



Effets des sons anthropiques sur la faune marine : Cas des projets éoliens offshore

Julien Bonnel, Isabelle Charrier, Laurent Chauvaud, Sylvain Chauvaud, Charlotte Curé, Héloïse Frouin, Youenn Jézéquel, Aurélie Jolivet, Bazile Kinda, Florent Le Courtois, et al.

► To cite this version:

Julien Bonnel, Isabelle Charrier, Laurent Chauvaud, Sylvain Chauvaud, Charlotte Curé, et al.. Effets des sons anthropiques sur la faune marine : Cas des projets éoliens offshore. éditions Quae, 2022, Matière à débattre et décider, ISBN 9782759235452. 10.35690/978-2-7592-3545-2 . hal-03979450

HAL Id: hal-03979450

<https://hal.science/hal-03979450v1>

Submitted on 24 May 2024

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Distributed under a Creative Commons CC BY-NC-ND 4.0 - Attribution - Non-commercial use - No Derivative Works - International License

Effets des sons anthropiques sur la faune marine

Cas des projets éoliens offshore

J. Bonnel, S. Chauvaud, L. Chauvaud,
J. Mars, D. Mathias, F. Olivier, coord.



Effets des sons anthropiques sur la faune marine

Cas des projets éoliens offshore

Julien Bonnel, Sylvain Chauvaud, Laurent Chauvaud,
Jérôme Mars, Delphine Mathias, Frédéric Olivier, coord.

Éditions Quæ

Collection *Matière à débattre et décider*

Gouverner les coopératives agricoles

Stratégies et outils

X. Hollandts

2021, 136 p.

La montée du niveau de la mer d'ici 2100

Scénarios et conséquences

D. Lacroix, O. Mora, N. de Menthère, A. Béthinger

2021, 128 p.

Stocker du carbone dans les sols français

Quel potentiel et à quel coût ?

S. Pellerin, L. Bamière, I. Savini, O. Réchaudère, coord.

2021, 232 p.

Qualité des aliments d'origine animale

Production et transformation

S. Prache, V. Santé-Lhoutellier, C. Donnars, coord.

2021, 310 p.

Cet ouvrage a bénéficié du soutien financier du CNRS.

© Éditions Quæ, 2022

ISBN papier : 978-2-7592-3544-5

ISBN PDF : 978-2-7592-3545-2

ISBN epub : 978-2-7592-3546-9

ISSN : 2115-1229

Éditions Quæ

RD 10

78026 Versailles Cedex

www.quae.com

www.quae-open.com

Cet ouvrage est diffusé sous licence CC-by-NC-ND 4.0.

Sommaire

Avant-propos	5
Introduction	7
1. Bases théoriques et présentation des sons émis par les EMR	11
Introduction	11
Les bases théoriques de l'acoustique sous-marine et la chaîne des effets acoustiques d'une activité anthropique vers la faune marine	11
Principales caractéristiques des sons émis lors des projets d'énergies marines renouvelables (EMR)	23
2. Les bases de la perception sonore chez les animaux marins	33
Introduction	33
Les bases de la perception sonore chez les animaux marins	33
3. Effets des sons sur la faune marine et seuils d'impacts	59
Introduction	59
Description des effets liés aux sons d'origine anthropique	61
Impact sur le développement larvaire et le recrutement des invertébrés	76
Effet des impacts	79
Définitions des seuils d'impact	83
4. Retours d'expériences sur les projets d'énergies marines renouvelables en Europe depuis 2000	93
Introduction	93
Retours d'expériences des parcs éoliens offshore flottants	94
Retours d'expériences des parcs éoliens offshore posés	95
Phase de construction	96
Retours d'expériences sur les méthodes de réduction des impacts acoustiques	110
5. Législation, réglementation, conservation, analyse et constat	125
Introduction	125
La réglementation européenne et française encadrant l'impact du son dans les activités marines	126

Les principaux moyens de préservation et de protection	128
Déroulé actuel d'une étude d'impact acoustique EMR	131
6. Lacunes de connaissances et besoins d'études complémentaires	135
Conclusion	138
Bibliographie	141
Liste des auteurs	165

Avant-propos

IMPLANTÉES AU LARGE DES CÔTES, les éoliennes en mer permettent d'utiliser plus efficacement l'énergie du vent pour produire de l'électricité. C'est une énergie renouvelable, séduisante et envisagée dans le mix énergétique, et qui contribuerait à la robustesse du système électrique et à sa résilience. Son développement fait pourtant débat. En effet, le développement de l'éolien en mer est susceptible d'avoir un impact sur la biodiversité, et il est important de l'éviter, de le réduire et de le compenser au maximum. L'objet de cet ouvrage est de faire un état des lieux des connaissances scientifiques sur les potentiels effets préjudiciables sur la vie marine des pollutions sonores induites par la construction, le fonctionnement, puis le démantèlement des éoliennes en mer.

Certaines études menées préalablement estimaient que les impacts sur la faune marine seraient limités. Pourtant, ces mêmes impacts sont considérés comme mal connus, alors même que l'éolien en mer se développe largement, notamment en Europe, et que les analyses et les retours d'expérience sont de plus en plus nombreux.

Afin d'établir une synthèse des études des retours d'expérience en France, en Europe et dans le monde, il a semblé nécessaire de réunir au sein d'une même équipe une large diversité de compétences. Ainsi, un groupe de scientifiques, issus de différentes disciplines et experts du domaine, a été mobilisé afin de dresser un panorama des connaissances les plus récentes.

L'ensemble de l'équipe, composée d'une quinzaine de personnes, s'est consacré à une analyse collective, critique et neutre de la littérature scientifique mondiale portant sur les mécanismes de propagation sonore sous-marine, sur les impacts multiples de l'anthropophonie sur les diverses espèces marines, sur les bruits engendrés par les projets éoliens, notamment lors de leur construction, et sur les méthodes permettant de les réduire. Cet ouvrage recense les espèces qui risquent d'être impactées par les projets éoliens offshore, ainsi que la forme et la sévérité de cet impact, de même que les effets des stratégies d'atténuation qui peuvent être mises en place. Il souligne aussi l'incomplétude des connaissances actuelles et la nécessité de les renforcer, en particulier pour plusieurs espèces et sources sonores.

Le CNRS, un organisme de recherche couvrant de multiples champs disciplinaires, s'est naturellement associé à ce travail, et en tant que directeur général délégué à la science, je suis particulièrement impressionné par l'amplitude du travail effectué dans cet ouvrage. Il met en lumière des études au long cours de chercheurs qui permettent aujourd'hui de mieux cerner les phénomènes acoustiques sous-marins, de commencer à comprendre les systèmes auditifs et le comportement des espèces marines, mais aussi d'avoir des instruments et des dispositifs de mesure performants. Son exhaustivité permet de mieux cerner la question complexe de l'impact acoustique des projets d'énergie marine renouvelable

sur la faune marine et apporte ainsi l'éclairage de la science aux décideurs et au débat public sur cette question ô combien d'actualité.

Alain Schuhl, Directeur Général Délégué à la Science (CNRS)

Introduction

CET OUVRAGE PORTE sur les bruits sous-marins et l'impact des émissions sonores d'origine anthropique sur la faune marine. Il est écrit dans un contexte où le développement des machines utilisant les énergies marines renouvelables (EMR) est attendu et, *in fine*, il se concentre sur l'impact du bruit des travaux offshore entrepris pour la construction d'éoliennes.

Les sons qui se propagent au sein du milieu marin sont ici considérés et appréhendés comme des variables environnementales majeures influençant l'écologie des animaux marins et des écosystèmes. Le rôle du son dans l'océan est reconnu au niveau international. Les paysages sonores sous-marins ont récemment été identifiés comme une nouvelle « variable océanographique essentielle » par le Système d'observation globale des océans (GOOS). GOOS est un programme dirigé par la Commission océanographique intergouvernementale (COI) qui fait partie de l'Unesco. En Europe, la directive-cadre « Stratégie sur le milieu marin » (DCSMM) impose aux pays membres d'atteindre et de maintenir un « bon état écologique » dans leurs eaux territoriales. Cet état est quantifié par divers descripteurs, dont le descripteur 11 qui quantifie la pollution sonore.

Malgré la reconnaissance du rôle des sons sous-marins, notre compréhension des paysages sonores océanographiques, notamment de leurs liens avec les écosystèmes, reste parcellaire. Toutefois, les connaissances actuelles permettent désormais d'esquisser une description, souvent empirique, de ces paysages sonores, qui sont divisés en trois compartiments : géophonie, biophonie et anthropophonie.

La géophonie est l'ensemble des sons induits par des phénomènes physiques naturels (ou éléments abiotiques). Une large part des sources de la géophonie est atmosphérique et liée aux conditions météorologiques : le vent et la pluie. D'autres ondes sonores sont produites par l'état de la mer indépendamment du vent local, mais en lien avec la marée, les courants et la houle. La glace de mer émet aussi des sons, parfois de forte intensité. La géophonie inclut également les sons provoqués par les activités sismiques naturelles.

La biophonie est l'ensemble des sons produits, volontairement ou involontairement, par les animaux marins. Ces sons, générés par les organismes marins dits « sonifères », peuvent remplir des fonctions écologiques, tel que le repérage dans l'espace, la communication inter ou intraspécifique, ou encore permettre l'alimentation. Si les mammifères marins sont des animaux sonifères charismatiques, le lecteur découvrira dans cet ouvrage qu'ils ne sont pas les seuls, poissons et invertébrés étant d'importants contributeurs à la biophonie.

Enfin, l'anthropophonie est l'ensemble des sons produits par les activités humaines en mer. En effet, depuis le début de l'ère industrielle, les activités humaines modifient drastiquement les paysages acoustiques sous-marins. Ces activités incluent le trafic maritime, la prospection pétrolière, l'utilisation de systèmes sonar (civils ou militaires), et divers

travaux et aménagements du littoral (par exemple, les installations portuaires) et de la Zone économique exclusive (par exemple, les plateformes pétrolières ou les installations EMR). L'objectif de ce livre est d'étudier l'impact potentiel sur l'écosystème du domaine spécifique de l'anthropophonie lié à l'installation, à l'utilisation et au démantèlement des structures EMR éoliennes. Pour cela, l'ouvrage doit couvrir un large socle interdisciplinaire de connaissances couvrant la physique et l'acoustique sous-marines (génération et propagation des sons), le traitement des données acoustiques et la biologie marine. L'ouvrage, découpé en six chapitres, est une synthèse bibliographique des connaissances actuelles sur le sujet.

Le chapitre 1 apporte un socle de connaissances en acoustique et en traitement du signal. Ce chapitre permet de comprendre 1) les phénomènes physiques générant les sons, 2) la propagation du son dans le milieu marin et 3) les systèmes et métriques utilisés pour quantifier les niveaux sonores. On y montre notamment que la propagation acoustique est complexe (partie 1). On explique également (partie 2) que les EMR génèrent divers types de sons, transitoires et impulsionnels, et que les métriques pour quantifier les niveaux de ces sons doivent être adaptées au type de son considéré. Enfin, on insiste sur le fait qu'une onde sonore peut-être décrite par plusieurs quantités physiques, notamment pression et vitesse particulières, et que la pertinence de ces quantités dépend du récepteur considéré.

Dans le chapitre 2, sont détaillées les bases de la perception sonore (mécanismes et caractéristiques de productions) par les animaux marins, classés en cinq groupes : mammifères et oiseaux marins, poissons, tortues et invertébrés (pélagiques et benthiques). Les systèmes auditifs sont décrits à l'échelle individuelle sur une base anatomique afin de comprendre les mécanismes de réception du son. Leurs performances relatives sont illustrées et permettent de préciser la sensibilité variée des groupes, voire des espèces, à certaines fréquences (basses, moyennes et hautes). Il convient de noter une forte inégalité selon les groupes et les espèces quant à l'étendue des connaissances disponibles à ce jour, très fournies pour les vertébrés mais plus limitées pour les invertébrés. Il apparaît également que les paramètres environnementaux utilisés par les animaux pour percevoir le son varient selon les systèmes auditifs, certains étant sensibles à des variations de pression, à des accélérations particulières ou à des vibrations du substrat.

Le chapitre 3, central dans cet ouvrage, propose une étude des effets des sons sur la faune marine et sur les seuils d'impacts. Ces impacts acoustiques, parfois importants, peuvent s'exprimer tout au long du cycle de vie des organismes marins. Ils peuvent induire des réponses biologiques aux différents niveaux d'intégration du vivant, tant sur l'individu (réponses physiologiques et comportementales), que sur les populations et les espèces, ainsi que sur les interactions qui les lient au sein d'assemblage d'espèces (interactions interspécifiques). Ces réponses peuvent varier en fonction du stade de développement (ontogénie), de l'âge ou du sexe, du contexte, mais également en fonction de la distance à la source et des caractéristiques de la source sonore. Dans ce chapitre, en plus des études sur les mammifères marins et sur la faune benthique, nous avons fait le choix de

synthétiser, dans une section dédiée, les impacts sur les stades larvaires, paralarvaires et juvéniles d'invertébrés. Une section complète est dédiée à l'effet des impacts sur la faune (masquage et zonation d'effets). Ce chapitre se conclut par une présentation des recommandations en matière de seuils d'impacts définis communément pour différents groupes taxonomiques (mammifères marins, poissons, tortues, oiseaux, invertébrés).

Dans le chapitre 4, nous proposons dans une première partie une description des retours d'expériences sur différents projets EMR, essentiellement mis en place en Europe. Depuis les années 2000, de nombreuses études *in situ* visant à caractériser l'impact acoustique des projets éoliens offshore sur la faune environnante ont été menées, notamment sur les opérations de battage de pieux durant la phase de construction. Plus récemment, des suivis *in situ* ont permis d'étudier les impacts associés à la phase d'exploitation des parcs éoliens. Ces retours d'expériences, sur les différentes phases, s'appuient sur des études internationales menées sur des structures offshore posées et flottantes. Les impacts sont étudiés sur des espèces marines variées (marsouins, phoques, poissons et invertébrés). Dans une deuxième partie, nous présentons les approches et les méthodes proposées et testées depuis le début des années 2000 afin de diminuer l'impact acoustique des phases d'exploitation. Ces méthodes peuvent être pertinentes pour réduire l'impact d'autres types de travaux (forage, dragage, enrochement, etc.).

Dans le chapitre 5, nous abordons une réflexion sur la législation en matière de conservation des populations de mammifères marins, de poissons et d'invertébrés soumis aux bruits anthropiques. En se basant sur des textes de loi (directive-cadre européenne de 2008, DCSMM ; Plan d'action pour le milieu marin de 2012, PAMM), nous décrivons les principes de bases émanant de ces lois (définition du bon état écologique, détermination de différents descripteurs) et portant sur les conditions à respecter en matière de protection vis-à-vis des impacts sonores. Considérant que les projets de travaux, d'ouvrages et d'aménagement des EMR faisant l'objet d'une étude d'impact doivent être compatibles avec les objectifs du PAMM, la connaissance des effets acoustiques sur les espèces marines constitue un enjeu pour le développement des EMR. Ces connaissances sont également un préalable à la préservation et à la protection des espèces marines (plan d'action, protection, réseau Natura 2000). L'état de l'art sera présenté ici. Une analyse des incidences des projets est proposée. Il en ressort que 1) si le cadre réglementaire est assez clair, le manque de connaissances sur les espèces marines, les habitats et leur sensibilité au son en milieu marin est criant, 2) qu'il faut intégrer ici le fait que l'étude de l'impact d'un projet en mer doit impérativement traiter de l'incidence du projet, non seulement sur la biodiversité, mais aussi sur la pêche professionnelle et sur la ressource halieutique. Pour conclure ce chapitre important, nous mettons en évidence le fait que les études réglementaires des EMR souffrent d'un manque de connaissances et de recherches adaptées (l'impact acoustique apparaît clairement aujourd'hui comme l'un des plus difficiles à établir et à démontrer). Il apparaît également que l'estimation de l'impact potentiel des projets éoliens doit prendre en compte le contexte

environnemental local, notamment l'intégralité des pollutions sonores préexistantes, afin de voir s'instaurer un débat public non biaisé.

Dans le sixième et dernier chapitre de cet ouvrage, nous identifions les avancées et les carences des connaissances scientifiques sur l'impact au niveau individuel pour les mammifères marins et les poissons et pour quelques invertébrés. Une priorisation des besoins d'études complémentaires est proposée afin de mener à bien une réflexion portant sur l'impact acoustique que peut générer une activité éolienne en mer.

La conclusion synthétise ce que l'on comprend aujourd'hui de l'impact acoustique des projets d'énergie marine renouvelable et, plus généralement, du bruit anthropique sur la faune marine. Même s'il n'existe pas d'étude exhaustive, il apparaît que la prudence est de mise pour les opérations de battages de pieux et les sources sonores les plus importantes, qui s'avèrent dans certains cas avoir un impact important sur certaines espèces marines. Il apparaît aussi qu'il est essentiel de poursuivre les recherches en laboratoire et en milieu marin afin de mieux comprendre les mécanismes de propagation des sons sous-marins, leur perception par les différentes espèces et leur impact sur les écosystèmes marins, dont la connaissance reste très parcellaire.

1. Bases théoriques et présentation des sons émis par les EMR

Introduction

LA COMPRÉHENSION ET L'ÉVALUATION des impacts sonores des EMR éoliennes sur le milieu marin requièrent des connaissances interdisciplinaires couvrant l'acoustique sous-marine, la physique, le traitement des données et la biologie. La première partie de ce chapitre se focalise sur l'acoustique et le traitement des données, la deuxième sur les sons générés par les EMR.

