives (par exemple le battage de pieux et les canons à air comprimé sismiques), les deux critères sont définis pour tous les groupes de mammifères marins. Pour les expositions non impulsives (par exemple les passages de navires/avions ; le forage ; de nombreuses opérations de construction ou autres opérations industrielles), seuls les critères SEL pondérés en fonction de la fréquence sont donnés en remplacement de l'approche métrique de la double exposition proposée par Southall *et al.* (2007).

Pour estimer les critères de déclenchement du STP pour le bruit non impulsif en termes de SEL, un niveau d'exposition de 20 dB au-dessus du niveau de déclenchement du STP (6dB STP) a été utilisé pour chaque groupe de mammifères marins. Cela suppose le même taux de croissance (1,6dB TTS/ dB de bruit) entre le point de début du STT (6dB TTS) et le début estimé du STP (40 dB TTS) utilisé dans Southall *et al.* (2007) ; ce taux de croissance est maintenant étayé par des données empiriques limitées sur la croissance du STT pour quelques espèces de mammifères marins (examinées dans Finneran, 2015). Les critères de déclenchement des SEL TTS et PTS non impulsifs associés pour tous les groupes d'audition de mammifères marins sont donnés dans **Error ! Source de référence non trouvée.**

Tableau 2 Seuils de déclenchement des STT et des STP pour les mammifères marins exposés à des bruits non impulsifs :
Seuils SEL en dB re 1 μ Pa2s sous l'eau et dB re (20 μ Pa)2s dans l'air (groupes PCA et OCA uniquement)

Groupe d'audition sur les mammifères marins	Début de la TTS : SEL (pondéré)	Début du STP : SEL (pondéré)
Basse fréquence	179	199
les cétacés (LF ; par exemple les baleines à fanons)		
Haute fréquence	178	198

Cétacés (HF ; par exemple, les dauphins)		
Très haute fréquence	153	173
Cétacés (VHF : par exemple, marsouins)		
Siréniens (SI)	186	206
Carnivores phocidaires dans l'eau (PCW)	181	201
Autres carnivores marins dans l'eau (OCW)	199	219
Carnivores phocidiens dans l'air (PCA)	134	154
Autres carnivores marins dans l'air (OCA)	157	177

Comme dans Southall *et al.* (2007), une approche métrique double est retenue pour les stimuli impulsifs, et le seuil SEL pondéré est utilisé conjointement avec un seuil SPL de crête non pondéré. Peu d'études TTS ont été menées chez les mammifères marins en utilisant des sources de bruit impulsives représentatives telles que le battage de pieux et les signaux de canons à air (voir Finneran, 2015), en partie en raison des difficultés considérables rencontrées pour générer avec succès des stimuli impulsifs dans des conditions de laboratoire qui se rapprochent des conditions d'exposition à ces sources chez les animaux en liberté. Les critères de déclenchement des SEL impulsifs et des SPL de pointe ont été calculés, et les critères d'exposition qui en résultent sont présentés dans le tableau 2.

Tableau 3. Seuils de déclenchement des STT et des STP pour les mammifères marins exposés à des bruits impulsifs : Seuils SEL en dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ sous l'eau et dB re (20 μPa) ^2s dans l'air (groupes PCA et OCA uniquement) ; et seuils SPL de crête en dB re 1 μPa sous l'eau et dB re 20 μPa dans l'air (groupes PCA et OCA uniquement).

Groupe d'audition sur les mammifères marins	Début de la TTS : SEL(pondéré)	Début de la TTS : SPL de pointe (non pondéré)	Début du STP : SEL(pondéré)	Début du STP : SPL de pointe (non pondéré)
LF	168	213	183	219
HF	170	224	185	230
VHF	140	196	155	202
SI	175	220	190	226
PCW	170	212	185	218
OCW	188	226	203	232
PCA	123	138	138	144
OCA	146	161	161	167

Modélisation du bruit sous-marin

Pour prévoir l'exposition au bruit des animaux marins pendant les activités, des modèles de prorogation du bruit sont utilisés. Selon Farcas *et al.* (2015), l'étude de la propagation du son est bien établie et bien comprise, et ne doit pas présenter un niveau d'incertitude important si elle est effectuée selon les meilleures pratiques (Farcas *et al.* 2015). Pour l'empilement, des modèles physiques et numériques sophistiqués ont été développés pour décrire les sources (par exemple, Reinhall et Dahl, 2011 ; Zampolli *et al.*, 2013 ; Lippert et von Estorff, 2014 ; Fricke et Rolfes, 2015). Farcas *et autres* (2015) ont identifié quelques améliorations qui sont mentionnées dans la section sur les lacunes en matière de connaissances.

Domages auditifs

Une étude comportementale pendant la construction d'un parc éolien utilisant des étiquettes sur 24

phoques communs a été entreprise par Hastie *et al.* (2015). Les données de battage des pieux et les modèles de propagation acoustique, ainsi que les données sur les mouvements et la plongée des phoques, ont permis de prédire les dommages auditifs chez chaque phoque. Le TTS et le PTS ont été prédits pour les niveaux d'exposition sonore cumulés et les sons pulsés. La distance la plus proche de chaque phoque par rapport au battage de pieux variait de 4,7 à 40,5 km, et a permis de prévoir les niveaux d'exposition sonore cumulés maximums pondérés M (cSELs(Mpw)) varie de 170,7 à 195,3 dB re 1IPa2-s pour les phoques individuels. La comparaison avec les critères d'exposition suggère que la moitié des phoques ont dépassé les seuils de dommages auditifs permanents estimés.