L'installation, l'utilisation et le démantèlement de structures EMR éoliennes génèrent des sons dans le milieu marin. Ces sons se propagent sur de longues distances et viennent s'ajouter à la cacophonie ambiante sous-marine. Pour évaluer l'impact de ces sons, il est donc nécessaire de comprendre 1) les phénomènes physiques les générant, 2) la propagation du son dans le milieu marin et 3) les systèmes et les métriques utilisés pour quantifier les niveaux sonores. La propagation acoustique est complexe : l'environnement agit comme un guide d'onde qui déforme le signal au cours de la propagation. Comme nous allons le voir, les EMR génèrent divers types de sons, transitoires ou continus, et les métriques pour quantifier les niveaux de ces sons doivent être adaptées au type de son considéré. Une onde sonore peut être décrite par plusieurs quantités physiques, notamment la pression et la vitesse particulaires, et la pertinence de ces quantités dépend du récepteur considéré, certains animaux étant sensibles à l'une ou à l'autre (ce dernier point sera détaillé dans les chapitres suivants). On ne peut donc pas étudier l'impact des EMR et les métriques associées sans un solide socle de connaissances en physique des ondes et en traitement du signal, que ce chapitre résume.

Les bases théoriques de l'acoustique sous-marine et la chaîne des effets acoustiques d'une activité anthropique vers la faune marine

LES ONDES ACOUSTIQUES SONT PROVOQUÉES par la propagation d'une perturbation mécanique. Les sons (ondes acoustiques) peuvent être définis comme des phénomènes ondulatoires qui résultent de la vibration du milieu mis en mouvement par une perturbation

mécanique ou thermique. Du fait de l'élasticité du milieu, la compression-dilatation locale d'un élément du milieu se transmet à un élément adjacent et, de proche en proche, se propage en s'éloignant de la source d'émission. En physique, l'onde acoustique est généralement caractérisée par l'amplitude du mouvement local de chaque élément du milieu de propagation autour de sa position d'équilibre, par la vitesse particulière correspondante (déplacement des particules causé par l'onde acoustique par rapport à leur position d'équilibre) et par la pression acoustique (variation autour de la pression statique moyenne) qui en résulte.

Lorsqu'un son est produit, il est souvent caractérisé, en acoustique sous-marine, par diverses mesures qui quantifient notamment sa puissance, sa durée, sa fréquence et sa directionnalité. D'autres métriques, notamment statistiques, peuvent être utilisées. Le niveau sonore d'une source acoustique est couramment noté SL (*Source Level*).

I Chaîne de transmission du son

Après sa production par une source sous-marine, le son se propage dans le milieu. La propagation est largement impactée par les propriétés du milieu portant l'onde acoustique, ici l'océan. L'émission sonore se propage de la source vers le récepteur par compressions-dépressions successives des particules d'eau sur les particules voisines à une vitesse proche de 1 500 m/s. Cette onde, souvent dite P ou de Pression, se propage au travers d'une portion d'océan constituée de la colonne d'eau, de la surface et du fond marin. Cet ensemble forme un canal de propagation souvent complexe.

La vitesse de propagation varie notamment en fonction de la pression statique, mais aussi de paramètres océanographiques tels que la température et la salinité. Cela crée un « profil de célérité » hautement dépendant de la profondeur. Un exemple typique de profil de célérité en océan profond est donné dans la figure 1.1. Ce profil de célérité évolue en fonction de la position géographique, des saisons climatiques, des variations journalières de température, des marées internes, des conditions climatiques, des conditions météorologiques, etc. Ainsi, la prédiction de la propagation acoustique ne peut se faire sans une bonne connaissance et compréhension des phénomènes océanographiques sous-jacents.

En milieu côtier, il est également indispensable de prendre en compte les propriétés géo-acoustiques des sédiments marins. Ces propriétés, généralement inconnues, sont pourtant primordiales pour quantifier correctement la propagation sonore.

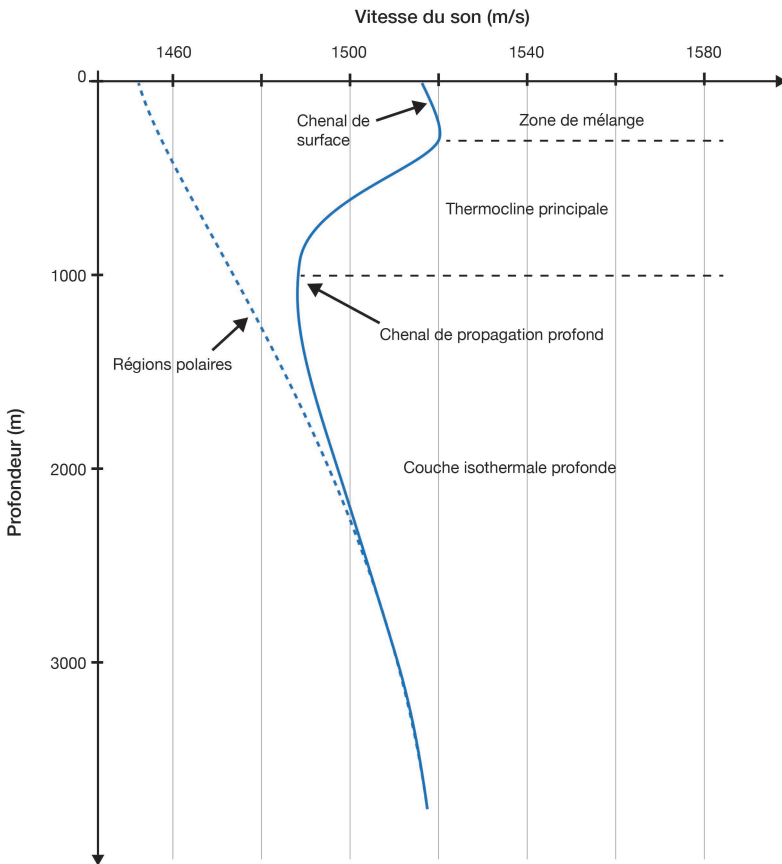
Globalement, la propagation dans l'océan atténue le niveau sonore émis selon une certaine proportion, appelée « pertes par transmission » ou « *transmission loss* » (TL), qui dépend des propriétés géo-océano-acoustiques du canal (colonne d'eau et fond), des positions de la source et du récepteur, et des fréquences émises. Après une propagation sur une certaine distance, l'onde sonore possède un niveau reçu RL (*received level*). Ce RL combine le niveau de l'onde acoustique après propagation (SL-TL), auquel il convient d'ajouter le niveau de bruit ambiant NL (*noise level*) au niveau du capteur (figure 1.2).

On suppose maintenant que cette onde acoustique de niveau RL est mesurée par un organe de réception qui va modifier ses caractéristiques. Cet organe de réception peut

être un capteur de réception électronique ou un récepteur biologique. Dans les deux cas, le récepteur va modifier l'onde sonore. On modélise généralement ces modifications *via* une fonction de transfert favorisant/défavorisant certaines gammes de fréquence. Le niveau perçu est alors noté PL (*perceived level*).

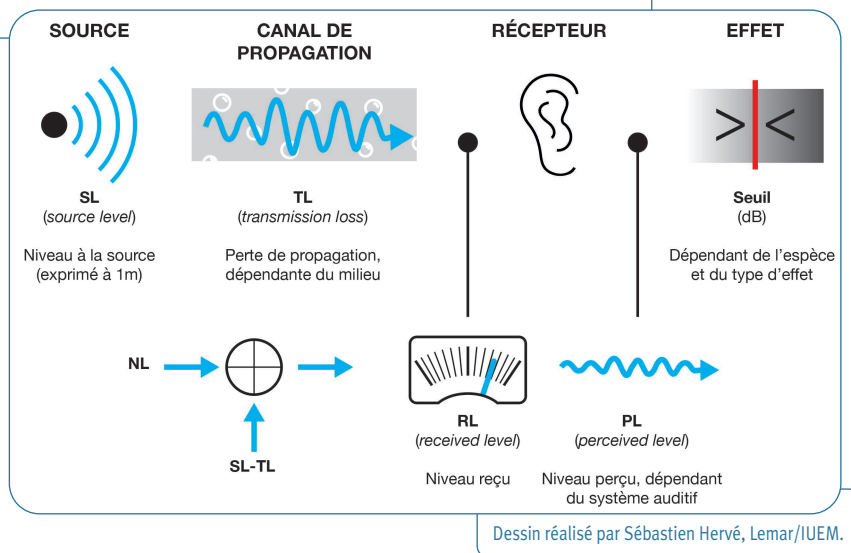
Dans le cas d'un récepteur biologique (par exemple, l'appareil auditif d'un animal marin), on compare le PL à des seuils pour évaluer l'existence d'un risque d'impact. Les seuils sont fournis par la littérature scientifique ; ils dépendent notamment de la nature de l'impact, de l'espèce étudiée et de la nature physique des sons considérés.

Figure 1.1. Exemple de profil de célérité en océan profond.



Redessiné par Nicolas Josso d'après Bonnel (2010).

Figure 1.2. Chaîne de transmission acoustique d'une source vers un récepteur.



I Description de la mesure du niveau sonore

Dans ce paragraphe, nous allons présenter l'ensemble des notions physiques (pression, intensité et vitesse particulière) permettant de caractériser et de décrire un niveau sonore. Cette description se fait souvent en décibels. Les décibels constituent une échelle relative de quantification et de représentation de quantités pouvant posséder des ordres de grandeurs très différents, comme c'est le cas en acoustique sous-marine. L'échelle des décibels s'applique soit aux pressions acoustiques, soit aux intensités acoustiques. Elle intervient tout au long de la chaîne de transmission acoustique.

La pression acoustique

Dans la pratique, la pression acoustique est la grandeur la plus employée. Aussi, les récepteurs utilisés sont souvent des capteurs de pression, appelés hydrophones. L'unité de mesure de pression de référence est le pascal, noté Pa ($1 \text{ Pa} = 1 \text{ N/m}^2$).

La pression acoustique se définit comme la force par unité de surface perpendiculaire à la direction de propagation. La pression acoustique P exprimée en décibel relativement à P_{ref} (une pression de référence) est définie par :

$$P [\text{dB re. } P_{ref}] = 20 \log_{10}(P/P_{ref}) \quad \text{Eq (1)}$$

Le calcul du rapport P/P_{ref} définit l'échelle relative et le calcul de $\log_{10}(P/P_{ref})$ permet de représenter simultanément des petites et des grandes quantités.

L'intensité acoustique

L'intensité acoustique se définit comme le flux d'énergie acoustique à travers une unité de surface perpendiculaire à la direction de propagation. L'intensité acoustique, exprimée en décibel relativement à I_{ref} (une intensité de référence) est définie par :

$$I [dB \text{ re. } I_{ref}] = 10 \log_{10}(I/I_{ref}) \text{ Eq (2)}$$

Formellement, l'intensité acoustique est égale à la moyenne du produit de la pression acoustique par la vitesse particulaire. En pratique, dans des cas simples, l'intensité est proportionnelle au carré de la pression. Ainsi, les équations 1 et 2 sont similaires.

Le tableau 1.1 présente les niveaux en décibel de différentes pressions, allant de 1 μPa à 1 000 000 μPa , avec une pression de référence de 1 μPa .

Tableau 1.1. Niveaux en décibel dB re. 1 μPa pour des ondes de pression allant de 1 μPa à 1 000 000 μPa .

Pression (P en μPa)	1	10	100	1 000	10 000	100 000	1 000 000
Niveau (dB re. 1 μPa)	0	20	40	60	80	100	120

L'utilisation de l'échelle des décibels permet de représenter simultanément une onde ayant une amplitude de 1 μPa (0 dB re. 1 μPa), une onde ayant une amplitude 100 fois plus forte (40 dB re. 1 μPa) et une onde ayant une amplitude 10 000 fois plus forte (80 dB re. 1 μPa). La différence de décibel entre deux quantités permet d'évaluer la proportion de ces deux quantités en termes d'amplitude et de puissance.

Nous allons proposer quelques cas d'étude simple pour appréhender correctement ces notions. Un écart de 3 dB entre deux signaux correspond à un rapport 2 de leurs énergies et de $\sqrt{2}$ pour leurs amplitudes ; un écart de 10 dB correspond à un rapport 10 en énergie et en rapport de $\sqrt{10} = 3,1$ en amplitude. Un écart de 1 dB correspond à une variation d'environ 10 % de la pression acoustique. Le tableau 1.2 présente ces équivalences en fonction de la différence en dB entre ces deux quantités.

Il est important de toujours prendre ses précautions lorsque l'on exprime les niveaux sonores en décibel : le niveau sonore converti en décibel de la somme d'ondes n'est pas la somme des niveaux sonores exprimés en décibel de chaque onde. Par exemple, si une source sonore « S2 » a un niveau de source supérieur de 20 décibels à celui d'une source sonore « S1 », il faut 100 sources sonores indépendantes du type « S1 » pour produire le même niveau que la source « S2 ».

Tableau 1.2. Différence de niveau en dB et rapport d'amplitude.

P2B-P1dB	0	3	10	20	30	40
P2/P1	1	1.4	3	10	33	100
I2/I1	1	2	10	100	1 000	10 000

La vitesse particulière

Comme cela a été mentionné plus haut, un champ acoustique peut-être décrit par plusieurs grandeurs, dont la pression acoustique est la composante la plus simple à utiliser. Cependant, il est également possible de décrire le champ acoustique en utilisant la notion de vitesse particulière. Cette quantité, plus complexe, a longtemps été considérée comme une grandeur théorique ayant peu d'intérêt pratique en acoustique sous-marine. Toutefois, on sait aujourd'hui que le système de perception de certains animaux marins (notamment de certains poissons et des crustacés) est basé sur la détection de la vitesse particulière, et non de la pression (Popper et Hawkins, 2018 ; Nedelec *et al.*, 2016 ; Sigray et Andersson, 2011). Il est donc important de présenter cette quantité. Pour cela, nous devons plonger un peu plus en avant dans la physique des ondes.

Au sens acoustique, une particule est un petit volume d'eau, suffisamment petit pour pouvoir étudier son mouvement avec des équations différentielles, mais suffisamment grand pour définir une densité moyenne. La notion de particule acoustique est fondamentalement différente de la notion de particule en physique quantique. En acoustique sous-marine, une particule acoustique contient un très grand nombre de molécules d'eau et de sel.

Une onde acoustique est générée par le mouvement de particules d'eau qui, de proche en proche, font bouger les particules voisines. Toutefois, la position moyenne de chaque particule ne change pas (on suppose une absence de courant), ce sont les mouvements relatifs qui se propagent et créent une onde. Un exemple simple, pour visualiser la vitesse particulière, est de regarder la propagation d'une Ola dans un stade. Dans cet exemple, chaque spectateur constitue une « particule » et la « Ola » est l'onde étudiée. Individuellement, les spectateurs se lèvent et s'assoient : il s'agit d'un mouvement oscillatoire vertical (se lever, puis s'asseoir) autour d'une position d'équilibre (assis). Aucun spectateur ne change de siège, toutefois, la Ola se propage horizontalement le long du stade. La vitesse de propagation de la Ola et la vitesse à laquelle chaque spectateur se lève ne sont pas nécessairement identiques. La vitesse particulière est donc différente de la vitesse de propagation de l'onde.

Formellement, l'exemple de la Ola décrit une onde de cisaillement (c'est-à-dire que les particules se déplacent perpendiculairement à la direction de propagation de l'onde). Dans l'eau (un fluide), les ondes de cisaillement n'existent pas et seules les ondes de compression (c'est-à-dire que les particules se déplacent parallèlement à la direction de propagation de l'onde) peuvent se propager. Toutefois, l'idée sous-jacente reste la même : le mouvement des particules est local et oscillatoire autour d'une position d'équilibre.

Dans un milieu infini, des ondes simples (sphériques, cylindriques, planes) se propagent. Dans ce cas, les particules oscillent uniquement sur un axe source/récepteur. La situation en milieu océanique réel est plus complexe. L'environnement est borné par des interfaces (surface air/eau, plancher océanique, strates sédimentaires, etc.) et agit comme un guide d'ondes. La propagation peut alors être modélisée comme une somme d'ondes simples venant de directions différentes, même dans le cas d'une unique source acoustique.

La vitesse particulaire est alors complexe, les particules d'eau peuvent se déplacer selon trois dimensions (profondeur d'eau, latitude, longitude). Le champ de vitesse particulaire, noté $\mathbf{v}$, est donc un champ vectoriel de dimension 3.

La vitesse particulaire et la pression acoustique suivent une équation différentielle similaire : l'équation d'onde. Toutefois, le lien entre vitesse particulaire $\mathbf{v}$ et pression p n'est pas trivial. De façon générale, la relation est :

$$d\mathbf{v}/dt = -\text{grad } p / \rho \quad \text{Eq (3)}$$

Avec ρ la densité du milieu et $\text{grad } p$ le gradient spatial ; elle décrit l'équilibre des forces qui s'exercent sur la particule. En milieu infini (c'est-à-dire pour une onde plane), cette relation est drastiquement simplifiée et devient linéaire : $p = \rho c |\mathbf{v}|$. On définit également l'accélération $\mathbf{a}$ et le mouvement $\mathbf{u}$ des particules d'eau, que l'on relie à la vitesse grâce aux relations classiques de la mécanique : $\mathbf{a} = d\mathbf{v}/dt$ et $\mathbf{v} = d\mathbf{u}/dt$. Ces trois quantités peuvent être utilisées indifféremment, mais l'accélération particulaire est une quantité centrale pour les études de l'audition des crustacés et des poissons (voir chapitre suivant).

Comme expliqué plus haut, le milieu océanique agit comme un guide d'onde. Il est donc impossible d'utiliser l'approximation onde plane. On ne peut pas obtenir $\mathbf{v}$ à partir d'une unique mesure de p . Des mesures dédiées, directes ou indirectes, doivent être effectuées pour estimer $\mathbf{v}$.

Malheureusement, des développements sont nécessaires pour aboutir à des produits standardisés permettant les mesures et la modélisation. Les solutions existantes incluent :

- une mesure directe du déplacement des particules d'eau à l'aide d'accéléromètres ;
- une mesure indirecte de la vitesse particulaire *via* des mesures de pression ; pour cela, on se base sur l'équation Eq (3) et on approxime le gradient spatial ($\text{grad } p$) en mesurant p en plusieurs points de l'espace avec une antenne d'hydrophones.