Kastelein *et al.* (2018) ont étudié le TTS de deux phoques communs à 4 et 8 kHz (fréquences du TTS le plus élevé) après exposition à des sons de battage de pieux à large bande avec une technique psychoacoustique. Selon les circonstances, les phoques communs peuvent entendre les sons de battage de pieux à plus de 100 km du site de battage (Kastelein *et al.*, 2013) ; par conséquent, de nombreux phoques vivant dans des zones de battage de pieux sont exposés à de multiples sons de battage (à différentes fréquences SELss et SELcum reçues). Si un phoque commun est exposé à une séquence normale de battage de pieux avec un SELcum de 190 dB re 1 IPa2s (c'est-à-dire 8280 coups de pieux en 3h à un SELss moyen reçu de 151 dB re 1 IPa2s), aucun TTS significatif ne se produit à 4 ou 8 kHz. Un petit TTS (2-4 dB) peut se produire aux deux fréquences si un phoque commun est exposé aux mêmes sons pendant 6h (SELcum de 193 dB re 1 IPa2s). En pratique, le SELcum pendant le battage des pieux peut être considérablement plus élevé que 190 dB re 1 IPa2s, en fonction de la distance du phoque au site de battage et des conditions de propagation. Les bruits de battage de pieux utilisés dans la présente étude peuvent ressembler à ceux émis à environ 10 km du site de battage (en fonction des conditions de propagation). Dans la pratique moderne, des dispositifs de dissuasion sont utilisés pour tenter d'éloigner les phoques communs des sites d'empilement avant que l'empilement ne commence, afin d'empêcher les STP dus à la première frappe. Il ne faut que 2 à 3 heures pour achever la mise en place d'une fondation monopieu pour une éolienne, selon le diamètre du pieu et la composition du fond marin (Norro *et al.*, 2013). Cependant, les gouvernements de plusieurs pays autour de la mer du Nord ont des plans pour construire de nombreux parcs éoliens au cours de la prochaine décennie. Il est probable que les opérations d'empilage sur différents sites de construction se chevaucheront dans le temps, de sorte que les expositions de 6 heures de la présente étude, ou des expositions plus longues sans périodes de calme, peuvent devenir des scénarios réalistes pour les phoques de la mer du Nord.

6.1.3 Risque de collision

La documentation fournie ne contenait pas d'informations sur cet impact potentiel du développement de l'éolien offshore sur ce récepteur particulier.

6.1.4 Changements dans les ressources des proies

Les fondations des OWF ont fourni le substrat pour les récifs artificiels, ce qui a entraîné des augmentations localisées de la densité de poissons et de crustacés. Russel *et autres* (2014) ont fait des recherches sur deux espèces de phoques, le phoque commun (*Phoca vitulina*) et le phoque gris (*Halichoerus grypus*), afin de comprendre si ces espèces présentent des adaptations comportementales dues à ces augmentations locales potentiellement dispersées des sources de nourriture. Des phoques individuels ont été déployés à l'aide de dispositifs de suivi GPS. L'étude montre que les phoques exploitent effectivement les parcs éoliens et montre clairement une grille comme le mouvement dans les parcs éoliens. Dans les structures individuelles, le comportement de recherche de nourriture a augmenté de manière significative. Les conséquences écologiques ne sont pas encore bien comprises.

6.2 Fonctionnement et entretien

6.2.1 Déplacement

Russell *et al.* (2016) ont constaté que dans un parc éolien opérationnel, il y avait une augmentation presque significative de l'utilisation des phoques par rapport à la période précédant le développement du parc éolien. Cependant, le parc éolien se trouvait à la limite d'une vaste zone d'utilisation accrue, de sorte que la présence du parc éolien n'en était probablement pas la cause. L'évitement/le déplacement des parcs éoliens par les phoques communs se limite donc aux activités de battage de pieux.

6.2.2 Bruit sous-marin

La documentation fournie ne contenait pas d'informations sur cet impact potentiel du développement de l'éolien offshore sur ce récepteur particulier.

6.2.3 Risque de collision

La documentation fournie ne contenait pas d'informations sur cet impact potentiel du développement de l'éolien offshore sur ce récepteur particulier.

6.2.4 Champs électromagnétiques (EMF)

La documentation fournie ne contenait pas d'informations sur cet impact potentiel du développement de l'éolien offshore sur ce récepteur particulier.

6.2.5 Obstacle physique

La documentation fournie ne contenait pas d'informations sur cet impact potentiel du développement de l'éolien offshore sur ce récepteur particulier.

6.2.6 Changements dans l'habitat et les ressources en proies

Voir les changements de ressources en proies à la section 7.1

6.3 Informations pertinentes pour l'aménagement du territoire

Jones *et al.* 2015 ont analysé deux décennies de données sur les mouvements en mer et de données de comptage terrestre des espèces de phoques communs et de phoques gris afin de produire des cartes de distribution à haute résolution et à grande échelle et l'incertitude associée pour informer la conservation et la gestion. Même si le phoque gris et le phoque commun ont une taxonomie similaire, leur distribution peut être différente. Les résultats ont montré que le phoque gris utilise des zones offshore reliées à ses échoueries par des couloirs bien visibles, et que le phoque commun reste principalement à moins de 50 km de la côte. Les deux espèces présentent une ségrégation spatiale offshore à petite échelle au large de la côte est de la Grande-Bretagne et une partition à grande échelle au large de l'ouest de l'Écosse. Ces résultats montrent que, dans le cadre d'un aménagement de l'espace marin à grande échelle, les besoins de conservation des phoques communs (principalement côtiers, l'exception étant certaines zones d'utilisation en mer) sont différents de ceux des phoques gris (jusqu'à 100 km au large et des corridors reliant ces zones aux échoueries).

Jones *et al.* (2017) ont développé une carte de distribution à haute résolution pour le phoque commun dans le nord de l'Écosse et les Orcades. Les cartes d'utilisation à haute résolution peuvent être intégrées dans des IBM pour produire un cadre analytique puissant permettant de prévoir les changements dans la distribution des espèces afin d'évaluer l'impact des activités anthropiques directes et indirectes sur les espèces protégées

Hawkins et Popper (2016) confirment le rayon de 20 km du cercle de perturbation comportementale pour les marsouins communs (*Phocoena phocoena*), le rayon de 16 km qui avait déjà été proposé par Norro *et al.* (2013) et confirmé par Haelters *et al.* (2015) pour la zone de perturbation comportementale majeure.