Toutefois, aucune de ces méthodes n'est simple à mettre en œuvre. La méthode directe souffre notamment de problèmes de calibration, alors que la méthode indirecte est largement impactée par l'approximation numérique du gradient (Gray *et al.*, 2016). Quelle que soit la solution choisie, on conseille ici de compléter les mesures expérimentales par la mise en place de modèles numériques (voir, par exemple, Duncan *et al.*, 2016) afin de s'assurer une bonne compréhension et la maîtrise de la situation.

En résumé, la prise en compte de la vitesse particulaire est un aspect complexe qu'il est pourtant nécessaire de traiter. Mesurer simplement mais correctement la vitesse particulaire reste un défi technologique. En conséquence, on conseille ici de rester critique vis-à-vis des références de la littérature qui quantifient des impacts en termes de vitesse particulaire. Les mesures absolues (par exemple, le seuil d'impact) sont probablement très incertaines. Toutefois, les tendances relatives (par exemple, les dégâts augmentent quand la puissance de la vitesse particulaire s'accroît) sont probablement très crédibles.

Enfin, notons que, pour correctement modéliser la propagation sonore dans l'océan, il convient de prendre en compte la propagation dans le plancher océanique, ce qui est souvent fait de manière simpliste en considérant que les sédiments marins constituent

un milieu fluide. Cette approximation est acceptable lorsqu'on étudie la propagation dans la colonne d'eau, par exemple pour des études d'impacts sur les mammifères marins. En revanche, l'approximation « sédiment fluide » est fautive dès lors que l'on s'intéresse à la propagation sur ou dans le plancher océanique. En effet, on ignore alors diverses ondes portées par les solides et/ou les interfaces fluides/solides. Bien que la physique décrivant ces phénomènes soit maîtrisée (par exemple, au sein de la communauté géosciences), elle est trop souvent ignorée par la communauté bioacoustique. Il est pourtant primordial de prendre en compte les vibrations du sous-sol pour étudier correctement l'impact du son sur les organismes benthiques (Roberts et Elliott, 2017 ; Hawkins *et al.*, 2021) et il y a aujourd'hui un manque de connaissances sur ce sujet.

I Quantifier les niveaux sonores

Plusieurs grandeurs sont utilisées pour caractériser une onde sonore. Nous présenterons celles utiles pour la description de l'onde reçue (RL), puis nous décrirons les adaptations nécessaires pour décrire les sources émises et les ondes perçues.

Un récepteur acoustique placé à une certaine distance d'une source sonore reçoit un niveau sonore (RL) que l'on peut décrire (ou mesurer) à l'aide de trois grandeurs physiques :

- la pression acoustique P ;
- la vitesse particulaire v ;
- l'intensité acoustique I .

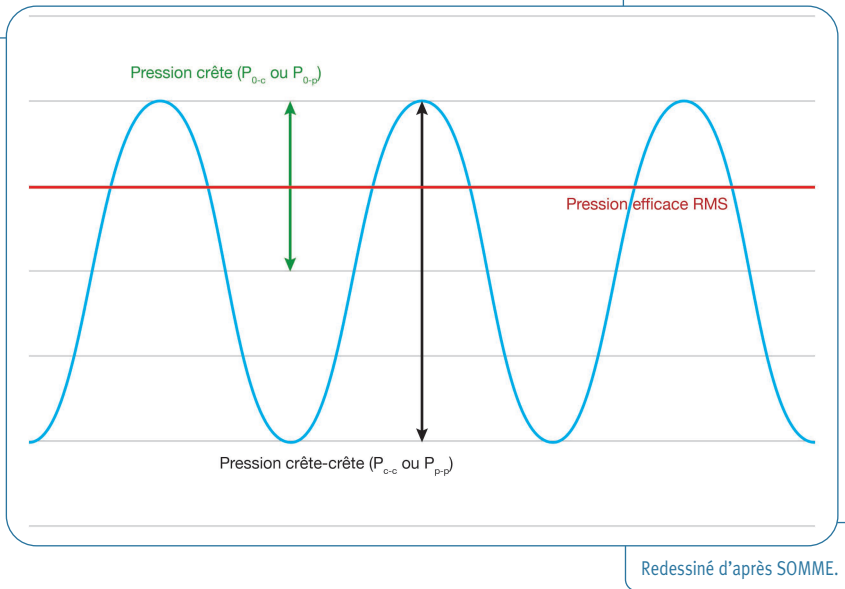
Généralement, la grandeur physique privilégiée dans l'ensemble des mesures en acoustique sous-marine est la pression acoustique. Cependant, la vitesse particulaire joue un rôle important dans cet ouvrage car on estime que les invertébrés y sont très sensibles (Popper et Hawkins, 2018 ; Nedelec *et al.*, 2016).

Une onde sonore peut être décrite par trois données fondamentales ; sa durée, son amplitude et la fréquence :

- la durée : c'est l'intervalle de temps pendant lequel la pression acoustique existe et qui sert de référence pour définir les types de sons. On peut globalement classer les sons en trois catégories selon leur durée. Si la perturbation sonore est brève (un battage de pieux, un clic de dauphins, etc.), on parle de sons impulsionnels ou de transitoires courts. Si la perturbation est continue (bruit de navire, bruit de la rotation des éoliennes), on parle de sons continus. Et entre ces deux extrêmes, il existe toute une gamme de sons transitoires, ni brefs ni continus (par exemple, émission de mammifères marins, chants, raclement de chaîne de mouillage, bruit de glace, etc.). La différence entre un transitoire « bref » et un transitoire « long » dépend du contexte étudié.
- L'amplitude s'exprime en microPascal. Cette amplitude peut être l'amplitude instantanée, amplitude existant à tout instant t . Elle peut aussi être l'amplitude efficace ou amplitude rms (*root mean square*) ; dans ce cas, on considère l'amplitude d'un son de niveau constant et de même durée qui posséderait la même puissance que le son étudié. L'amplitude peut être la pression crête-crête (P_{cc} ou P_{p-p}) qui est la pression prise entre le maximum et le

minimum de la pression acoustique. La pression crête (P_{o-c} ou P_{o-p}) correspond à la pression absolue maximale observée (figure 1.3). Les pressions crête-crête et crête sont adaptées pour des signaux impulsionnels ou brefs, alors que la pression rms est plus utilisée pour décrire des sons continus. L'amplitude efficace exprimée en décibel relativement à $1 \mu\text{Pa}$ est le niveau SPL (*sound pressure level*) exprimé en dB re. $1 \mu\text{Pa}$. Pour une onde sonore de durée T , on peut exprimer la dose de puissance sonore reçue durant T en sommant le carré de l'amplitude instantanée $p(t)$ sur cette durée. En exprimant cette somme en dB, on obtient le SEL (*sound exposure level*) sur T secondes, exprimé en dB re. $1 \mu\text{Pa s}$.

Figure 1.3. Représentation graphique des descripteurs de l'amplitude acoustique.



Redessiné d'après SOMME.

- La fréquence est le nombre d'oscillations de l'amplitude instantanée par seconde. Plus la fréquence est faible (on parle de basse fréquence), plus le son est grave ; plus la fréquence est élevée (on parle de haute fréquence), plus le son est aigu. En se référant à l'audition humaine, les sons ayant des fréquences inférieures à 20 Hz sont nommés infrasons, les sons avec des fréquences comprises entre 20 Hz et 20 kHz sont dits audibles et les sons ayant une fréquence supérieure à 20 kHz sont nommés ultrasons. Une onde peut être constituée d'une seule composante en fréquence (onde monochromatique) ou de plusieurs composantes fréquentielles (onde large bande). Pour obtenir le contenu en fréquence, on mesure la pression acoustique sur une durée T et on effectue une transformée de Fourier pour changer de domaine de représentation. En pratique, on calcule généralement la densité spectrale de la puissance, qui représente la répartition

de la puissance d'un signal suivant les fréquences, c'est le spectre acoustique exprimé en dB re. $1 \mu\text{Pa}^2/\text{Hz}$.

En ayant pris soin de filtrer la pression instantanée sur des bandes fréquentielles d'intérêt (octave, tiers d'octave, bande d'audition d'une espèce animale particulière), on obtient les niveaux SPL et SEL dits « large bande » sur la bande fréquentielle d'intérêt. Dans le cas de sons répétés, comme pour les battages multiples d'un pieu, on définit le cumul temporel de l'énergie comme la somme des SEL de chaque évènement. On parle aussi de SELcum pour SEL cumulé dans le temps. Cette quantité est très proche du SEL et utilise la même unité.

En résumé, le SEL est une mesure de type énergétique qui combine à la fois le niveau d'un signal et sa durée. *A contrario*, le SPL est une mesure de type puissance, c'est-à-dire normalisée par la durée du signal. SEL et SPL peuvent être mesurés pour un signal dans sa globalité ou dans une bande de fréquence donnée. Le SPL permet de quantifier tant la puissance rms du signal que son amplitude crête ou crête-à-crête. Il est donc primordial de toujours spécifier ces informations. Une mesure SEL ou SPL donnée sans bande de fréquence, sans spécification rms ou crête, sans référence pour les dB est au mieux inutile, au pire dangereuse si elle est mal interprétée.

Enfin, notons que le choix de la métrique à utiliser dépend du type de signal considéré ainsi que de la question posée. À titre d'exemple, la mesure SPL rms n'est pas adaptée pour quantifier les signaux impulsifs, pour lesquels on privilégiera les mesures crêtes (Madsen, 2005). *A contrario*, la mesure rms est parfaitement adaptée pour mesurer des bruits continus.

■ Niveaux de sources et niveaux perçus

Dans la chaîne de transmission du signal sonore d'une source vers un récepteur (figure 1.2), les notions de niveau de source (SL) et de niveau perçu (PL) sont présentées. Ces niveaux sonores sont décrits par les mêmes quantités que les niveaux reçus (RL) avec les différences suivantes :

- pour les niveaux de source (SL), on considère une source « virtuelle » qui serait ponctuelle et isotrope et qui rayonnerait à distance le même niveau sonore que la source réelle, et on quantifie les niveaux sonores écoutés à 1 m de cette source virtuelle ;
- pour les niveaux sonores perçus (PL), on les calcule en pondérant les niveaux sonores reçus (RL) par une fonction de transfert censée modéliser l'appareil auditif ; ces fonctions de transfert peuvent être définies collectivement pour un groupe d'espèces (Southall *et al.*, 2007, 2019 ; NMFS, 2016), ou espèce par espèce, lorsque l'on connaît leur audiogramme (Nedwell *et al.*, 2007 ; Erbe, 2009).

■ Pertes de transmission

Les pertes de transmission (TL) quantifient l'atténuation des niveaux sonores lors de la propagation de l'émetteur vers le récepteur sur une distance r en mètres (figure 1.2). Elles s'expriment en décibel et sont définies telles que :

$$\text{RL}(r) = \text{SL @ 1m} - \text{TL}(r) + \text{NL Eq (4)}$$

avec NL le niveau de bruit ambiant. Les pertes de transmission peuvent être calculées par des modèles complexes ou être approximées par des modèles simplifiés.

Les modèles simplifiés

La transmission d'une onde sonore d'un point source vers un récepteur subit deux processus d'atténuations : les pertes par divergences géométriques et l'amortissement par frottement visqueux. Pour la divergence géométrique, au fur et à mesure que l'onde s'éloigne de la source, l'énergie acoustique se répartit sur une surface de plus en plus grande, entraînant une diminution de l'intensité acoustique avec la distance, et donc de la pression. Dans un environnement de propagation à symétrie sphérique (cas d'une source ponctuelle dans un milieu infini), l'énergie se répartit sur une surface de $4\pi r^2$ et l'intensité acoustique décroît donc en $1/r^2$ et la pression en $1/r$. Les pertes de propagation dites « sphériques » valent alors $TL_{sphé} = 20\log(r) [dB]$ (Jensen *et al.*, 2011).

Dans le milieu marin réel, on suppose de telles pertes de propagation pour des faibles distances source-récepteur, typiquement jusqu'à 5 fois la hauteur d'eau. Lorsque l'environnement de propagation est un guide d'onde cylindrique de hauteur h , l'énergie se répartit sur une surface cylindrique ayant la forme $2\pi hr$. L'intensité acoustique décroît donc de $1/r$ (la pression acoustique décroît de $1/\sqrt{r}$). Les pertes de transmission dites « cylindriques » valent alors $TL_{cyl} = 10\log(r) [dB]$. Pour des distances supérieures à 5 fois la hauteur d'eau, les pertes de propagation sont généralement définies de la même façon. Il est également courant de trouver, dans les publications scientifiques ou les études d'impact acoustique, un modèle mixte de perte de transmission en $TL_{mix} = X\log(r) [dB]$ (Jensen *et al.*, 2011), avec $10 < X < 20$.

Les pertes par amortissement viennent s'ajouter aux pertes géométriques et dépendent des propriétés physico-chimiques du milieu de propagation. Ces pertes résultent en partie du frottement visqueux qui convertit une partie de l'énergie acoustique en chaleur et de la diffusion (dispersion de l'énergie par les hétérogénéités rencontrées dans le milieu). Pour le cas particulier de l'environnement marin, vient s'ajouter la relaxation chimique de certaines molécules telles le sulfate de magnésium et l'acide borique. L'atténuation de l'onde acoustique par amortissement suit une loi de décroissance exponentielle avec la distance et s'exprime sous la forme $TL_{\alpha} = ar [dB]$, avec r en m et a en dB/m (Jensen *et al.*, 2011). Le paramètre a , appelé coefficient d'absorption, est par ailleurs dépendant de la composition chimique locale. Des formules empiriques permettent de le calculer. C'est le cas de la formule de Leroy (1964) pour la Méditerranée ou de celle de Thorp pour l'Atlantique (Thorp, 1965).

Les modèles complexes

Un calcul plus réaliste des pertes de transmissions nécessite une prise en compte et une connaissance précise de la morphologie bathymétrique, des variations spatiales de la vitesse du son dans la colonne d'eau, ainsi que des paramètres géo-acoustiques des différentes strates de sédiments dans le fond marin. Il est généralement nécessaire de

recourir à des modèles numériques pour résoudre l'équation d'onde et prédire la propagation acoustique dans un environnement donné.

Le choix d'un modèle numérique de propagation dépend essentiellement de la fréquence de l'onde acoustique, de la hauteur d'eau de l'environnement considéré et de la bathymétrie. Ainsi, la propagation en grands fonds et à haute fréquence requiert l'emploi de lancer de rayons comme le modèle BELLHOP (Porter et Bucker, 1987 ; Porter et Liu, 1994), tandis que les modèles basés sur la théorie des modes normaux, tels que Kraken (Porter, 1992) ou ORCA (Westwood *et al.*, 1996), sont adaptés pour les environnements ayant des petits fonds et les basses fréquences. Les variations de la bathymétrie ou de l'océanographie avec la distance font que les modèles reposant sur une équation parabolique, comme RAM (Collins, 1993, 1994), sont nécessaires. L'extension de ces modèles à la résolution de l'équation d'ondes en trois dimensions est de plus en plus accessible, en raison de l'augmentation des capacités des calculateurs. Le calcul 3D devient nécessaire lorsque la bathymétrie est extrêmement complexe. La plupart des codes numériques de propagation utilisés par la communauté acoustique sous-marine sont disponibles sur <https://oalib-acoustics.org/> (consulté le 8 août 2022).

En théorie, la précision des calculs dépend du code considéré. En pratique, la précision obtenue est largement limitée par la qualité et le degré de connaissances de l'environnement étudié. De manière générale, une phase de calibration du modèle de propagation est nécessaire. Elle consiste à émettre des sons connus dans l'environnement et à les mesurer à une certaine distance. Une comparaison entre les résultats de la simulation et les mesures permet de régler les paramètres du modèle afin qu'il reproduise bien les mesures.

■ Niveaux sonores aériens et niveaux sonores sous-marins

Pour percevoir l'importance de ces niveaux sonores sous-marins, qui sont assez mal connus, une comparaison avec les niveaux sonores des activités aériennes, mieux décrits, pourrait être effectuée. Cette comparaison doit néanmoins être menée avec prudence car les niveaux sonores sous-marins exprimés en décibels ne peuvent pas être directement comparés aux niveaux sonores aériens, exprimés en décibel, et cela pour diverses raisons (Finfer *et al.*, 2008 ; Chapman et Ellis, 1998) :

- dans l'air, la pression de référence est le seuil d'audition de l'oreille humaine pour une onde sonore ayant une fréquence de 1 kHz et vaut $P_{ref} = 20 \mu Pa$; par conséquent, pour être lisible, la donnée d'une grandeur acoustique quelconque dans l'air doit être accompagnée de la mention « re. 20 μPa » ; dans le milieu marin, les grandeurs acoustiques sont directement données en référence à 1 μPa ; la conversion d'une grandeur acoustique mesurée dans l'air en une mesure qui aurait été faite dans l'eau doit donc tenir compte de cette référence ; ainsi, un niveau acoustique de 0 dB re. 20 μPa dans l'air correspond à un niveau acoustique de 26 dB re. 1 μPa dans le milieu marin ; les niveaux sonores sous-marins exprimés en dB re. 1 μPa doivent donc être retranchés de 26 dB pour être exprimés en dB re. 20 μPa .
- une confusion est souvent faite entre SL (niveau mesuré à un mètre de la source) et RL (niveau mesuré à une certaine distance, supérieure à 1 m, de la source) ; les niveaux

reportés en acoustique sous-marine sont généralement des SL, alors que les niveaux reportés en acoustique aérienne sont souvent des RL – les niveaux de bruit rayonnés par les avions sont souvent donnés pour une mesure effectuée à plusieurs dizaines (voire centaines) de mètres de l'appareil ; pour comparer des niveaux sous-marins et aériens, il est donc nécessaire d'utiliser une référence unique (voir ci-dessus), mais aussi de s'assurer que la comparaison est faite à des distances similaires

Les niveaux sonores expriment également la pression (force par unité de surface) qui s'applique sur une surface de référence. Si nous plaçons deux surfaces de référence, l'une dans l'eau, l'autre dans l'air, et que ces deux surfaces perçoivent la même pression, alors l'intensité de la force de compression nécessaire pour établir cette pression n'est pas équivalente car il est plus facile pour l'eau, qui est un milieu incompressible, de transmettre la force de compression que pour l'air, qui est un milieu compressible. En appliquant l'équation 3 à l'eau ($\rho \sim 1\,000\text{ kg/m}^3$, $c \sim 1\,500\text{ m/s}$) et à l'air ($\rho \sim 1,2\text{ kg/m}^3$, $c \sim 330\text{ m/s}$), nous montrons que la puissance nécessaire dans l'air est 3 780 fois supérieure à celle nécessaire dans l'eau pour établir un niveau de pression équivalent. Ce facteur de 3 780 se traduit par un supplément en décibel de 35 dB.