Compte tenu de la zone sur laquelle le bruit se propage dans l'eau, une stratégie transfrontalière sur les émissions sonores cumulées doit être encouragée si l'on veut réduire les sons sous-marins excessifs dans un avenir proche (Norro 2017 dans Degraer *et al.* 2017)

6.4 Atténuation

Plusieurs études récentes ont examiné l'efficacité des mesures d'atténuation telles que les NEM, les dispositifs de dissuasion ou d'autres mesures. Les résultats de chaque étude sont présentés ci-dessous

6.4.1 Alternatives à l'empilement par percussion

Pour atténuer les effets négatifs potentiels de l'empilement par percussion, des solutions de rechange telles que l'empilement par vibration sont encouragées. Cependant, il existe peu d'informations sur l'efficacité de ces alternatives par rapport à l'empilement par percussion. Graham *et al.* (2017) ont étudié l'impact de l'empilement par vibration sur les grands dauphins et marsouin commun pendant les travaux de construction d'un port dans le nord-est de l'Écosse. L'étude comparative a été réalisée en utilisant des dispositifs PAM pour enregistrer l'activité des cétacés et des enregistreurs de bruit pour mesurer et prévoir les niveaux de bruit reçus. Les niveaux de bruit des deux techniques ont été mesurés. Pour l'empilement percussif, le niveau médian crête à crête de la source a été estimé à 240 dB re 1 IPa (niveau d'exposition au son à impulsion unique [SEL] 198 dB re 1 IPa² s). Pour l'empilement par vibration, le niveau de source moyen quadratique (r.m.s.) était de 192 dB re 1 IPa. Les valeurs SEL à large bande reçues prévues à 812 m du site d'empilement étaient nettement inférieures en raison de l'affaiblissement de propagation élevé : 133,4 dB re 1 IPa² s (impact) et 128,9 dB re 1 IPa² s (vibration). Les grands dauphins et les marsouins communs n'ont pas été exclus/entièrement déplacés des sites proches des empilements par percussion ou par vibration ; néanmoins, quelques petits effets ont été détectés. Les grands dauphins ont passé une période de temps réduite à proximité des travaux de construction, tant lors de l'empilage par percussion que par vibration. La probabilité d'occurrence des deux espèces de cétacés était également légèrement inférieure pendant les périodes d'empilement par vibration (Graham *et al.* 2017).

6.4.2 Systèmes d'atténuation du bruit

Brandt *et al.* (2018) ont étudié la perturbation de la construction des OWF avec et sans NMS sur les marsouins communs en utilisant des données de surveillance acoustique des marsouins et des mesures de bruit pendant la construction des sept premiers OWF à grande échelle dans le German Bight entre 2010 et 2013. Dans six parcs éoliens, des NEM actifs ont été appliqués lors de la plupart des opérations de pieux, et un parc a été construit sans NEM. Le nombre de marsouins communs diminue de manière significative à proximité des parcs éoliens après l'empilage. Les baisses ont été constatées à des niveaux sonores supérieurs à 143 dB re 1 μ Pa²s et jusqu'à 17 km du lieu d'empilage. Pour les parcs éoliens équipés de NMS, la distance d'effet maximale était de 14 km. Le nombre de marsouins communs a également diminué plus fortement, par rapport aux 24-48 heures avant l'empilage, lors d'empilages non atténués à toutes les distances. À 10-15 km du lieu d'empilage, la baisse a été d'environ 50 % pendant l'empilage sans DDN, mais de 17 % seulement lorsque des DDN ont été appliquées. À proximité (jusqu'à environ 2 km) du chantier de construction, la détection de marsouins a diminué plusieurs heures avant le début de l'empilage et a été réduite pendant environ 1 à 2 jours après l'empilage, tandis qu'à la distance d'effet maximale, l'évitement n'a été constaté que pendant les heures d'empilage. L'application de la première génération de NMS a donc réduit la portée de l'effet du battage de pieux et a conduit à une baisse plus faible des détections de marsouins portuaires sur toutes les distances. Cependant, les NEM étaient encore en cours de développement et ne fonctionnaient pas toujours avec la même efficacité. Au fur et à mesure que les NEM se sont développées depuis, les futures enquêtes devraient montrer une réduction supplémentaire des effets de perturbation (Brandt *et al.* 2018).

Dans le prolongement de l'étude de Brandt *et al.* (2018), Rose *et al.* (2019) ont analysé l'impact de la construction de onze OWF et plates-formes de conversion offshore construites en mer du Nord allemande

et dans les eaux néerlandaises adjacentes au cours de la période 2014-2016 sur les marsouins communs. Il était prévu que les technologies améliorées d'atténuation du bruit, qui réduisent considérablement les niveaux de bruit sous-marin, réduiraient en conséquence la durée et la portée de déplacement des marsouins. Cela n'a pas été le cas, la portée de l'effet concernant les taux de détection des marsouins lors du battage de pieux à faible bruit de tous les projets était de 17 km, et la durée de l'effet à courte distance a duré de 28 heures avant à 48 heures après l'arrêt du battage de pieux. Ces valeurs étaient similaires à celles obtenues dans l'étude de Brandt *et al* (2018), et donc aucun effet de déplacement réduit n'a pu être démontré même avec une réduction considérable du bruit obtenue (réduction du bruit de 167dB à 158dB SEL05 en moyenne). À plus grande échelle spatiale et temporelle, la population régionale de marsouins communs n'a pas été affectée négativement, même si la portée et la durée du déplacement étaient encore importantes. Les travaux de construction de l'OWF de Rentel au large de la côte belge ont fait l'objet d'une surveillance de l'émission d'énergie dans la mer au moyen d'un son (pression) sous-marin. Les résultats ont été présentés dans Degraer *et al.* (2018). Treize empilements complets ont été surveillés, couvrant le fonçage à pleine profondeur de 13 monopiles en acier de 7,8 m de diamètre à l'aide d'un marteau hydraulique d'une puissance maximale de 4 000 kJ. L'atténuation du bruit sous la forme d'un seul grand rideau de bulles (BBC) a été utilisée. Les résultats montrent que même avec un BBC optimisé, la réduction maximale que le système NMS peut obtenir est de 17 dB re 1µPa et reste insuffisante pour réduire le Lz-p en dessous de 185 dB re 1µPa à une distance de 750m (seuil de bruit belge)(Degraer *et al.* 2018).