Enfin, quand bien même une comparaison honnête est effectuée entre des niveaux sonores aériens et sous-marins (c'est-à-dire avec une référence commune et une mesure effectuée à une distance commune), il faut prendre garde à l'interprétation de cette comparaison. Un son gênant/douloureux pour un humain peut être bénin pour un animal, et *vice versa*. Il n'est pas raisonnable, scientifiquement, d'estimer les impacts potentiels sur l'écosystème marin en se basant sur l'expérience d'un animal terrestre, l'humain.

Principales caractéristiques des sons émis lors des projets d'énergies marines renouvelables (EMR)

LES PHASES DE CONSTRUCTION, D'EXPLOITATION, DE MAINTENANCE ET DE DÉMANTÈLEMENT, ainsi que les mesures ERC (éviter, réduire et compenser) constituent les différentes phases des projets d'énergies marines renouvelables.

À l'exception de la phase d'exploitation, qui dure plusieurs dizaines d'années, les autres phases ne durent que quelques mois (Kikuchi *et al.*, 2010). À chaque phase du développement du projet est alors associée une production sonore spécifique, soit des impulsions ayant de fortes puissances sonores pendant un temps relativement court pour la phase de construction et de démantèlement, soit des sons continus ayant une puissance plus modérée pendant un temps plus long pour les autres phases.

Trois technologies EMR, dont le degré de maturité varie de l'expérimentation à la production commerciale, sont explorées dans ce chapitre (Paillard *et al.*, 2009). L'énergie éolienne en mer, ou énergie éolienne offshore, produit de l'énergie à partir de la puissance des vents marins et peut fournir jusqu'à deux fois plus d'énergie qu'une éolienne

terrestre. Son mât est soit posé et fixé sur le fond marin (éolienne posée), soit fixé sur une structure flottante ancrée au fond (éolienne flottante). Le développement de l'éolien offshore a débuté dans les années 1990 et le premier parc opérationnel a été installé au Danemark en 1991 (parc éolien de Vindeby comprenant 11 éoliennes). De nombreux parcs éoliens posés sont opérationnels au niveau mondial (notamment en mer du Nord) et comptent jusqu'à une centaine d'éoliennes. En France, six projets sont en cours (principalement au large des côtes normandes), mais aucune éolienne posée n'est à ce jour installée. Le développement de l'éolien flottant est plus récent et a débuté en 2010 ; le premier parc commercial a été inauguré en octobre 2017 au large de l'Écosse (projet « Hywind », 5 éoliennes). En France, quatre projets sont en cours d'étude et la première éolienne flottante expérimentale a été déployée en 2017 au large du Croisic.

■ Les émissions sonores des phases de construction

La phase de construction des structures éoliennes nécessite plusieurs types de travaux dont la caractérisation du site, l'installation des structures, leur ancrage et l'ensouillage de câbles pour le raccordement.

La caractérisation du site

La phase d'étude, comprenant la caractérisation du site et du dimensionnement, est généralement la première phase d'un projet EMR. Son objectif est de fournir une description complète de l'environnement marin dans la zone du projet : morphologie bathymétrique, structure du fond marin, intensité des courants, déplacement et transport sédimentaire. Deux de ces descriptions sont obtenues grâce à des systèmes acoustiques communément utilisés pour sonder l'environnement marin :

- la morphologie bathymétrique : elle est obtenue par les moyens standards utilisés en hydrographie pour obtenir une topographie haute résolution des fonds marins (Genesis Oil and Gas Consultants, 2011) ; ce sont des sondeurs (monofaisceau ou multifaisceaux) fonctionnant sur la bande de fréquences 10-200 kHz avec un niveau sonore compris entre 225 et 245 dB (rms) re. 1 μ Pa @ 1 m ; ils émettent des sons impulsifs de très courte durée, dont l'intervalle de répétition dépend de la profondeur de l'environnement à explorer ;
- la structure du fond marin : elle peut être obtenue aux moyens des sondeurs de sédiments fonctionnant sur la bande de fréquence 1,5 kHz-7 kHz ; ces sondeurs émettent des sons modulés en fréquences de quelques millisecondes, avec des niveaux sonores compris entre 193 et 230 dB réf. 1 μ Pa @ 1 m, offrant des pénétrations dans les sédiments meubles entre 25 et 100 m, et des résolutions verticales de l'ordre de quelques dizaines de cm ; pour obtenir une résolution verticale métrique, on a recours à des sources (*sparker*, *boomer*) ayant des relatives basses fréquences (50 Hz-4 kHz) ; les niveaux sonores à la source de tels équipements sont compris entre 204 et 222 dB (rms) re. 1 μ Pa @ 1 m (Nedwell et Howell, 2004 ; Genesis Oil and Gas Consultants, 2011).

L'installation des structures

Chaque sous-phase met en œuvre des techniques spécifiques dépendant des choix industriels et des caractéristiques du site, engendrant des sons de types différents.

Pour les éoliennes posées, le battage de pieux à l'aide de marteau hydraulique est la technique la plus répandue. Elle met en œuvre des monopieux ayant un diamètre important ou des *jackets* (quatre pieux avec des diamètres moins importants) (Nedwell *et al.*, 2003 ; Tougaard *et al.*, 2008 ; Norro *et al.*, 2013 ; Dazey *et al.*, 2012).

Pour les monopieux ayant un diamètre important, cette technique génère des signaux impulsionnels (très courts et très forts) de quelques millisecondes (Robinson *et al.*, 2007 ; Tougaard *et al.*, 2008) avec un rythme de répétitions de plusieurs dizaines de fois par minute (Betke *et al.*, 2004). Le niveau sonore des impulsions dépend du diamètre des pieux. La pression crête-crête augmente linéairement avec le diamètre D (exprimé en mètre) du pieu suivant la relation SL_{cc} (dB re. 1 μ Pa) = $24,3D + 179$ (Nedwell *et al.*, 2003). La pression acoustique du battage de pieux par impact augmente aussi linéairement selon l'énergie délivrée par le marteau hydraulique (Robinson *et al.*, 2007). Ces deux facteurs, combinés avec les facteurs environnementaux (dureté des fonds, protocoles de mesure, etc.), donnent une grande dispersion des niveaux à la source pour le battage de pieux, variant de 192 à ~270 dB re. 1 μ Pa @ 1 m (McKenzie Maxon, 2000 ; Thomsen *et al.*, 2006 ; Robinson *et al.*, 2007 ; Diederichs *et al.*, 2008 ; Tougaard *et al.*, 2008 ; Bailey *et al.*, 2010 ; Dazey *et al.*, 2012 ; Casper *et al.*, 2013a, 2013b ; Debusschere *et al.*, 2016 ; Dähne *et al.*, 2017).

Pour les *jackets*, des études comparatives ont montré des niveaux sources moins importants par rapport aux monopieux. Ainsi, l'installation d'un monopieu de 5 m de diamètre et d'un *jacket* de quatre pieux de 1,8 m de diamètre produit des signaux présentant des densités spectrales de puissance similaire, avec un maximum situé dans la bande de fréquences comprises entre 60 Hz et 2 kHz. Les niveaux sonores de crête normalisés à 750 m de la source montrent une différence de 5 dB (194 dB re. 1 μ Pa pour le pieu de 5 m de diamètre contre 189 dB re. 1 μ Pa pour le pieu de 1,8 m de diamètre) (Norro *et al.*, 2013). Cependant, d'après les auteurs, l'installation d'une fondation de type *jacket* nécessite 2,5 fois plus de temps, entraînant *in fine* des doses sonores plus importantes (178 dB re. 1 μ Pa2 s pour les *jackets* contre 166 dB re. 1 μ Pa s pour les monopieux).

À la place des marteaux hydrauliques, des vibrofondeurs peuvent être utilisés, spécifiquement pour des pieux de petits diamètres. Ces sources génèrent des sons de fréquence pure à la fréquence de fonctionnement du vibreur (Burgess *et al.*, 2005 ; Dahl *et al.*, 2015). D'après Dahl *et al.* (2015), le niveau mesuré à 16 m pour un pieu de 76,2 cm de diamètre est de 166,6 dB (rms) re. 1 μ Pa, soit approximativement un niveau de 190 dB re. 1 μ Pa @ 1 m. Dans ce cas, le maximum d'énergie se rencontre en dessous de 1 kHz.

En plus de ces deux techniques, certains aménageurs peuvent avoir recours au forage sous-marin. Cette technique est déjà utilisée dans le cadre des exploitations des énergies fossiles. Les sons générés par ces forages ont des niveaux sources pouvant atteindre

190 dB re. 1 μ Pa rms @ 1 m et ils sont caractérisés par des raies spectrales basses fréquences (Nedwell *et al.*, 2003 ; Kyhn *et al.*, 2014).

En plus des sons acoustiques, la phase de construction peut engendrer des vibrations importantes dans le sol (Lamens *et al.*, 2020). À ces sources spécifiques s'ajoutent les navires effectuant les travaux qui sont également une source de bruit continu (Statoil, 2015).

Le raccordement

Il existe diverses techniques, adaptées à la nature du fond marin, pour la pose des câbles de raccordement. En général, les câbles sont ensouillés dans le fond marin. Les techniques couramment utilisées sont le *water-jetting*, le charriage (*trenching, laying*), le tranchage (*cutter suction*), auxquelles peuvent s'ajouter des techniques connexes utilisées en dragage : usage de bennes (*grab*) ou de pelles mécaniques (*backhoe*) (CEDA, 2011). Les sources sonores associées à cette phase sont générées par les navires, les structures porteuses, et par l'interaction entre l'outil et la nature du fond à creuser. Les opérations d'enfouissements produisent des niveaux sonores variables compris entre 170 et 190 dB re. 1 μ Pa @ 1 m (Nedwell *et al.*, 2003 ; Genesis Oil and Gas Consultants, 2011 ; Johansson et Andersson, 2012).

Dans le cas de sols meubles, les techniques de protection des câbles par enrochement ou avec des matelas bétons (coquille) peuvent être utilisées. Les niveaux sonores associés à ces opérations sont inférieurs au bruit du navire effectuant les travaux (Nedwell et Edwards, 2004). De même, les niveaux sonores de l'activité d'ensouillage proprement dit de câbles sont très proches du niveau de bruit rayonné par les navires (Ross, 2005 ; Johansson et Andersson, 2012).

■ Les émissions sonores des phases d'exploitation

Pour cette phase, les émissions sonores sont continues et de niveau modéré.

Parcs éoliens offshore posés

Une éolienne en fonctionnement génère deux sources de bruit, celle résultant des systèmes mécaniques dans la boîte de vitesses et celle, aérodynamique, produite par le mouvement des pales en rotation (Oerlemans *et al.*, 2007). Les niveaux sonores qui en résultent dépendent de la taille des éoliennes et de la vitesse du vent (Wahlberg et Westerberg, 2005 ; Tougaard *et al.*, 2009a). Pour les parcs éoliens offshore, ce bruit est caractérisé par une émission large bande. Il est transmis dans l'eau par des couplages divers (Tougaard *et al.*, 2008 ; Richards *et al.*, 2007). Les mesures ont montré que ce bruit est essentiellement composé de basses fréquences comprises entre 16 Hz et 1 000 Hz (Wahlberg et Westerberg 2005 ; Betke *et al.*, 2004). Aux vitesses nominales de fonctionnement, les fréquences dominantes des sons émis varient entre 150 Hz et 300 Hz (Richards *et al.*, 2007). Wahlberg et Westerberg (2005) estiment que, pour un vent de 13 m s⁻¹, le niveau source pour une éolienne (ayant une puissance de 1,4 MW) en fonctionnement est

de 151 dB re. 1 μ Pa @ 1 m. D'après ces mêmes auteurs, ce niveau correspond à celui de la raie spectrale située autour de 180 Hz. Nedwell *et al.* (2003) remarquent qu'une augmentation de la vitesse du vent augmente également le bruit ambiant, maintenant ainsi une différence de niveau constant entre le bruit de l'éolienne et le bruit ambiant. D'autre part, les mesures d'Uffe (2002) et de Norro *et al.* (2013) ont révélé que les éoliennes ayant pour fondation des pieux en acier génèrent des sons plus importants que celles supportées par des pieux en béton.

Parcs éoliens flottants

La seule référence disponible concernant le niveau sonore d'une éolienne offshore flottante en fonctionnement provient de l'étude de Statoil (2015) dans le parc éolien Hywind en Écosse. Cette étude indique un niveau sonore égal à 162 dB re. 1 μ Pa @ 1 m avec un maximum pour des fréquences comprises entre 25 Hz et 100 Hz.

I Les émissions sonores des phases de maintenance et de démantèlement

La maintenance des infrastructures EMR induira des nuisances sonores associées à une augmentation, potentiellement localisée dans le temps, du trafic maritime. À ce jour, aucun retour d'expérience sur le démantèlement d'un parc EMR n'est disponible. Le seul démantèlement d'infrastructure EMR connu concerne le parc éolien de Vindeby (11 éoliennes offshore posées au large des côtes danoises, installation en 1991, démantèlement en 2017), mais aucune information sur des mesures de niveaux sonores générés n'est actuellement disponible.

La phase de démantèlement implique des moyens et des techniques considérés comme comparables à ceux employés lors de la phase d'installation (des marteaux hydrauliques ont été utilisés pour le démantèlement du parc Vindeby). Les impacts potentiels associés à cet atelier sont donc considérés comme comparables à ceux de l'atelier « phase d'installation » (Meißner *et al.*, 2006). La phase de démantèlement pourrait toutefois nécessiter l'utilisation d'explosifs (Genesis Oil and Gas Consultants, 2011 ; Nedwell *et al.*, 2003). À titre indicatif, le déroctage à l'explosif (minage) produit un niveau sonore de l'ordre de 268 dB re. 1 μ Pa @ 1 m pour une charge de 1 kg de TNT (Bagočius, 2013 ; Soloway et Dahl, 2015).

I Comparaison avec d'autres émissions sonores anthropiques

Les émissions sonores liées aux EMR sont des émissions de courtes durées, répétitives et fortes pour les phases de pré-construction et de construction, et des émissions continues et d'amplitude modérée pour la phase d'exploitation. Pour mieux évaluer l'importance de l'impact de ces émissions, il est pertinent de les comparer avec d'autres émissions sonores anthropiques ayant des caractéristiques similaires.

Le trafic maritime

À l'échelle mondiale, le trafic maritime est la principale source sonore d'origine humaine dans l'environnement marin. Depuis les années 1950, elle contribue à l'augmentation substantielle du niveau de bruit ambiant dans les basses fréquences (McDonald *et al.*, 2006 ; Boyd *et al.*, 2011). C'est une source continue de niveau intermédiaire qui pourrait être comparée aux émissions sonores de la phase d'exploitation des fermes éoliennes. Le niveau du bruit rayonné par les navires dépend à la fois de la taille des navires (National Research Council, 2003 ; Gervaise *et al.*, 2012 ; McKenna *et al.*, 2012), de leur vitesse et de l'état de la mer (McKenna *et al.*, 2013). Les niveaux à la source se situent autour de 140 dB (rms) re. 1 μ Pa pour les petites embarcations et autour de 190 dB re. 1 μ Pa pour les grandes embarcations (Gervaise *et al.*, 2012 ; Hildebrand, 2009 ; McKenna *et al.*, 2012) (tableau 1.3).

Pendant sa phase de production, une infrastructure EMR (hydrolienne, système houlomoteur, éolienne posée, éolienne flottante) produit un bruit dont la bande fréquentielle est proche de celle du bruit rayonné par une petite embarcation. Toutefois, pour une ferme éolienne offshore, les puissances sonores des différentes éoliennes s'additionnent. Du fait de sa nature permanente, le bruit d'une ferme d'une centaine d'éoliennes pourrait être comparable au bruit rayonné par une route maritime côtière (figure 1.4 et tableau 1.3).

Les explosions

Ce sont des sources de bruit d'origine humaine de nature civile (démantèlement offshore, exploration sismique, dispositifs d'éloignement, etc.) ou militaires (destruction des mines sous-marines, bombes, torpilles) (Hildebrand, 2009). L'intensité acoustique du son produit dépend de la masse de la charge explosive et de la profondeur. D'après Hildebrand (2009), une explosion d'une charge de 4 535 kg produit un niveau de 304 dB re. 1 μ Pa @ 1 m dont le pic d'énergie se situe dans la bande de fréquence comprise entre 0,5 et 50 Hz. Le déroctage à l'explosif (minage), parfois utilisé lors du démantèlement d'une infrastructure EMR, produit un niveau sonore de l'ordre de 268 dB re. 1 μ Pa @ 1 m pour une charge de 1 kg de TNT (Bagočius, 2013 ; Soloway et Dahl, 2015), avec un pic d'énergie autour de 200 Hz (figure 1.4 et tableau 1.3).

Les canons à air

Largement utilisés pour la prospection pétrolière et gazière, les canons à air produisent des impulsions brèves de quelques millisecondes, essentiellement sur des basses fréquences. L'intensité acoustique dépend généralement de la taille et du nombre de canons utilisés en réseau (typiquement 12 à 48 canons selon Hildebrand, 2009). Les niveaux à la source varient de 240 à 260 dB (rms) re. 1 μ Pa @ 1 m (Caldwell et Dragoset, 2000 ; Lurton et Antoine, 2007 ; Hildebrand, 2009) ou ont des niveaux crête-crête de 271 dB (p-p) re. 1 μ Pa @ 1 m (Genesis Oil and Gas Consultants, 2011).