Les résultats de Degraer *et al.* (2018) démontrent que, lorsqu'il est nécessaire d'installer des monopiles XL ou XXL par battage de pieux, il faudra utiliser une combinaison d'au moins deux mesures d'atténuation du bruit afin de se conformer à la réglementation nationale belge relative à la directive-cadre "Stratégie pour le milieu marin" (185 dB re 1µPa), comme l'avaient également prédit Rumes *et al.* (2017).

Degraer *et al.* 2018 ont utilisé le modèle provisoire Population Consequences of Disturbance (iPCOD ; Harwood & King 2014) pour quantifier l'impact des différences entre les régimes réglementaires en matière de construction d'OWF sur une population simulée de marsouins communs. Degraer *et al.* (2018) ont modélisé les calendriers de construction probables pour les OWF Rentel, Norther et Seastar et ont testé 17 scénarios avec et sans diverses mesures d'atténuation. Les résultats de cette étude sont indicatifs plutôt qu'absolus. Néanmoins, les résultats indiquent que l'impact du battage de pieux sur la population de marsouins communs est fortement influencé par le calendrier des activités, mais que cet effet est réduit lorsque des mesures efficaces d'atténuation du bruit, c'est-à-dire la BBC et/ou les NMS, sont utilisées. La combinaison d'une restriction saisonnière du battage de pieux et d'un dispositif de dissuasion acoustique (ADD) n'a pas suffi à ramener l'impact sur la population de marsouins à des valeurs acceptables. Les résultats montrent également que la construction d'un OWF chaque année a eu plus d'impact sur la population de marsouins communs que la construction de deux OWF en même temps dans la ZEE belge.

Comme indiqué dans Köppel & Schuster (2015), Schubert *et al.* (2015) ont étudié l'efficacité des outils d'atténuation du bruit (tels que la BBC) pendant le processus de construction de trois parcs éoliens offshore allemands (Borkum West II, Global Tech 1, et DanTysk). Le comportement des marsouins communs a été étudié en utilisant jusqu'à 26 enregistreurs acoustiques passifs (C-POD) placés à différentes distances de la zone de construction. Les résultats montrent que l'application de techniques d'atténuation du bruit, comme un rideau de bulles, peut réduire jusqu'à 90 % l'échelle spatiale du comportement d'évitement des marsouins communs. La réduction des zones d'impact des émissions sonores pendant le battage des pieux est peut-être le moyen le plus efficace d'atténuer les effets négatifs de la construction en mer sur les mammifères marins.

Le Scottish Natural Heritage (Verfuss *et al.*, 2019) a entrepris une étude des NMS et de leur applicabilité aux opérations de battage de pieux pour la construction d'OWF dans les eaux écossaises.

La BBC, l'écran antibruit de l'IHC et l'amortisseur hydrosonique (HSD) ont souvent été utilisés pour atténuer le son lors de la construction de l'OWF (installation de monopiles (BBC, écran antibruit de l'IHC et

HSD) et de fondations à gaine (BBC uniquement)) dans les eaux allemandes. Deux types de NMS ont été appliqués sur des projets avec des profondeurs d'eau allant jusqu'à 45 m ; cela comprenait la BBC et les vibro-marteaux (VH) ou les pieux vibrants. La question de l'efficacité de ces mesures dans les eaux de plus de 40 m de profondeur se pose toujours. Le BBC peut rester un défi en raison de la nécessité d'un nombre croissant de compresseurs pour former un rideau de bulles approprié à des pressions hydrostatiques plus élevées, et pour contrer la dérive des bulles sur leur chemin vers la surface de l'eau. Actuellement, la VH est principalement utilisée en combinaison avec un marteau pilon conventionnel, qui conserve au moins une partie de l'impact causé par cette méthode conventionnelle (bien que sur une période plus courte), mais la VH émet un type de bruit différent qui pourrait nécessiter une évaluation plus approfondie pour s'assurer que cette méthode réduit effectivement l'impact sur les mammifères marins.

Les caissons (écran d'atténuation du bruit et HydroNAS) et les résonateurs (amortisseur hydrosonique et système de réduction du bruit AdBm) peuvent être utilisés à l'avenir mais manquent actuellement d'expérience sur le terrain ou ne sont utilisés que pour des profondeurs d'eau inférieures à 50 m. Le BLUE Hammer, un marteau à percussion qui émet moins de bruit qu'un marteau hydraulique classique, est également un système prometteur qui a subi son premier test en grandeur réelle et qui sera amélioré en fonction des résultats des tests.

Avec la BBC, l'écran d'atténuation du bruit IHC et le HSD, les niveaux sonores à large bande peuvent être réduits d'au moins 10dB (pour les deux, $L_{pk, flat}$ et SELss) et des réductions allant jusqu'à 20dB et plus ont été démontrées pour le SEL en combinant deux NMS. Le BLUE Hammer a permis une réduction du bruit d'environ 20dB dans les SELss lors de son premier essai en grandeur réelle, avec la mise en garde que la validation complète de la technologie est encore en attente. Les NMS sont généralement plus efficaces pour réduire le risque d'impact du bruit sur les mammifères marins et les poissons sensibles aux hautes fréquences que pour les poissons qui ne sont sensibles qu'aux fréquences inférieures à 100 Hz.

L'expérience de terrain en matière de déploiement de tous les NEM dans le cadre de projets OWF à des profondeurs d'eau supérieures à 45 m fait défaut, mais la plupart des NEM sont applicables en théorie. L'application des systèmes en eaux plus profondes peut être plus difficile. De plus, l'expérience du déploiement des NMS lors de l'installation de pieux de plus de 8m de diamètre fait défaut.

Il est recommandé de procéder à une évaluation spécifique au projet pour s'assurer que l'option et la configuration de SGEN les plus appropriées sont choisies, en tenant compte des conditions environnementales du site OWF, et de la spécification du navire et de la méthode d'installation prévus.