Pendant la phase de construction d'un projet EMR, les impulsions produites lors du battage de pieux sont similaires aux impulsions des canons à air utilisés par l'industrie pétrolière (figure 1.4 et tableau 1.3).

Les sonars militaires

Les sonars militaires émettent des signaux à des niveaux sonores généralement beaucoup plus élevés que les sonars civils. Ils sont couramment employés lors d'exercices et d'entraînements navals. Initialement réalisés en eaux profondes, ces exercices navals sont depuis quelques années également conduits non loin des côtes dans des zones peu profondes.

Il existe deux types de systèmes : les sonars de basses fréquences (100-500 Hz) possédant des impulsions longues de 2 secondes et des sonars de moyennes fréquences (1-8 kHz) dont la durée de l'impulsion varie de 1 à 2 secondes. Ces systèmes de sonar possèdent des niveaux à la source similaires (220 à 235 dB [rms] re. 1 μ Pa @ 1 m, Hildebrand, 2009). Pendant la phase de pré-construction, le bruit rayonné possède des caractéristiques proches de celles des sons produits par les sonars militaires (figure 1.4 et tableau 1.3).

Figure 1.4. Caractéristiques (fréquence, niveau dB re. 1 μ Pa @ 1m) des sources sonores des projets EMR comparées à celles d'autres émissions sonores humaines et au bruit ambiant naturel.

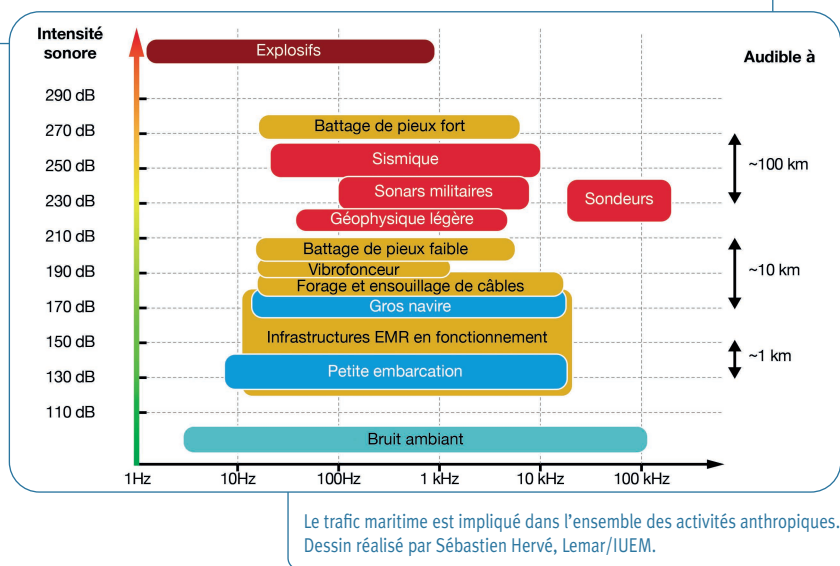


Tableau 1.3. Synthèse des niveaux sonores des projets EMR et comparaison avec les niveaux sonores d'autres activités sonores sous-marines.

Activité offshore			Nature	Durée (ms)	SPL (dB (rms) re. 1 µPa @ 1m)	Fréquence (kHz)	Maximum d'énergie	Directionnalité
Infrastructures EMR	Construction	Géophysique légère	Imp.	0,1-400	204-222	0,05-5	X	Verticale
		Échosondeurs	Imp.	2-10	225-245	20-200	X	Verticale
		Marteau hydraulique	Imp.	20-100	192-270	0,02-8	0,1-1	Omni
		Vibrofondeur	Cont.	X	190	0,02-2	0,05-1	Omni
		Ensouillage de câbles	Cont.	X	170-190	0,01-20	< 0,2	Omni
		Forage	Cont.	X	145-190	0,01-20	< 0,1	Omni
	Exploitation	Éolienne posée	Cont.	X	142-151	0,02-20	0,18	Omni
		Éolienne flottante	Cont.	X	162	0,02-20	0,025-0,1	Omni
		Hydrolienne	Cont.	X	118-166	0,02-20	0,02-0,1	Omni
		Système houlomoteur	Cont.	X	120-180	0,02-20	0,125- 0,250	Omni
	Maintenance	Voir trafic maritime						
	Démantèlement	Explosif ?	Imp.	0,001-0,01	272-304	0,02-1	0,006- 0,02	Omni
Autres activités	Sismique		Imp.	10-20	240-260	0,05-10	0,05-0,3	Verticale
	Sonars militaires BF		Imp.	2	235	0,1-0,5	0,2-0,5	Horizontale
	Sonars militaires MF		Imp.	1 000-2 000	230-235	1-8	1-8	Horizontale
	Gros navires		Cont.	X	175-195	0,02-1	0,02-1	Omni
	Petites embarcations		Cont.	X	130-150	0,008-5	0,008-5	Omni

Imp. : impulsionnelle ; Cont. : continue.

Tableau 1.4. Comparaison des niveaux sonores sous-marins des projets de fermes éoliennes offshore avec des niveaux sonores aériens.

Activités sous-marines	SPLSM marin (dB re. 1 μ Pa @ 1 m)	SPLEq aérien (dB re. 20 μ Pa)	Activités aériennes
TNT	272-305	210-243	
Sismique	240-260	178-198	
Battage de pieux	243-257	181-195	
Échosondeur	225-245	163-183	
Sonar militaire BF	214-240	152-178	Explosion
Sonar militaire MF	223-235	161-173	
Géophysique légère	204-227	142-165	Avion à réaction
Dispositifs d'éloignement	150-205	88-143	Formule 1
Gros navires	176-192	114-130	
	181	120	Marteau-piqueur
Forage sous-marin	145-190	83-128	
Petites embarcations	169	108	Route à 2 m
	160-175	98-113	
Éoliennes en opération	142-151	80-89	Orchestre symphonique

2. Les bases de la perception sonore chez les animaux marins

Introduction

Les bases de la perception sonore chez les animaux marins, que nous avons classés en cinq groupes – mammifères et oiseaux marins, poissons, tortues et invertébrés (pélagiques et benthiques) –, sont détaillées dans ce chapitre. Les systèmes auditifs sont décrits à l'échelle individuelle sur une base anatomique afin de comprendre les mécanismes de réception du son. Leurs performances relatives sont illustrées par des audiogrammes qui permettent de préciser la sensibilité variée des groupes, voire des espèces, à certaines fréquences (basses, moyennes et hautes), parfois selon l'âge des individus. Au sein de chaque groupe, nous avons choisi de préciser les mécanismes et les caractéristiques des productions sonores, intentionnelles ou non. Il convient de noter une forte inégalité selon les groupes et les espèces quant à l'étendue des connaissances disponibles à ce jour, très fournie pour les vertébrés, mais plus limitée pour les invertébrés. En outre, les paramètres environnementaux utilisés par les animaux pour percevoir le son varient selon les systèmes auditifs, certains d'entre eux étant sensibles à des variations de pression, à des accélérations particulières ou à des vibrations du substrat. Cette synthèse est basée sur l'examen d'une large étendue d'articles scientifiques.

Les bases de la perception sonore chez les animaux marins

Le terme « système auditif » se réfère généralement à un ensemble de composants que l'animal utilise pour détecter et analyser le son. Les systèmes sensoriels, et donc la perception des sons, sont propres à chaque espèce et souvent liés à l'habitat au sein duquel se développent les organismes considérés (figure 2.1 et 2.2). La production sonore de la plupart des animaux est étroitement liée à leur sensibilité auditive dans le but de maximiser la communication intraspécifique. Mais les organismes entendent généralement sur une gamme plus large, ce qui leur permet de détecter des signaux acoustiques issus de proies, de prédateurs et de toute autre source sonore localisée dans leur environnement. Selon le type de système sensoriel, les gammes d'écoutes des animaux aquatiques peuvent ainsi varier de quelques Hz à plusieurs milliers de kHz.

Figure 2.1. Les différentes parties du corps impliquées dans le système auditif des mammifères marins, des poissons et des invertébrés.

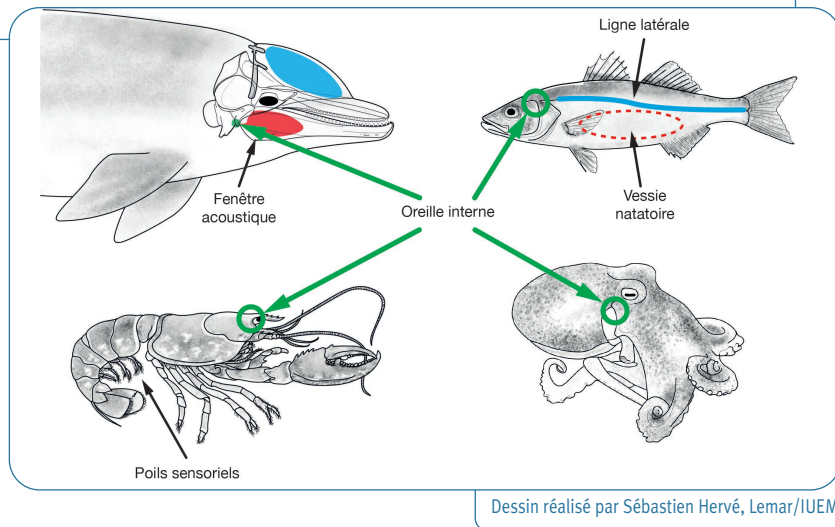


Figure 2.2. Systèmes auditifs A) d'une femelle cormoran (Larsen *et al.*, 2020) et B) d'une tortue terrestre (Willis *et al.*, 2013).

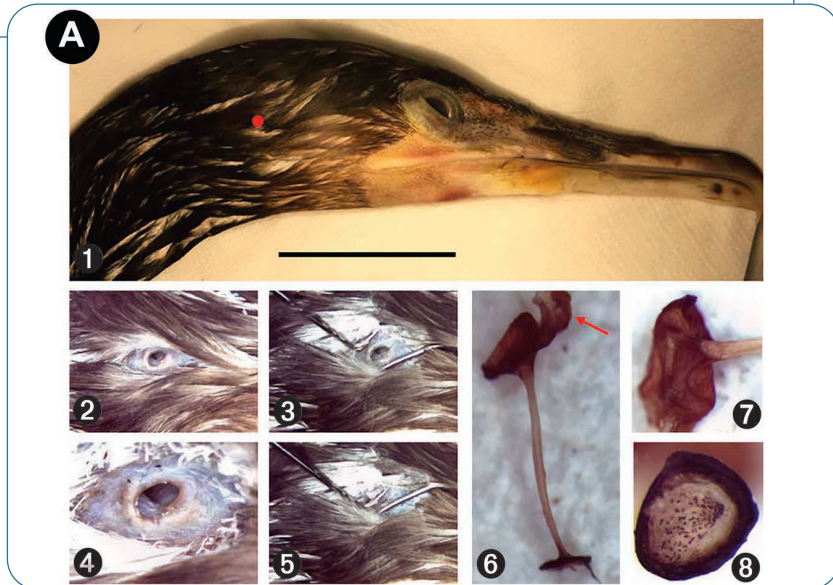
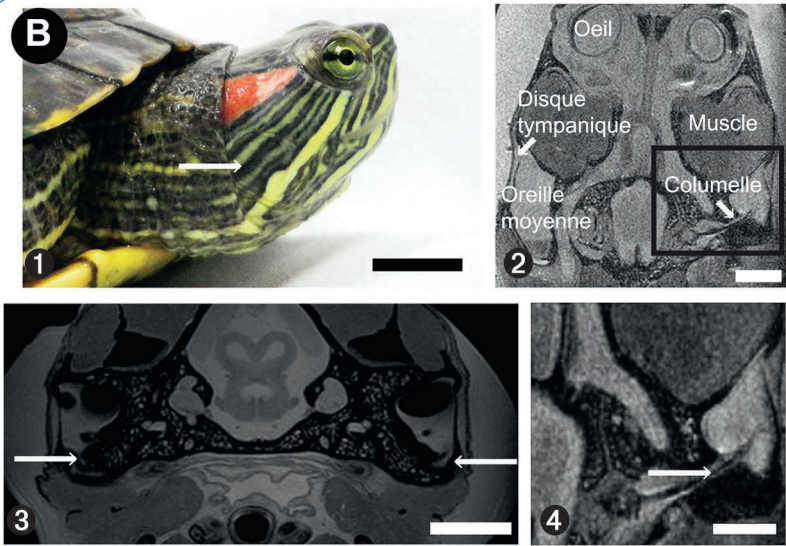


Figure 2.2. Suite



A. 1. Côté droit de la tête. Le point rouge indique l'emplacement de l'ouverture de l'oreille sous une couverture dense de plumes. 2. Gros plan avec plumes de couverture écartées. 3. La cavité nue en forme de lentille entourant l'ouverture de l'oreille en forme de haricot. Le point noir dans l'ouverture de l'oreille est le canal menant à la chambre du tympan située en dessous à un angle de 45-50 degrés par rapport à la surface de la tête avec la direction du bec vers la droite. (4, 5). Une très légère pression appliquée avec deux aiguilles ferme l'ouverture de l'oreille le long de son axe longitudinal. 6. La columelle disséquée avec l'extracolumelle en haut et la semelle en bas. Une partie du tympan disséqué est indiquée par une flèche rouge. 7. Tympan avec attachement excentré de l'extracolumelle, vu de dessous (depuis l'oreille moyenne). 8. Embase de la fenêtre ovale vue de l'oreille interne. B. 1. Vue latérale de la tête (barre d'échelle de 1 cm). 2. Image IRM horizontale (barre d'échelle de 500 mm). 3. IRM transversale au niveau du tectum. Les flèches indiquent les trompes d'Eustache (barre d'échelle de 500 mm). Le « muscle » est le *splenius capitis*. 4. Image IRM horizontale, agrandie à partir de l'encadré 2. La columelle traverse la cavité de l'oreille moyenne jusqu'à l'oreille interne. La flèche indique la columelle (barre d'échelle de 500 mm).

■ L'audition des mammifères marins

Chez les mammifères terrestres, l'audition est le résultat de l'activité combinée de trois divisions de l'oreille :

- l'oreille externe qui recueille et dirige le son ;
- l'oreille moyenne, une poche d'air contenant le tympan et la chaîne d'osselets, qui filtre et amplifie l'énergie acoustique vers l'oreille interne ;
- l'oreille interne, qui comprend la cochlée, organe de l'audition, emplies de liquide et constituée entre autres de la membrane basilaire génératrice de l'influx nerveux, et les canaux semi-circulaires, organes de l'équilibre.

On peut distinguer deux catégories de mammifères marins : les mammifères qui vivent exclusivement dans l'eau et qui possèdent un système auditif totalement adapté au milieu aqueux

(les cétacés : dauphins et baleines), et ceux qui vivent partiellement sur terre et dont le système auditif est amphibie (les pinnipèdes : phoques, otaries, morses, éléphants de mer).

Audition chez les cétacés et les siréniens : une oreille entièrement aquatique

Les cétacés et certains pinnipèdes n'ont pas d'oreilles externes. Chez les odontocètes (cétacés à dents : dauphins, marsouins, cachalots), le système d'oreille moyenne et interne n'est pas contenu dans le crâne mais dans une cavité osseuse hors du crâne suspendue par des ligaments (figure 2.1). La mâchoire inférieure de ces mammifères est entourée par des tissus graisseux qui assurent la transmission des sons vers l'oreille moyenne. Chez les mysticètes (cétacés à fanons : baleines), les ouïes ont des connexions osseuses avec le crâne.

L'oreille interne des cétacés fonctionne de la même manière que celle des mammifères terrestres avec des caractéristiques différentes :

- un nombre de cellules ganglionnaires auditives plus important (jusqu'à 3 000 cellules/mm contre 100/mm pour les mammifères terrestres),
- le rapport entre le nombre de cellules ganglionnaires et de cellules ciliées est plus grand,
- la taille du nerf auditif,
- l'épaisseur et la largeur de la membrane basilaire : plus elle est épaisse et rigide, plus l'audition sera haute fréquence,
- le support de la membrane basilaire.

Audition chez les pinnipèdes : une oreille amphibie

Les pinnipèdes (phoques, otaries, morses) vivent à la fois dans les milieux terrestre et aquatique. Leurs oreilles présentent des adaptations communes avec celles des mammifères terrestres. Cependant, le pavillon de l'oreille externe est diminué ou absent : les otaries ont de petits pavillons externes alors que les phoques et les morses n'en ont pas. Des muscles et une valve cartilagineuse le long du canal auditif externe ferment le canal lorsqu'ils sont sous l'eau. En général, les oreilles moyenne et interne sont similaires à celles des mammifères terrestres.

Les gammes d'écoute

Les oreilles internes des cétacés sont de trois types qui déterminent des gammes d'écoute (tableau 2.1) et coïncident avec des habitats et des comportements alimentaires spécifiques.

Les cétacés qui présentent une cochlée avec une membrane basilaire raide et un rapport épaisseur/largeur élevé sont capables de percevoir les ultrasons et font partie des groupes moyennes et hautes fréquences. Les cétacés dits à « hautes fréquences » (tels que le marsouin commun) sont surtout des espèces côtières ou de rivières qui vivent dans des eaux turbides (figure 2.3). Ils utilisent les ultrasons pour détecter des objets et des proies. Ceux dits à « moyennes fréquences » (tels le grand dauphin, l'orque et le cachalot), majoritairement pélagiques et généralement très sociaux, utilisent les signaux 1-10 kHz pour communiquer et des sons de longueurs d'onde plus élevées pour détecter les prédateurs et les proies sur de longues distances (figure 2.3). Enfin, les mysticètes, ou cétacés à « basses

fréquences » (tels le rorqual ou la baleine à bosse), possèdent une cochlée à membrane basilaire plus large et plus mince leur permettant de percevoir les infrasons. Ce sont essentiellement des animaux de grande taille, pélagiques et opportunistes.