6.4.3 Atténuation au moyen de dispositifs dissuasifs

Comme indiqué par Köppel & Schuster (2015), Brandt et *al.* ont mené deux études sur les effets du phoque Lofitech sur les marsouins communs et ont montré que, lors d'une étude visuelle à proximité du rivage, les marsouins communs ont évité le phoque à des niveaux de bruit supérieurs à 118 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$, qui, dans ces eaux peu profondes, était atteint à environ 2,6 km. Une étude dans les eaux plus profondes du large, utilisant la surveillance acoustique des marsouins communs, a révélé une moindre activité d'écholocation des marsouins communs à des niveaux de bruit supérieurs à 113 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$, qui a été atteint à 7,5 km de distance.

Toutefois, la dissuasion totale n'a été obtenue qu'avec des niveaux de bruit supérieurs ou égaux à 122 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (Köppel & Schuster 2015). Les différences entre ces deux études sont principalement dues aux différentes transmissions sonores dans la région, et peuvent également être causées par une plus grande variation des niveaux sonores à grande distance en eaux profondes et avec les différentes techniques de surveillance appliquées. À l'époque, on supposait que les balises de marquage des phoques constituaient un outil approprié pour dissuader les marsouins communs de quitter les sites de construction en mer, car les zones de danger, où les animaux peuvent souffrir du STT de leur système auditif, atteignaient jusqu'à environ 2,5 km. Depuis lors, les techniques d'atténuation du bruit ont beaucoup évolué et lors de l'installation des OWF dans les eaux allemandes en 2014, les zones de danger pour les marsouins communs ne dépassaient généralement pas un rayon de 750m du site de construction.

Une cicatrice de phoque peut aller bien au-delà de la distance de dissuasion nécessaire et peut causer une perturbation inutile qui affecte une zone encore plus grande que le battage de pieux lui-même. Par conséquent, les balises de marquage ne semblent plus être un outil d'atténuation approprié lors de la construction d'un parc éolien. D'autre part, l'application de trois pingurs avec des rayons de dissuasion d'environ 200 m n'est pas suffisante.

Un dispositif spécifique de dissuasion des marsouins, le FaunaGuard (module sur les marsouins) a été développé en tant que mesures d'atténuation pour la phase de construction du parc éolien Eneco Luchterduinen en mer du Nord néerlandaise. Le FaunaGuard est destiné à dissuader les marsouins communs lors des activités de battage pour éviter les dommages auditifs. Comme indiqué par Köppel & Schuster (2015), van der Meij *et al.* ont testé l'efficacité du FaunaGuard sur les marsouins communs. Le nombre de respirations différait sensiblement entre les séances de contrôle et de test à des niveaux moyens reçus de ≥ 104 dB re 1 μ Pa. La distance entre le marsouin et le transducteur était significativement plus grande pendant les sessions de test que pendant les sessions de contrôle lorsque les niveaux moyens reçus pendant les sessions étaient de ≥ 86 dB re 1 μ Pa.

Pour calculer la portée effective du FaunaGuard en mer, les informations sur son NPS source et le NPS seuil comportemental établi ont été combinées avec la modélisation de la propagation du son, pour les signaux du FaunaGuard. Ce faisant, la distance effective calculée a été suffisante pour éviter que le bruit du battage de pieux n'entraîne la présence de SPL chez les marsouins communs (Köppel & Schuster, 2015).

6.5 Lacunes en matière de connaissances

Les informations fournies ci-dessus sur les impacts du développement de l'éolien offshore sur les récepteurs écologiques des mammifères marins identifient également un certain nombre de lacunes dans les connaissances ou de recommandations. Pour plus de clarté, elles ont été extraites et résumées ci-dessous :

- La plupart des études sur l'impact des vents en mer se concentrent sur les marsouins et les phoques. En effet, les marsouins et les phoques sont considérés comme particulièrement sensibles aux perturbations anthropiques. Ainsi, les impacts sur d'autres espèces de mammifères marins récepteurs restent peu clairs.
- Les émissions sonores provenant de l'immersion de roches pour la protection contre l'affouillement pendant la construction et des études géotechniques, effectuées avant la construction pour exploiter l'adéquation du fond marin, doivent être examinées plus avant
- La modélisation du bruit peut encore être améliorée pour prévoir la propagation du son dans le domaine temporel. Les modèles actuels utilisés dans les EIE sont basés sur la modélisation de l'énergie sonore globale lorsqu'elle se propage loin de la source de bruit. Toutefois, le risque de lésions auditives aiguës est étroitement lié à la structure temporelle du son, et en particulier à la netteté des pics de pression acoustique provoqués par des sources impulsives (par exemple, le battage de pieux d'impact ou les canons à air sismiques). À mesure que ces impulsions se propagent loin de la source, les pics de pression acoustique deviennent plus dispersés et présentent moins de risques de lésions auditives par rapport à l'énergie sonore qu'ils contiennent (Farcas *et al.*, 2015).
- Le nombre de marsouins communs diminue plusieurs heures avant l'empilage. Cela pose la question de savoir dans quelle mesure la durée de l'effet après l'empilage est due aux effets de dissuasion permanents du bruit de l'empilage et dans quelle mesure il peut être causé par d'autres caractéristiques de bruit liées à la construction et aux conditions météorologiques. Elle pose également la question de savoir si, en utilisant les NEM, on négocie un rayon d'effet plus petit et une force d'effet plus faible pour une durée d'effet plus longue à proximité du site de construction. Cette question devrait être étudiée plus en détail.