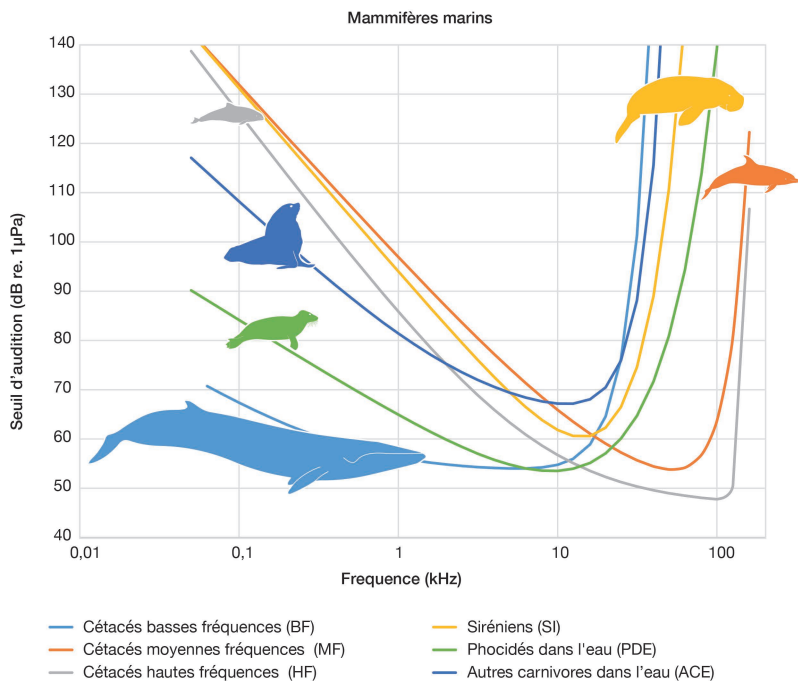
Les gammes d'écoute des mammifères marins ont été mesurées par des audiogrammes comportementaux impliquant des tests psychométriques standards sur des animaux en captivité. Elles sont également définies par des audiogrammes électrophysiologiques permettant de mesurer les tensions électriques produites lorsque le système auditif est stimulé par un son. Les audiogrammes tant comportementaux qu'électrophysiologiques ont été élaborés pour seulement 20 (incluant des pinnipèdes, des cétacés, d'autres carnivores marins et siréniens) des 128 espèces de mammifères marins existantes. Ainsi, pour les cétacés dits à « basses fréquences », il n'existe aucune mesure directe de la sensibilité acoustique. Elle est alors estimée en fonction d'un grand nombre de paramètres incluant la réponse à des sons de fréquences variables en milieu naturel, les vocalisations utilisées, la taille, le bruit ambiant et la morphométrie de la cochlée. Les pinnipèdes ont généralement une audition en milieu aquatique plus étendue qu'en milieu aérien, notamment vers les hautes fréquences (Reichmuth *et al.*, 2013), tandis que les siréniens ont une audition similaire à celle des cétacés moyennes fréquences et des phocidés (Southall *et al.*, 2019).

Tableau 2.1. Mammifères marins regroupés selon leurs caractéristiques acoustiques : gamme fonctionnelle (GF), gamme de bonne sensibilité (BS) et seuil minimum d'écoute (SM en dB re. 1 μ Pa).

Groupe	Caractéristiques acoustiques	Nombre d'espèces/sous-espèces	N.B. AC	N.B. AE
Cétacés, basses fréquences	GF : 7 Hz-22 kHz BS : 20 Hz-2 kHz SM : supposé à 60-80	13 espèces de baleines à fanons (Mysticètes)	0	0
Cétacés, moyennes fréquences	GF : 150 Hz-160 kHz SM : 50	57 espèces ou sous-espèces dont : 32 espèces de dauphins, 6 de baleines à dents et 19 de baleines à bec	8	13
Cétacés, hautes fréquences	GF : 200 Hz-180 kHz BS : 16 kHz-120 kHz SM : 40	20 espèces ou sous-espèces dont : 8 espèces de marsouins, 7 espèces de dauphins de rivières et 4 dauphins Cephalorhynchus	3	3
Siréniens	–	–	–	–
Pinnipèdes dans l'eau	GF : 75 Hz-75 kHz	41 espèces ou sous-espèces dont : 16 espèces d'otaries, 23 de phoques et 2 de morses	11	5
Pinnipèdes dans l'air	GF : 75 Hz-30 kHz	41 espèces ou sous-espèces dont : 16 espèces d'otaries, 23 de phoques et 2 de morses		

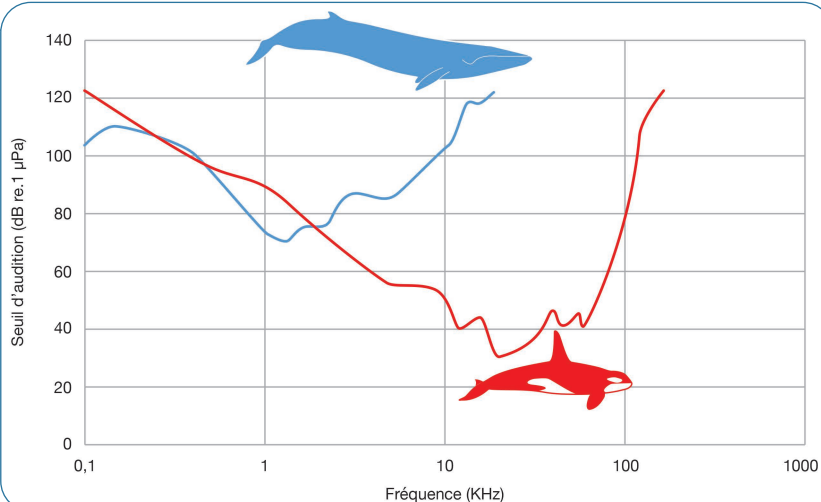
Pour chaque groupe sont précisés le nombre d'espèces ou de sous-espèces représentées ainsi que le nombre d'espèces décrites par audiogrammes comportementaux (AC) ou électrophysiologiques (AE) (Southall *et al.*, 2007 ; Ketten, 2002 ; Erbe *et al.*, 2016).

Figure 2.3. Audiogrammes de quelques espèces de mammifères marins.



Audiogrammes tirés d'une compilation de Ridgway et Joyce (1975), Popov et Supin (1990), Bibikov (1992), Kastelein *et al.* (2002), Houser et Finneran (2006), Erbe *et al.* (2016) et Southall *et al.* (2019).

Figure 2.4. Courbe rouge. Audiogramme d'orque combiné à partir des travaux de Szymanski *et al.* (1999) et de Branstetter *et al.* (2017). Courbe bleue. Audiogramme de rorqual commun redessiné par Sébastien Hervé d'après Cranford et Krysl (2015).



Perte d'audition chez les mammifères marins

Il est essentiel de connaître l'âge des individus pour estimer les capacités auditives des mammifères marins (Ketten, 2002). En effet, comme l'homme, les lions de mer de Californie (Schusterman *et al.*, 2002 ; Mulsow *et al.*, 2014) et le grand dauphin (Ridgway et Carder, 1997) perdent de l'audition en vieillissant. Chez ce dernier, la perte d'audition liée à l'âge, notamment dans les hautes fréquences, se produit principalement entre 20 et 30 ans, avec une plus grande réduction chez les mâles que chez les femelles (Houser et Finneran, 2006). La perte d'audition chez les lions de mer, qui affecte essentiellement les hautes fréquences (50 dB de perte), apparaît vers l'âge de 20 ans. La longévité maximale d'un lion de mer étant de 19 ans pour les mâles et de 25 ans pour les femelles, il est probable que cette perte d'audition n'affecte pas leur survie en milieu naturel.

Production de sons

Les mammifères marins produisent différents types de sons pour s'orienter, détecter proies et prédateurs, ainsi que pour interagir avec d'autres congénères (tableau 2.2). Les odontocètes utilisent l'écholocation, la fréquence utilisée étant spéci-spécifique. Ils peuvent moduler ces signaux haute fréquence (jusqu'à 200 kHz) en faisant varier le taux de répétition, l'intervalle entre deux impulsions (ICI), l'amplitude et le spectre du signal. Les mysticètes n'utilisent pas le son pour la chasse et produisent des vocalisations à des fréquences plus faibles (12 Hz à 3 kHz) pour des interactions sociales. Ils émettent

Tableau 2.2. Production de sons des mammifères marins regroupés suivant leurs caractéristiques acoustiques.

Espèces	Gamme (kHz)	Fréquences dominantes (Hz)	Niveau sonore (dB)	Ordre de grandeur de la détection
Cétacés basses fréquences (Mysticètes)				
Baleine bleue (<i>Balaenoptera musculus</i>)	0,01-0,39	Chants : 0,03-0,1 Gémissements : 0,015-0,025	180-190	10-30 km
Rorqual commun (<i>Balaenoptera physalus</i>)	0,01-0,75	Impulsions : 0,018-0,035 Appels : 0,02-0,07 Gémissements : 0,02	155-190	10-30 km
Baleine à bosse (<i>Megaptera novaeangliae</i>)	0,01-22	Chants du mâle : 0,12-4 Sons sociaux : < 3 Appel alimentaire : 0,5	Chants du mâle : 144-174 (moy. : 165) Sons sociaux : 190	10-30 km
Cétacés moyennes fréquences				
Dauphin commun (<i>Delphinus delphis</i>)	0,2-150	Sifflement : 0,5-18 Clic : 30-60	143-180	100 à 1 000 m
Grand Dauphin (<i>Tursiops truncatus</i>)	0,05-150	Sifflement : 0,3-14,5 25-130	125-173 228	500 à 1 500 m
Orque (<i>Orcinus orca</i>)	0,08-85	1-20	105-160	100 à 1 000 m
Beluga (<i>Delphinapterus leucas</i>)	0,1-150	Sifflement : 0,1-16 Clic : 40-120	206-225	500 à 1 500 m
Cachalot (<i>Physeter macrocephalus</i>)	< 0,1-30	Clic : 2-16	220-236	10-30 km
Cétacés hautes fréquences				
Marsouin (<i>Phocoena phocoena</i>)	0,04-150	Sifflement : 0,04-1,5 Clic : 110-150	177	250 m
Dauphin rose d'Amazone (<i>Inia geoffrensis</i>)	25-200	Clic : 95-105	–	–
Marsouin de Dall (<i>Phocoenoides dalli</i>)	0,04-160	Sifflement : 0,04-12 Clic : 120-130	175	250 m
Pinnipèdes				
Phoque barbu (<i>Erignathus barbatus</i>)	0,1-10	Trill, ascent, sweep, moan	178	> 30 km
Phoque du Groenland (<i>Phoca groenlandica</i>)	0-5	26 types de cris	103-180	–
Phoque annelé (<i>Phoca hispida</i>)	0,5-5	Aboiements, growl, yelp, chirp	95-135	> km
Phoque à ruban (<i>Histiophoca fasciata</i>)	0,02-10	Downsweep, roar, grunt, yowl, hiss, shuffle	160-178	> 16 km
Phoque à capuchon (<i>Cystophora cristata</i>)	0,5-6	Guttural growl, moaning growl, long growl, roar, FM growl, moaning-growling call	–	–
Phoque tacheté (<i>Phoca largha</i>)	0,5-3,5	Growl, drums, chirp, aboiements	–	–

Espèces	Gamme (kHz)	Fréquences dominantes (Hz)	Niveau sonore (dB)	Ordre de grandeur de la détection
Phoque de Weddell (<i>Leptonychotes weddellii</i>)	0,09-200	<i>Trill, chirp, eeyoo, chug, clic, teeth chatter, guttural glug, cricket call, knock, seitz, growl, mew</i>	148-193	> 30 km
Léopard des mers (<i>Hydrurga leptonyx</i>)	0,2-164	<i>Trill, hoot, FM chiro, FM buzz, click train</i>	153-177	–
Phoque crabier (<i>Lobodon carcinophagus</i>)	1-2	<i>Groan</i>	–	–
Phoque de Ross (<i>Ommatophoca rossii</i>)	0,1-11	<i>High, mid and low siren calls, whoosh broadband component, whoosh tonal component</i>	–	–
Phoque commun (<i>Phoca vitulina</i>)	0,1-10,9	<i>Roar, bubbly growl, grunt, groan, creak</i>	129-149	> km
Phoque gris (<i>Halichoerus grypus</i>)	0,3-8,6	<i>Rup, rupe, growl, knocking, trot, click and roar</i>	–	–
Phoque moine d'Hawaï (<i>Neomonachus schauinslandi</i>)	0,04-1	<i>Croak, groan, growl, moan, rumble, whoop</i>	123-169	> km
Morse (<i>Odobenus rosmarus</i>)	0,1-4	<i>Knock, tap, bell sound, coda song, diving vocalization, aboiements et bark</i>	–	–
Otarie à fourrure du Cap (<i>Arctocephalus pusillus pusillus</i>)	0,1-1	<i>Aboiements, whoop</i>	–	–
Otarie à fourrure des Galapagos (<i>Arctocephalus galapagoensis</i>)	0,1-0,3	<i>Growl and knock</i>	–	–
Otarie à fourrure Juan Fernandez (<i>Arctocephalus philippii</i>)	0,1-0,2	<i>Pulses</i>	–	–
Otarie à fourrure du Nord (<i>Callorhinus ursinus</i>)	–	<i>Clic (mâle)</i>	–	–
Lion de mer de Californie (<i>Zalophus californianus</i>)	0,1-7	<i>Aboiements, clic</i>	–	–
Lion de mer de Steller (<i>Eumetopias jubatus</i>)	–	<i>Belch, growl, clic</i>	–	–
Siréniens				
Lamantin d'Amazonie (<i>Trichechus inunguis</i>)	0,7-17	<i>Vocalisation/vocalisation harmonique</i>	–	–
Lamantin des Caraïbes (<i>Trichechus manatus</i>)	0,4-22	<i>Vocalisation harmonique tonale</i>	–	–
Dugong (<i>Dugong dugon</i>)	0,15-18	<i>Squeak, trills, chirp-squeak</i>	–	–

Les mots anglais décrivant des vocalises ont été gardés dans leur langue d'origine afin de faciliter le lien avec la littérature scientifique sur le sujet.
Sources : Ketten (1992), Parvin *et al.* (2007), Southall *et al.* (2007).

différentes vocalisations : des gémissements (0,4 à 40 secondes, fréquences < 200 Hz), des appels simples ou complexes (impulsions < 1 kHz) ou des chants. Certains mysticètes peuvent également émettre des signaux infrasoniques.

Les pinnipèdes produisent des sons en milieux aérien et aquatique. Si les phocidés et les morses produisent communément des vocalisations sous-marines, ceci a été moins étudié chez les otaridés (lion de mer et otarie à fourrure). Des cris de type « aboiements » (*barks*) ont pourtant été enregistrés chez 6 espèces d'otaridés (lion de mer de Californie, de Steller, otarie à fourrure des Pribilof, de Juan Fernandez, des Galapagos, du Cap). Les vocalisations sous-marines produites par les pinnipèdes correspondent à des gammes de fréquence très variées, entre 20 Hz et 200 kHz. Des vocalisations ultrasoniques ont été démontrées chez le phoque de Weddell (Cziko *et al.*, 2020) et le léopard de mer (Thomas *et al.*, 1983).

■ L'audition chez les oiseaux marins

Les oreilles des oiseaux (marins ou non) sont positionnées derrière et sous leurs yeux, et sont protégées par des plumes souples nommées auriculaires. Il n'y a pas de pavillon externe, mais un conduit auditif dans lequel le son est conduit jusqu'à l'oreille moyenne. L'anatomie de l'oreille moyenne et de l'oreille interne des oiseaux est similaire à celle des mammifères terrestres. Il y a néanmoins quelques différences, notamment la présence d'un seul osselet appelé columelle. Chez les manchots, les plumes protégeant le conduit auditif sont plus épaisses afin de protéger l'oreille interne de la pression lors des plongées. Ici, nous ne parlerons que des oiseaux marins plongeurs et/ou nageurs comme les manchots et les semi-aquatiques plongeurs/nageurs (poursuivant leurs proies sous l'eau), tels les cormorans, les alcidés, les fous et certains puffins. Les oiseaux marins se nourrissant à la surface de l'eau (et ne poursuivant pas leurs proies sous l'eau) ne sont pas pris en compte dans ce chapitre (sternes, mouettes, albatros, etc.).

Les gammes d'écoute

Comme pour les autres espèces présentées, les gammes d'écoute des oiseaux marins sont mesurées par des audiogrammes (comportementaux ou électrophysiologiques) sur des animaux captifs ou sur des animaux sauvages capturés pour effectuer les expériences, puis relâchés dans leur milieu naturel. Bien que le sujet de ce livre porte sur le milieu marin, nous présentons ici les gammes d'écoutes mesurées à la fois en milieu aquatique et en milieu aérien. Les études sur le sujet étant encore en faible nombre, cela nous permet d'élargir le champ de nos connaissances, puisque l'on peut supposer que les capacités auditives sous-marines sont au moins aussi bonnes que celles mesurées en milieu aérien. Les études menées sur différentes espèces sont résumées dans le tableau 2.3. Plusieurs méthodologies ont été utilisées comme les potentiels évoqués auditifs (PEA), le potentiel cochléaire (PC) et des tests comportementaux (TC).

En complément, une étude a mesuré le seuil minimal d'audition en milieu sous-marin d'un grand cormoran (6 ans) sur deux fréquences spécifiques, qui correspondent aux fréquences de sensibilité maximale de l'espèce : seuil minimal de 75 dB à 1 000 Hz, 70 dB à 2 000 Hz

et 71 dB à 4 000 Hz (Hansen *et al.*, 2017). Des audiogrammes de quelques espèces en milieu aérien (figure 2.5) et aérien et aquatique (figure 2.6) sont présentés ci-dessous.

Tableau 2.3. Production de sons des oiseaux marins regroupés suivant leurs caractéristiques acoustiques.

Espèces	Milieu	Méthode de test	Gamme de fréquence (Hz)	Sensibilité maximale (Hz)	Références
Manchot du Cap (<i>Spheniscus demersus</i>)	Aérien	PC	100-15 000	600-4 000	Wever <i>et al.</i> (1969)
Fou de Bassan (<i>Morus bassanus</i>) adulte	Aérien	PEA	500-6 000	1 000-3 000	Crowell <i>et al.</i> (2015)
Grand cormoran (<i>Phalacrocorax carbo sinensis</i>), 2 ans	Aérien	TC	1 000-6 000	2 000-4 500	Johansen <i>et al.</i> (2016)
Grand cormoran (<i>Phalacrocorax carbo sinensis</i>), 2 ans	Aquatique	TC	1 500-6 000	1 500-2 000	
Grand cormoran (<i>Phalacrocorax carbo sinensis</i>), 6 ans	Aérien	TC	500-6 000	1 500-2 500	Maxwell <i>et al.</i> (2017)
Macareux moine (<i>Fratercula arctica</i>)	Aérien	PEA	500-6 000	750-3 000	Mooney <i>et al.</i> (2020)
Grand cormoran (<i>Phalacrocorax carbo sinensis</i>) jeunes à l'envol	Aquatique	PEA	250-6 000	500-2 000	Larsen <i>et al.</i> (2020)
	Aérien	PEA	250-6 000	1 000-2 500	

Figure 2.5. Audiogrammes aériens de 3 individus de manchot du Cap (courbe verte, Wever *et al.*, 1969), d'un fou de Bassan (courbe rouge, Crowell *et al.*, 2015) et d'un macareux moine (courbe bleue, Mooney *et al.*, 2020), redessinés par Sébastien Hervé.

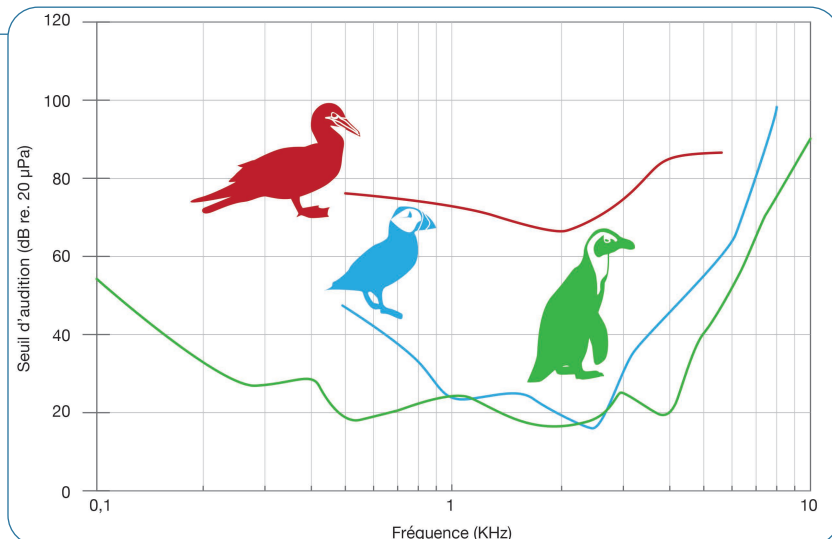
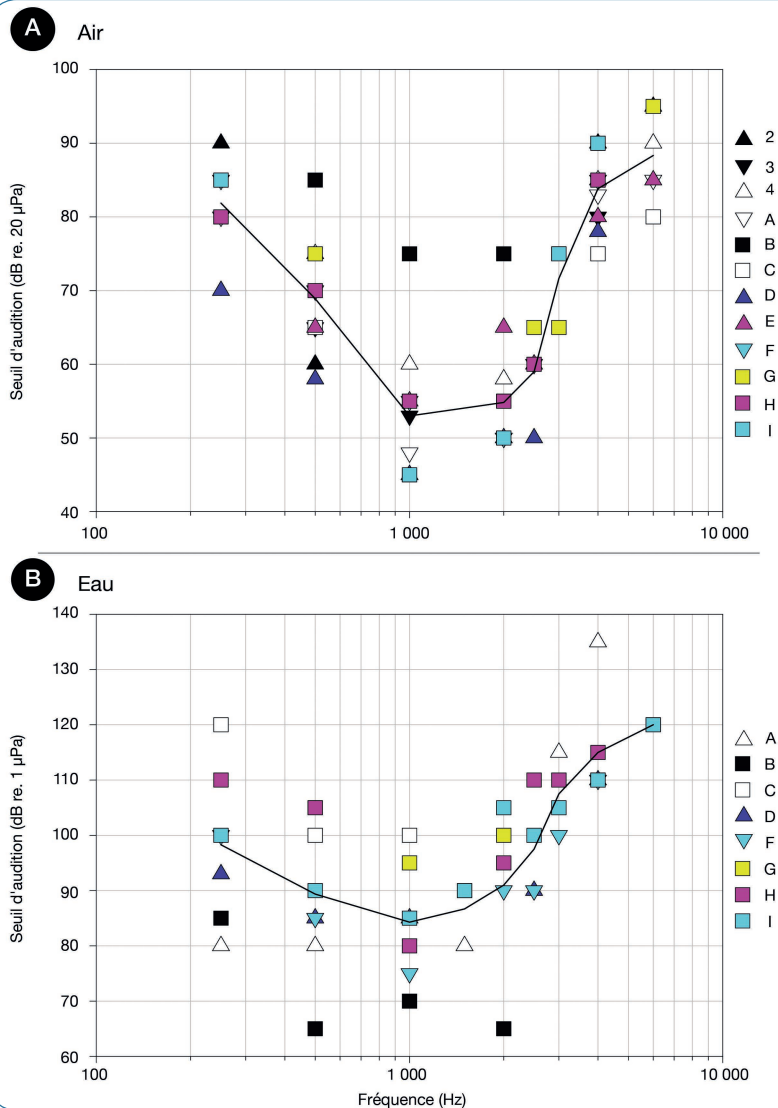


Figure 2.6. Audiogrammes a) aériens et b) sous-marins du Grand Cormoran.



Diagrammes de dispersion d'audiogrammes ABR d'oisillons de cormorans capturés sur 3 ans. A. Courbes de seuil dans l'air de 12 oisillons cormorans. B. Courbes de seuil sous l'eau de 8 des 12 individus (de A à I). La ligne continue indique les valeurs moyennes. L'identification des oiseaux est précisée dans le diagramme. Redessinés par Sébastien Hervé d'après Larsen *et al.* (2020).

Perte d'audition chez les oiseaux marins

Aucune étude n'a, jusqu'à présent, abordé le sujet de la perte d'audition chez les oiseaux marins (que ce soit du fait de l'âge ou suite à un traumatisme).

Production de sons

Jusqu'à très récemment, on ignorait que les oiseaux marins pouvaient émettre des sons sous l'eau, malgré les adaptations aquatiques et la grande capacité de plongée de certaines espèces (par exemple, jusqu'à 500 m de profondeur chez le manchot royal). Thiebault *et al.* (2019) ont découvert que trois espèces de manchots émettent des cris lors de la plongée, ceux-ci étant extrêmement courts (0,06 s en moyenne) et tous enregistrés lors d'activités de chasse. La qualité acoustique des enregistrements (utilisation d'un microphone aérien) n'a malheureusement permis ni une description acoustique détaillée, ni une distinction des différents types de cris. Les données récoltées sont donc limitées (tableau 2.4) et devront être confirmées ultérieurement à partir d'enregistrements plus adaptés.

Tableau 2.4. Fréquences dominantes de sons émis par trois espèces de manchots.

Espèces	Fréquences dominantes (Hz)
Manchot royal (<i>Aptenodytes patagonicus</i>)	650-2 000
Manchot papou (<i>Pygoscelis papua</i>)	500-2 000
Manchot macaroni (<i>Eudyptes chrysolophus</i>)	700

Source : Thiebault *et al.* (2019).

L'audition des poissons

Présenter succinctement le système auditif des poissons est un exercice périlleux. En effet, les structures anatomiques des systèmes auditifs sont très variées parmi près de 30 000 espèces considérées (Ladich et Schulz-Mirbach, 2016). Deux systèmes sensoriels indépendants mais connexes sont utilisés par les poissons pour détecter, localiser et interpréter les sons : l'oreille interne (le système auditif proprement dit), connectée ou non à une vessie natatoire (amplificateur sonore), et, dans une moindre mesure, le système de la ligne latérale mécano-sensorielle, qui est généralement utilisé pour détecter les vibrations et le débit d'eau (figure 2.1).

La sensibilité aux sons diffère selon les espèces du fait de la présence ou non d'une vessie natatoire et de sa proximité ou de sa connexion avec l'oreille interne. Initialement, les poissons étaient classés en deux groupes : les généralistes et les spécialistes. Les généralistes incluaient les poissons sans vessie natatoire ou avec une vessie natatoire non connectée à l'oreille interne. Les spécialistes ont une vessie connectée à l'oreille interne. Popper et Fay (2011) proposent une classification plus détaillée des poissons selon les mécanismes de détection de la pression du son (figure 2.7).

Figure 2.7. Classification des poissons selon la structure de leur système auditif par ordre croissant de performance des requins jusqu'aux aloses.

Groupe	Exemples	Fréquences perçues
Vessie natatoire absente ou réduite	Requins, poissons plats	< 1 kHz
Vessie natatoire non connectée	Salmonidés Thons	< 1 - 800 Hz 50 - 1,1 kHz
Vessie natatoire connectée à l'oreille interne <i>via</i> les osselets de Weber	Ostariophysiens : carpes, silures	Jusqu'à 4 kHz, forte sensibilité entre 500 et 800 Hz
Vessie natatoire se prolonge jusqu'à l'oreille interne	Clupéiformes : aloses	Jusqu'à 180 kHz pour l'aloise savoureuse

Basée sur Popper et Fay (2011).

L'oreille interne

Chez les poissons, la transmission du son entre la source sonore et l'oreille interne peut se réaliser selon deux grandes voies, par transmission directe ou *via* la vessie natatoire.

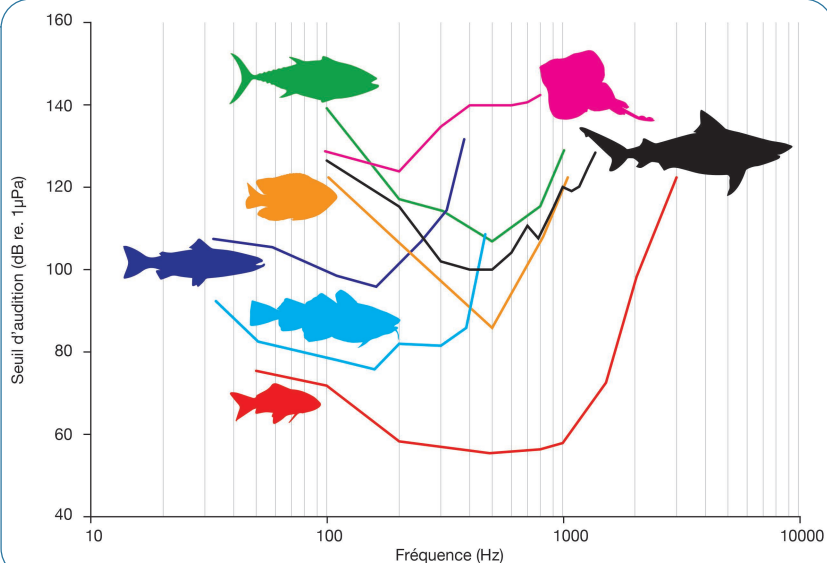
La transmission directe et commune à toutes les espèces se fait *via* trois paires d'otolithes (*sagitta*, *lapillus* et *astericus*) présentes dans l'oreille interne des poissons et associés à une membrane sensorielle. Les otolithes présentent une taille et une forme très variables selon les espèces. En réponse à des ondes sonores, ces pièces carbonatées se déplacent plus lentement que le reste des tissus du poisson. Le mouvement du corps du poisson induit un déplacement des otolithes vers les cils des cellules sensorielles déclenchant une décharge neuronale. Cette voie de transmission permet donc de détecter la vitesse particulière du son. Ainsi, tous les poissons osseux et cartilagineux sont capables de détecter le mouvement des particules à basse fréquence (Hawkins et Popper, 2018 ; Schulz-Mirbach *et al.*, 2019, 2020). Il est très probable que les poissons qui s'approchent ou vivent sur (ou dans) le substrat détectent le mouvement des particules associé au mouvement du substrat.

La seconde voie de transmission entre la source sonore et l'oreille interne des poissons se fait par la vessie natatoire, une structure remplie de gaz qui est beaucoup moins dense que le reste du corps du poisson. Selon la pression du son, la vessie natatoire est contractée ou élargie, cette perturbation mécanique étant transmise à l'oreille interne. Cette source secondaire de détection sonore peut être plus ou moins efficace pour la stimulation de l'oreille interne en fonction de l'amplitude et de la fréquence de la pulsation, de la distance et du couplage mécanique entre la vessie natatoire et l'oreille interne. La vessie natatoire peut jouer un rôle d'amplificateur acoustique. Les poissons peuvent être classés en fonction du raffinement de leur appareil auditif (figures 2.7 et 2.8) :

- les espèces sans vessie natatoire (les requins ou les raies), celles qui ont une vessie natatoire réduite (nombreuses espèces benthiques, y compris les poissons plats) ou celles qui ont une vessie natatoire éloignée de (salmonidés, thons) ou non reliée mécaniquement à l'oreille interne (morues) ;
- les espèces présentant des vessies natatoires qui sont à proximité et ou connectée à l'oreille interne et présentant une sensibilité accrue de l'audition, dont :

- les poissons ostariophysiens (tels les carpes, les vairons, les silures et les characins et la majorité des poissons d'eau douce dans le monde) : la vessie natatoire est mécaniquement liée à leur oreille interne *via* une série d'os, appelés les osselets de Weber, ce qui améliore la sensibilité auditive ;
- les poissons clupéiformes (tels les harengs, les aloses, les sardines ou les anchois) ont une paire de conduits allongés, remplis de gaz, se terminant en « bulles » qui se déploient de la vessie natatoire vers le crâne et viennent en contact direct avec l'oreille interne ; la présence d'une bulle de gaz compressible à proximité de l'oreille interne améliore la stimulation de l'oreille et augmente ainsi la sensibilité auditive ; le clupéidé « alose savoureuse » détecte ainsi des ultrasons jusqu'à 180 kHz, ce qui lui sert à détecter les clics émis par les dauphins lorsqu'ils le chassent.

Figure 2.8. Comparaison d'audiogrammes de quelques poissons (adapté à partir de Fay, 1988 et Nedwell *et al.*, 2004), de requins et de raies (issu de Casper, 2006).



Le cyprin doré (*Carassius auratus*, courbe rouge) représente les poissons ostariophysiens, qui ont tous des osselets de Weber reliant la vessie natatoire à l'oreille interne (Ladich et Fay, 2013) ; le saumon de l'Atlantique (*Salmo salar*, courbe bleu marine) a une faible audition parce que sa vessie n'est pas connectée à l'oreille interne (Hawkins et Johnstone, 1978) ; la morue (*Gadus morhua*, courbe bleu) possède une vessie natatoire plus proche mais non connectée à l'oreille interne (Chapman et Hawkins, 1973) ; le thon (*Katsuwonus pelamis*, courbe verte) est sans vessie natatoire ; enfin, le poisson demoiselle (*Eupomacentrus dorsopunicans*, courbe orange) utilise les sons pour des interactions sociales (Myrberg Jr. et Spire, 1980). Ce graphique présente également des audiogrammes d'un requin bouledogue (*Carcharhinus leucas*, courbe noire) et de la raie hérissée (*Leucoraja erinacea*, courbe rose). Issu de Casper (2006).

Dessin Sébastien Hervé, UBO.

Comme pour les mammifères marins, les techniques utilisées pour déterminer les capacités auditives des poissons peuvent être regroupées en deux grandes catégories, comportementales et électrophysiologiques. Les méthodes comportementales incluent des tests tels que l'évitement, la réponse au choc et les réactions d'effarouchement. Les méthodes électrophysiologiques sont plus invasives, comme les « potentiels évoqués auditifs » (technique d'électrophysiologie basée sur le principe de l'électroencéphalographie, anciennement appelé réponse auditive du tronc cérébral ou ABR) (Maruska et Sisneros, 2015).

La ligne latérale

Le système de la ligne latérale constitue la troisième voie mécano-sensorielle de la plupart des poissons et repose sur la sensibilité au mouvement des particules d'eau (par exemple la vitesse particulaire). L'unité sensorielle de base du système de la ligne latérale est le neuromaste, un faisceau de cellules sensorielles présentant des cils, semblables à ceux des oreilles internes, enfermés dans une capsule gélatineuse. Les neuromastes détectent les ondes sonores déformées dans le voisinage immédiat des poissons. Les poissons utilisent le système de la ligne latérale pour détecter des signaux acoustiques à courte portée, sur une distance d'une à deux longueurs du corps, et à basses fréquences (inférieures à 160 à 200 Hz). Un exemple type de l'utilisation de la ligne latérale est la nage synchronisée d'un banc de poissons.