- Afin d'évaluer plus précisément l'étendue spatiale et temporelle de la dissuasion des marsouins communs induite par le battage de pieux, il faut comprendre les conséquences de la répétition des événements de battage (Degraer *et al.*, 2017). Bien que Thompson *et al.* (2010) aient suggéré que la distance sur laquelle les cétacés sont perturbés augmente avec chaque empilement successif, aucun effet de ce type n'a été observé dans le German Bight (Brandt *et al.* 2016).
- L'une des études montre que les phoques exploitent effectivement les parcs éoliens et montre clairement une grille comme le mouvement dans les parcs éoliens. Dans les structures individuelles, le comportement de recherche de nourriture a augmenté de manière significative. Cependant, les conséquences écologiques ne sont pas encore bien comprises.
- Compte tenu de la zone sur laquelle le bruit se propage dans l'eau, une stratégie transfrontalière sur les émissions sonores cumulées doit être encouragée si l'on veut réduire les sons sous-marins excessifs dans un avenir proche (Norro 2017 dans Degraer *et al.* 2017)
- La mise en œuvre du système NMS s'est avérée efficace pour réduire le bruit sous-marin. Cependant, l'étude de Rose *et al.* (2019) espérait montrer une réduction supplémentaire des effets de perturbation (Brandt *et al.* 2018) et examiner l'efficacité des systèmes de DDN relativement nouveaux dans la réduction des effets de perturbation. Cependant, dans la poursuite des effets positifs possibles des NEM améliorées, la présence d'un plus grand nombre de navires de service dans la zone, due à un calendrier de battage de pieux plus serré et au fait que souvent plus d'une NEM a été appliquée, aurait pu contrecarrer ces effets. Des recherches supplémentaires sont nécessaires pour identifier toute réduction de la perturbation et l'efficacité des nouveaux systèmes NEM.
- Les résultats de Graham *et al.* (2019) soulignent la nécessité d'envisager des compromis entre les efforts visant à réduire les perturbations comportementales en champ lointain et les blessures en champ proche par l'utilisation de l'ADD. L'utilisation des ADD et la présence de navires dans un rayon de 1 km sont des covariables significatives dans les modèles et des travaux supplémentaires sont nécessaires pour mieux comprendre la contribution relative du battage de pieux, du bruit des ADD et de l'activité des navires aux réponses observées des cétacés à la construction en mer. Il reste des domaines qui nécessitent des recherches plus approfondies, comme l'effet des différentes sources de bruit sur la probabilité de détection des CPOD, afin d'optimiser la conception des études qui pourraient démêler le rôle des différentes sources de bruit dans la formation des réponses observées, ce qui a été soulevé précédemment.
- Des critères distincts sont nécessaires pour évaluer les réponses comportementales et les effets auditifs à plus grande échelle (par exemple, le masquage auditif) et les effets physiologiques (par exemple, les réponses au stress) (Southall *et al.*, 2019). Ces critères impliqueront nécessairement des approches différentes, mais devraient envisager d'intégrer certains aspects des critères actuels (par exemple, les fonctions de pondération).
- Des recherches supplémentaires sont nécessaires pour déterminer si la gamme dynamique d'une espèce joue un rôle dans sa sensibilité aux STT et aux STP (Kastelein *et al.* , 2018)
- Il est nécessaire de poursuivre les recherches sur les technologies existantes et nouvelles d'atténuation du bruit afin d'en évaluer l'efficacité dans un plus grand nombre d'environnements. La VH émet un bruit continu de faible niveau qui pourrait nécessiter une évaluation plus approfondie pour s'assurer que cette méthode réduit effectivement l'impact sur les mammifères marins.
- On manque de connaissances et d'expérience complètes sur la maniabilité et la capacité de charge des pieux enfoncés avec les technologies VH et BLUE Hammer et sur le déploiement commercial des projets OWF du NMS dans des eaux de plus de 45 m de profondeur en général. De même, l'expérience du déploiement des NMS lors de l'installation de pieux d'un diamètre supérieur à 8 m fait défaut (Verfuss *et al.* , 2019).

7 Autres récepteurs

Dans les articles examinés, deux autres espèces de récepteurs ont été identifiées, qui n'appartenaient à aucun des groupes de récepteurs mentionnés ci-dessus. Il s'agit des insectes marins et des tortues.

7.1 Insectes marins

De grands assemblages d'insectes ont été observés de manière anecdotique dans des parcs éoliens offshore au Royaume-Uni, mais on sait très peu de choses sur ces communautés, sur les espèces qui vivent dans les structures offshore, sur leur abondance et sur leur origine (Bloxsom *et al.*, 2015 comme indiqué dans Köppel & Schuster *et al.* 2015). Les rapports sur le potentiel des éoliennes offshore à accroître le mouvement des organismes et à propager les espèces non indigènes rendent indispensable l'étude de toute colonisation des structures offshore. Bloxsom *et al.* (2015) ont mené une étude qui fournit un premier aperçu des communautés d'insectes marins vivant en mer. Un questionnaire a montré que des communautés d'insectes sont présentes dans les parcs éoliens offshore du Royaume-Uni. Grâce à un échantillonnage sur le terrain, six familles différentes d'insectes ont été identifiées sur les structures offshore, y compris l'éolien offshore. Bloxsom *et al.* (2015) ont examiné les différents taxons ainsi que les différences d'abondance et de richesse en espèces des communautés d'insectes entre les structures artificielles offshore et côtières.

7.2 Tortues

Les tortues sont connues pour être sensibles aux champs magnétiques et on pense qu'elles utilisent les champs magnétiques naturels lors de leur migration. Une étude de Normandeau *et al.* (2011) a conclu que les tortues peuvent probablement détecter les champs magnétiques des câbles sous-marins. Il a été suggéré qu'à courte distance, les champs magnétiques provenant des câbles sous-marins peuvent faire dévier les tortues des signaux de migration. Cependant, les tortues devraient être capables de corriger leur trajectoire en utilisant d'autres indices naturels (Cefas, 2014).

7.3 Lacunes en matière de connaissances

Comme indiqué ci-dessus, on sait très peu de choses sur les communautés d'insectes, les espèces qui vivent dans les structures offshore, leur abondance et leur origine (Bloxsom *et al.*, 2015). Les rapports sur le potentiel des éoliennes offshore à accroître le mouvement des organismes et à propager les espèces non indigènes rendent indispensable l'étude de toute colonisation des structures offshore.

En dehors des documents mentionnés ci-dessus, aucune autre information n'a été trouvée sur les impacts que les développements de l'OWF pourraient avoir sur les tortues. Le manque d'informations sur ce récepteur est une lacune dans les données qui nécessite des informations supplémentaires, en particulier lorsque les développements se déplacent vers des zones plus fréquemment visitées par les tortues.

8 Effets sur les écosystèmes

En 2018, la documentation fournie ne contenait pas d'informations sur les effets possibles de l'OWF sur les écosystèmes. Au cours de la mise à jour de 2019, les articles ont inclus des informations sur les effets sur les écosystèmes. Les résultats ont été répartis sur chaque phase de développement et, le cas échéant, ont été subdivisés en fonction de l'impact.

8.1 Construction

La documentation fournie ne contenait pas d'informations sur l'impact potentiel du développement de l'éolien offshore sur cette phase particulière.

8.2 Fonctionnement et entretien

8.2.1 Nutriments

Lors d'une enquête récente dans un OWF allemand, des données CTD (Conductivité, Température, Profondeur) à haute résolution ont été collectées, ainsi que des données sur l'oxygène et la chlorophylle-a (Floeter *et al.*, 2017) autour de divers OWF dans le German Bight, au sud de la mer du Nord. Ces données ont fourni la preuve empirique que le mélange vertical est effectivement renforcé au sein des OWF dans la mer du Nord stratifiée en été. Cela entraîne un effet de "doming" sur la thermocline et un transport accru des nutriments des couches profondes vers la couche mélangée de surface.

8.2.2 Modifications de la production primaire et impacts sur les niveaux trophiques supérieurs

Zooplancton

Les changements de la température de surface de la mer (TSM) liés aux changements des conditions météorologiques, du mélange et de la stratification tels qu'ils sont décrits ci-dessus, affectent le début de la croissance, l'abondance et la composition du zooplancton ainsi que les changements de la production primaire (c'est-à-dire le phytoplancton). Il a été démontré que la disponibilité alimentaire totale, mais aussi la qualité (par la composition du phytoplancton) ont une influence majeure sur la croissance du zooplancton (Suchy, 2014).

Une étude documentaire suggère qu'il existe un potentiel de concurrence accrue entre le zooplancton et le zoobenthos (par exemple, les mollusques nouvellement établis ou d'autres organismes filtreurs) et donc une réduction de la nourriture disponible (algues) en raison du filtrage par l'épifaune sur les fondations des parcs éoliens. Bien qu'il ne soit pas directement lié aux parcs éoliens offshore, il a été constaté que le surpâturage par les mollusques dans l'Escaut oriental est la principale cause de la diminution de la production primaire (Smaal *et al.*, 2013), ce qui peut également limiter la croissance du zooplancton. Slavik *et al.* (2018) ont modélisé une diminution significative du phytoplancton autour des parcs éoliens offshore en se basant sur la biomasse des moules et les taux de filtration sur les fondations des parcs éoliens, ce qui pourrait entraîner une diminution du zooplancton (Deltares 2018).

Comme indiqué dans la section **Erreur ! Source de référence non trouvée.** Les modifications de la hauteur des vagues, des courants et du mélange vertical peuvent avoir un impact sur la composition de l'eau sur les sites OWF (par exemple, les modifications des particules en suspension (SPM), la région d'influence de l'eau douce (ROF), la déstratification, les concentrations de nutriments, etc.

Ces changements peuvent affecter la distribution des nutriments dans la couche superficielle (légère), ainsi que l'accès des filtreurs benthiques au phytoplancton, et donc modifier de manière non linéaire la production primaire et le réseau alimentaire.

Les activités d'alimentation de la faune épistruclurale sur les fondations des parcs éoliens offshore peuvent réduire considérablement les densités de phytoplancton autour des parcs éoliens, ce qui affecte à son tour les densités de zooplancton, ainsi que la régénération des nutriments et la production primaire (Deltares 2018).

En outre, les courants de marée sont l'un des mécanismes de transport les plus importants en mer du Nord. Les changements de ces courants (dus à la grande OWF) peuvent modifier de manière significative le stress de cisaillement du lit et, par conséquent, les processus d'érosion/dépôt qui influencent le transport des nutriments et affectent la dynamique des écosystèmes (Deltares 2018).

De plus, la stratification et le mélange turbulent sont connus pour être importants pour la fixation du carbone, la distribution de la biomasse et les concentrations d'oxygène dissous. Par exemple, dans les eaux mixtes et stratifiées, les particules de la couche inférieure de l'eau, en particulier les fines, peuvent être transportées vers le haut, ce qui peut influencer le transport des nutriments (Deltares 2018).

8.2.3 Les changements dans le zooplancton et le benthos affectent les niveaux trophiques supérieurs

Les changements apportés à un système au niveau des niveaux trophiques primaires et secondaires sont susceptibles d'influencer les niveaux trophiques supérieurs, c'est-à-dire les poissons, les mammifères marins et les oiseaux. La direction et l'ampleur de ces effets sont très difficiles à évaluer, car la direction et l'ampleur des effets sur les niveaux trophiques inférieurs sont incertaines. En outre, il peut y avoir des effets directs des changements physiques et chimiques de l'écosystème sur les poissons, les mammifères marins et les oiseaux. Par exemple, des changements dans les charges de MPS peuvent affecter le succès alimentaire des oiseaux plongeurs qui chassent à vue (Baptist et Leopold, 2010).

On peut s'attendre à ce que les changements du zooplancton se répercutent sur les niveaux trophiques supérieurs. L'échec du recrutement du hareng a été analysé dans Hufnagl *et al.* en 2017 et Payne *et al.* en 2008, montrant une corrélation entre la diminution de la disponibilité d'importantes espèces de copépodes proies du hareng et le recrutement. Arnott et Ruxton (2002) ont trouvé des relations comparables entre le recrutement du lançon et la température et la densité (forcée par la NAO) de *Calanus sp.* Étant donné que le hareng et le lançon sont des espèces de stock importantes pour d'autres poissons et mammifères marins (Gilles *et al.*, 2016) ainsi que pour plusieurs espèces d'oiseaux de mer, tout changement dans leur abondance et leur distribution est susceptible d'affecter les niveaux trophiques supérieurs (Deltares 2018).

Degraer *et al.* (2012) ont montré des différences dans les modes d'alimentation des poissons plats à l'intérieur et à l'extérieur des parcs éoliens. Dans une étude plus récente (Degraer *et al.*, 2016), de tels schémas ont également été trouvés pour le petit poisson et la limande, reliant leurs habitudes alimentaires aux espèces proies typiques des substrats durs des parcs éoliens. Il n'a pas été établi si la disponibilité et l'ingestion d'espèces proies locales seront bénéfiques pour ces espèces et conduiront à une meilleure survie des individus vivant autour des parcs éoliens. Bergström *et al.* (2013) ont constaté une augmentation des poissons piscivores près des tas dans un parc éolien suédois situé au large de la mer Baltique. Dans le parc éolien néerlandais OWEZ, des densités accrues de soles, de merlans et de rougets rayés ont été constatées par rapport à l'extérieur du parc éolien (Lindeboom *et al.*, 2011). L'extension des parcs éoliens dans le sud de la mer du Nord offrira davantage de possibilités d'alimentation aux poissons, mais on ignore si cela entraînera une augmentation des taux de survie (Deltares, 2018).

Une augmentation des densités de poissons au sein des OWF peut entraîner une présence accrue de mammifères marins. Russell *et al.*, 2014 ont signalé la présence de phoques dans un OWF. Ils n'ont cependant pas pu conclure à une augmentation structurelle de la présence de phoques dans les OWF.

On a constaté que les cormorans s'alimentent activement dans les OWF néerlandais, en utilisant les plateformes pour sécher leurs ailes (Hartman *et al.*, 2012). D'autres oiseaux, tels que les fous de Bassan, évitent les parcs éoliens et ne sont donc pas susceptibles d'en tirer profit, ils peuvent même perdre leur habitat en évitant les OWF. Tout changement dans la répartition des poissons peut entraîner des changements dans la répartition de leurs prédateurs. La présence à grande échelle de parcs éoliens dans le sud de la mer du Nord peut donc modifier la répartition à grande échelle des mammifères et des

oiseaux marins. Il reste à étudier si les mammifères et les oiseaux marins profitent d'une présence accrue de poissons et de crustacés (Deltares 2018).

8.2.4 L'effet de tremplin

Les effets de tremplin des OWF peuvent conduire à l'homogénéisation génétique et à la propagation des espèces au-delà de leurs limites naturelles. Les nombreuses structures actuellement présentes en mer du Nord (bouées, plates-formes, mais aussi navires) contribuent déjà à ces processus. Contrairement aux OWF, elles n'ont pas de zone intertidale

(Van Duren *et al.*, 2016). En outre, pour les espèces subtidales, un substrat dur supplémentaire dans les parcs éoliens offshore peut constituer un tremplin qui fait pencher la balance (Deltares 2018).

Des études en mer du Nord sur la croissance et la diversité des organismes épifauniques sur les OWF et les plateformes ont été menées par Vanagt *et al.* (2013), Krone *et al.* (2013), et Mesel *et al.* (2015). Ces études montrent que la biodiversité est considérablement améliorée dans les zones sableuses où aucun substrat dur n'était trouvé auparavant. Ces organismes salissants sont également présents sur les bouées et les nombreuses épaves jonchant la mer du Nord. La construction de plates-formes offshore et d'OWF a contribué à l'augmentation de leur répartition et de leur nombre ; les espèces présentes sur le substrat dur intertidal et subtidal totalisent environ 80 espèces uniques. La construction d'OWF introduit un certain nombre de nouvelles espèces, typiques des environnements intertidaux, y compris un certain nombre d'espèces non indigènes (NIS) (Coolen *et al.*, 2015).

La distribution de ces organismes se fait principalement par l'intermédiaire de l'hydrographie régionale et locale ; les larves sont transportées par les courants d'eau de la source au puits. La vitesse de transport et la durée de la phase larvaire sont des paramètres importants dans la distance (hydrographique) entre deux populations reliées d'une espèce. Coolen *et al.* (2017) ont étudié le rôle des structures dures en mer, telles que les parcs éoliens et les plateformes d'exploitation pétrolière et gazière en mer du Nord. Le rôle que ces structures jouent dans la distribution des espèces de substrat dur est appelé l'effet de marchepied : chaque structure peut agir comme un puits et une source de ces espèces et avec la diminution de la distance entre les structures, la distribution spatiale des espèces peut être facilitée. Ils ont constaté un effet de tremplin évident de ces structures dans la mer du Nord. Tout parc éolien supplémentaire renforcera cet effet de tremplin, ce qui pourrait conduire à des compositions d'espèces plus comparables et à une plus faible diversité génétique des espèces. Lorsque les parcs éoliens offshore sont placés près d'endroits où la distribution des espèces est entravée par des limites hydrodynamiques, cela pourrait entraîner une propagation supplémentaire d'espèces non endémiques (Adams *et al.*, 2014).

8.2.5 Sensibilité du réseau alimentaire côtier

Raoux *et al.* (2019) ont appliqué une combinaison d'outils de modélisation pour simuler les impacts de la future OWF de Courseulles-sur-mer dans la baie de Seine, en Manche, sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes. Ils ont pris en compte le substrat ajouté (effet récifal), la restriction de la pêche (effet de réserve), et leur effet combiné causé par la présence de l'OWF. Les analyses suggèrent qu'après l'installation de l'OWF, l'écosystème devrait être plus mature (selon Odum 1969, 1971) tout en étant encore en bonne santé (selon Mukherjee *et al.*, 2015). En outre, l'étude suggère que la petite taille de la zone de restriction de la pêche n'aurait pas d'impact important sur la structure et le fonctionnement de l'écosystème.

8.3 Les lacunes en matière de connaissances

Deltares (2018) a constaté que l'effet cumulatif de toutes les activités humaines marines et côtières est un sujet qui nécessite une étude plus approfondie et qui fait actuellement défaut dans la littérature.

Raoux *et al.* (2019) ont conclu que les écosystèmes marins étant confrontés à de nombreuses

perturbations naturelles et anthropiques, il est urgent de comprendre comment de multiples perturbations interagissent pour s'influencer mutuellement et leurs conséquences sur le fonctionnement et la stabilité des écosystèmes (Raoux *et al.* , 2018). Ainsi, la prochaine étape naturelle serait de développer une vision holistique des impacts cumulés au sein de l'OWF (Raoux *et al*, 2018).