Production de sons

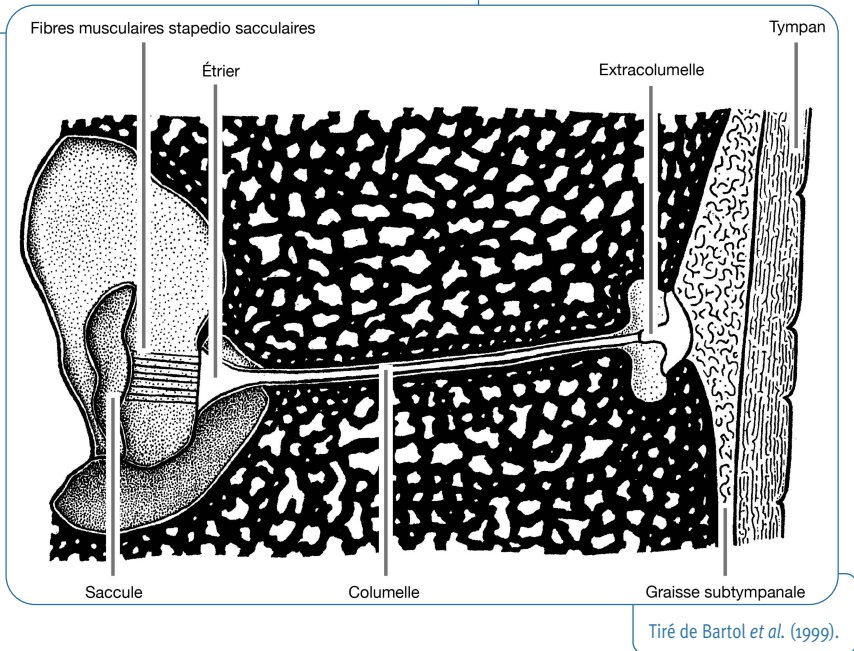
Les poissons produisent intentionnellement différents types de sons en présence de prédateurs ou de concurrents, pour attirer des partenaires ou lors de parades nuptiales (Hawkins et Myrberg Jr., 1983 ; Moulton, 1963 ; Casaretto *et al.*, 2015). Les sons peuvent également être produits involontairement pendant l'alimentation ou la nage. Parmi les 33 000 espèces de poissons, au moins 800 appartenant à plus de 100 familles ont été identifiées comme des producteurs de sons (Luczkovich *et al.*, 2008 ; Bass et Ladich, 2008). Les poissons produisent des sons suivant trois modes principaux : i) en utilisant les muscles sonores attachés ou situés à proximité de la vessie natatoire (tambour : impulsions de 45 à 300 Hz, maximum à 1 000 Hz), ii) en frottant deux parties dures du corps (l'articulation de la nageoire pectorale sur la ceinture scapulaire ou les dents pharyngiennes les unes contre les autres, stridulation de < 100 Hz à > 8 kHz, majoritairement de 1-4 kHz) et iii) en changeant rapidement la vitesse et la direction de nage (hydrodynamique) (Ladich, 2014).

■ L'audition chez les tortues marines

Les tortues marines, comme les terrestres, n'ont pas d'oreilles externes, mais une oreille moyenne avec un tympan et une oreille interne (figure 2.9). Une épaisse couche de graisse est présente sous le tympan des tortues marines. Le son est transmis de l'oreille moyenne à l'oreille interne *via* l'extra-columelle et la columelle. L'extra-columelle est un disque cartilagineux sous la membrane tympanique ; elle est attachée à la columelle par

des ligaments. La columelle est un os long, mince et incurvé, entouré d'un canal osseux étroit, qui s'étend dans l'oreille moyenne, à travers la cavité péri-capsulaire remplie de liquide, jusqu'à la fenêtre ovale, où il se déploie pour former une grande plaque de base conique. De petits cordons fibreux stapédo-sacculaires, spécifiques aux tortues et supposés relayer l'énergie vibratoire, relient l'étrier et la fenêtre ovale au saccule. Le mouvement vers l'intérieur et vers l'extérieur de la columelle provoque le déplacement du fluide dans la cavité péri-capsulaire, ce qui stimule les cellules ciliées situées sur la membrane basilaire et le limbe de la cochlée (Wever, 1978 ; Lenhard *et al.*, 1985).

Figure 2.9. Schéma de l'oreille d'une tortue.



Le fonctionnement de l'oreille des tortues marines est encore mal connu, mais il semblerait que la couche de graisse au niveau du tympan conduirait donc le son à l'oreille interne, comme cela a été démontré chez les cétacés et certains oiseaux marins (conduction osseuse).

Les gammes d'écoute

Compte tenu de leur grande taille et de leur accessibilité difficile, les capacités auditives des tortues marines ont été très peu étudiées. Les études menées sur différentes espèces sont résumées dans le tableau 2.5. Plusieurs méthodologies ont été utilisées comme les potentiels évoqués auditifs (PEA), les potentiels cochléaires (PC) et des tests comportementaux (TC).

Tableau 2.5. Production des capacités auditives sous-marines de différentes tortues marines.

Espèces	Méthode de test	Gamme de fréquence (Hz)	Sensibilité maximale (Hz)	Références
Tortue verte (<i>Chelonia mydas</i>) juvénile	PC	60-1 000	300-500	Ridgway <i>et al.</i> (1969)
Tortue caouanne (<i>Caretta caretta</i>) juvénile et sub-adulte	PEA	250-1 000	250	Bartol <i>et al.</i> (1999)
Tortue verte (<i>Chelonia mydas</i>) sub-adulte	PEA	100-500	200-400	Bartol et Ketten (2006)
		100-800	600-700	
Tortue de Kemp (<i>Lepidochelys kempi</i>) juvénile	PEA	100-500	100-200	Bartol et Ketten (2006)
Tortue luth (<i>Dermochelys coriacea</i>) jeune	PEA	50-1 200	100-400	Piniak <i>et al.</i> (2012)
Tortue caouanne (<i>Caretta caretta</i>) adulte	PEA	100-1 131	200-400	Martin <i>et al.</i> (2012)
	TC	50-800	100	
Tortue verte (<i>Chelonia mydas</i>) juvénile	PEA	50-1 600	200-400	Piniak <i>et al.</i> (2016)

Perte d'audition chez les tortues marines

Aucune étude à ce jour n'a étudié la perte d'audition des tortues marines due à l'âge ou suite à un traumatisme.

Production de sons

Jusqu'à présent, les scientifiques considéraient que les tortues marines étaient muettes dans l'eau. À terre, plusieurs études ont démontré la capacité des tortues luths à produire des sons, notamment les femelles adultes pendant la ponte (Cook et Forrest, 2005), mais aussi les petits avant et après éclosion (Ferrara *et al.*, 2014). Ce n'est que très récemment que Charrier *et al.* (données non publiées) ont prouvé pour la première fois que les tortues vertes juvéniles émettent des sons sous-marins. Dix types de sons répartis en quatre grandes catégories ont été décrits : les *pulses*, les sons de faible amplitude (CFA), les sons à modulation de fréquence (SMF) et les *squeaks* (voir tableau 2.6). Cette première étude n'a pas permis de faire un lien entre les différentes productions sonores et des comportements particuliers. D'autres études sont donc nécessaires afin de mieux comprendre le contexte comportemental de ces sons, et leur utilisation dans le cadre de leurs activités. Sachant que, chez les juvéniles, très peu d'interactions sociales ont été observées, des recherches sur les adultes permettraient d'avoir une vision complète du répertoire vocal de ces tortues marines.

Tableau 2.6. Productions sonores sous-marines de tortues vertes juvéniles.

Catégories de sons	Type de sons	Gamme de Fréquence (Hz)	Fréquences dominantes (Hz)
<i>Pulses</i>	Mono	900-1 100	1 040
	Doublet	900-1 100	1 050
	Triplet	900-1 100	1 060
	<i>Multipulse</i>	900-1 100	1 040
	Toc	nd	nd
CFA	<i>Croak</i>	1 100-2 500	1 630
	<i>Rumble</i>	100-500	320
SMF	SMF	100-800	nd
<i>Squeak</i>	<i>Squeak court</i>	800-5 000	3 340
	<i>Squeak long</i>	800-6 000	3 820

Source : Charrier *et al.*, données inédites.

■ L'audition chez les invertébrés

Détection sonore

Les capacités auditives des invertébrés marins sont peu connues. Contrairement aux poissons et aux mammifères marins décrits précédemment, ils ne présentent pas d'organe compressible (comme la vessie natatoire chez les poissons) et ne sont donc pas sensibles à la pression sonore (Popper *et al.*, 2001). Cependant, certains groupes comme les crustacés et les céphalopodes sont capables de détecter la deuxième composante du son : le mouvement des particules d'eau (*particle motion* en anglais, voir chapitre 1). Deux types de récepteurs sensoriels, externes et internes, ont été répertoriés dans la littérature bioacoustique, permettant la détection de sons basses fréquences généralement en dessous de 1 kHz (Cohen et Dijkgraaf, 1961 ; Bush et Laverack, 1982 ; Budelmann, 1992).

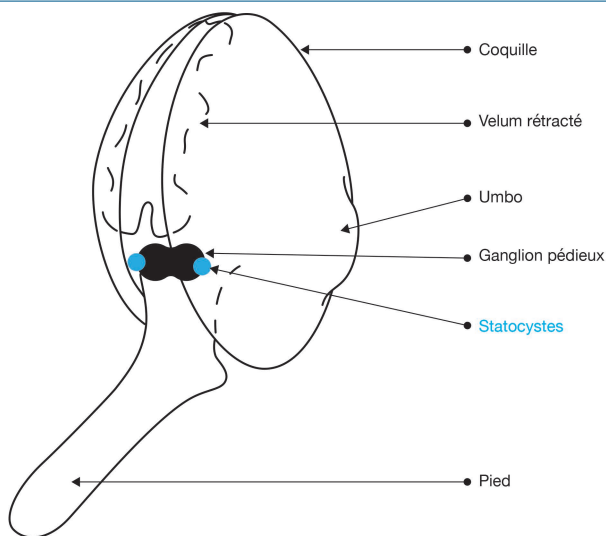
Les systèmes de récepteurs superficiels englobent les cils sensoriels qui recouvrent la cuticule externe des crustacés marins (Budelmann, 1992). Ces cils sont mécanorécepteurs : le déplacement de particules d'eau induit le mouvement de ces cils dont la base des cellules ciliées devient excitée, ce qui génère une réponse neuronale (Budelmann, 1992). Les réponses de ces organes sensoriels aux sons sont particulièrement connues chez les homards américain et européen, qui sont sensibles aux basses fréquences inférieures à 300 Hz, avec une sensibilité accrue aux alentours de 80-100 Hz (Laverack, 1962, 1963 ; Jézéquel *et al.*, 2021b). Ces cils auraient la même fonction que la ligne latérale des poissons (Popper *et al.*, 2001). Un système comparable est présent le long des lignes épidermiques de la tête des céphalopodes sur la partie dorsale (Hanlon et Budelmann, 1987 ; Budelmann et Bleckmann, 1988).

L'organe le plus étudié chez les invertébrés marins est le récepteur sensoriel interne appelé statocyste, qui est localisé dans le segment basal des antennules chez les crustacés (Sekiguchi et Terazawa, 1997) et dans la tête chez les céphalopodes (Mooney *et al.*,

2010). Il consiste en une chambre remplie de fluide contenant des grains de sable, le statolithe, en contact avec des cils sensoriels tapissant la cavité (Popper *et al.*, 2001). Comme chez les poissons, cet organe permet à l'animal de maintenir sa position dans la colonne d'eau et d'identifier la verticale. Ce récepteur agit comme un accéléromètre et, bien qu'on lui attribue principalement un rôle pour l'équilibre, il pourrait également être sensible aux sons basses fréquences (Lovell *et al.*, 2005 ; Mooney *et al.*, 2010). En effet, le mouvement des particules d'eau impliquerait l'ensemble du corps des invertébrés en les faisant bouger selon la même phase et amplitude. Les statolithes seraient alors stimulés par ces déplacements du corps dans son ensemble (Packard *et al.*, 1990 ; André *et al.*, 2016).

L'audition chez les coquillages, englobant les bivalves (huîtres, moules) et les gastéropodes (ormeaux, patelles), est peu connue. Des études récentes ont montré que certains bivalves, et en particulier les pectinidés, possèdent un organe sensoriel abdominal (ASO) qui serait capable de détecter les mouvements des particules d'eau (Zhadan, 2005). Cet organe mécanorécepteur inclut près de 4 millions de cellules sensorielles et correspond aux nombreux petits tentacules visibles sur le bord du manteau. Une étude a également établi la présence de statocystes chez des larves pédivéligères de coquilles Saint-Jacques, qui pourraient avoir le même rôle de détection sonore que chez les crustacés et les céphalopodes décrits précédemment (Cragg et Nott, 1977). Certaines espèces de bivalves, comme ceux du genre *Donax* associés à des plages exposées à la houle, réagissent aux bruits basses fréquences générés par les vagues (Ellers, 1995).

Figure 2.10. Schéma indiquant la position des statocystes chez une larve pédivéligère de coquille Saint-Jacques *Pecten maximus*.



Redessiné d'après Cragg et Nott (1977).

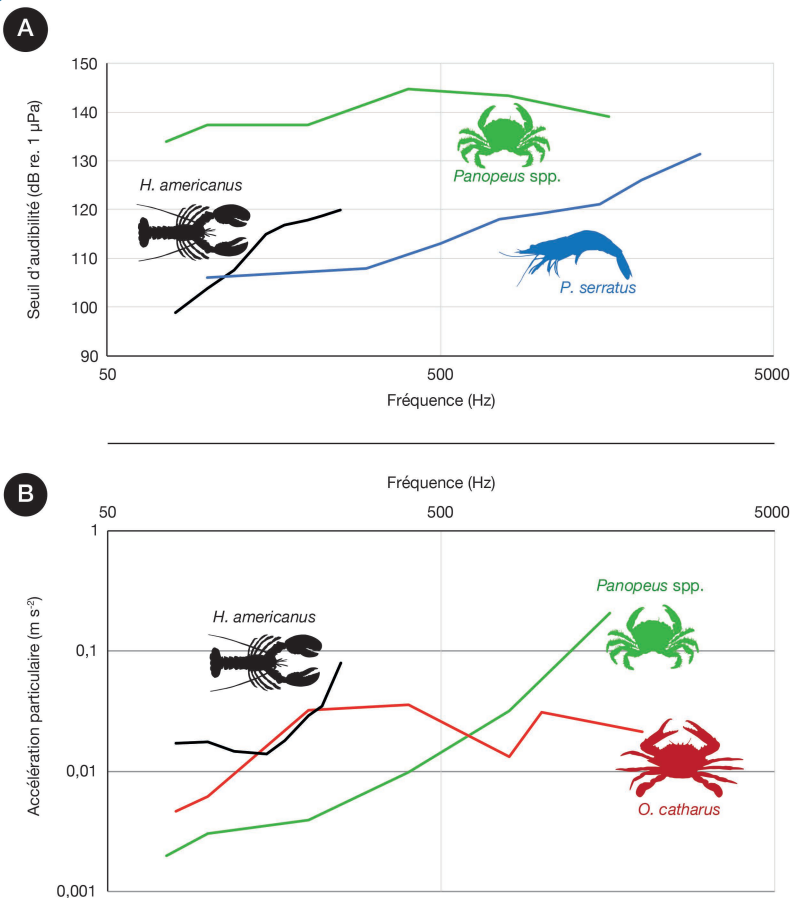
Il est important de noter que ces différents organes sensoriels sont décrits chez les invertébrés marins au stade adulte. Le moment de l'apparition de ces organes au cours de la vie des animaux n'est pas encore connu. Ainsi, les capacités auditives des larves et des post-larves n'ont pas été répertoriées dans la littérature, bien que de nombreuses études aient démontré l'importance du son dans leur orientation vers des récifs (Jeffs *et al.*, 2003 ; Montgomery *et al.*, 2006).

Les capacités auditives des invertébrés marins sont estimées par le biais des mêmes techniques que décrites précédemment pour les mammifères marins, les oiseaux et les poissons. Suite à une exposition sonore, ces techniques visent à quantifier des changements de comportement, comme un mouvement des antennes ou un arrêt de la locomotion chez le bernard-l'hermite (Roberts *et al.*, 2016), des changements de posture chez la langoustine (Goodall *et al.*, 1990), ou encore la fermeture des valves des huîtres et des moules (Roberts *et al.*, 2015 ; Charifi *et al.*, 2017). Une étude a également été réalisée chez le homard américain, cette espèce répondant à des sons basses fréquences par des modifications du rythme cardiaque (Offutt, 1970). Enfin, la technique des potentiels auditifs évoqués est couramment utilisée pour quantifier la production de réponses neuronales en plaçant des électrodes près des ganglions supra-oesophogiaux chez les céphalopodes et les crustacés (Lovell *et al.*, 2005 ; Mooney *et al.*, 2010 ; Radford *et al.*, 2016 ; Jézéquel *et al.*, 2021b).

Les audiogrammes obtenus chez les invertébrés sont présentés en niveaux sonores audibles en accélération particulaire et exprimés en m.s^{-2} dans la littérature acoustique (bien que l'unité de référence soit en $\mu\text{m.s}^{-2}$; ISO 2017). Cependant, la majeure partie des études ont mesuré ces niveaux audibles en pression sonore du fait du manque d'appareils de mesure pour quantifier l'accélération particulaire (voir chapitre 1).

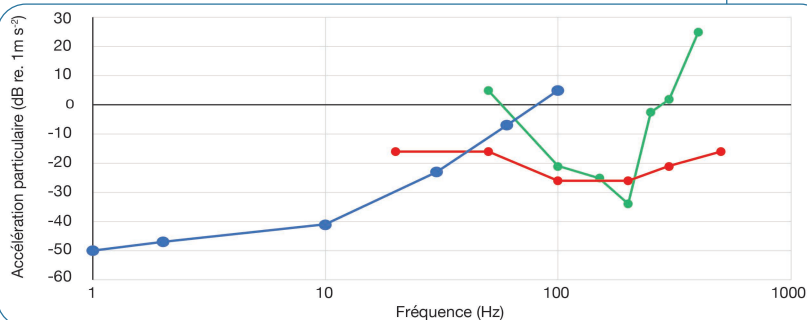
Les points de mesure sur ces audiogrammes représentent des seuils, ce sont les niveaux sonores les plus faibles qui sont détectables par les animaux à des fréquences données. Globalement, les espèces d'invertébrés marins étudiées sont particulièrement sensibles aux sons basses fréquences ($< 1 \text{ kHz}$) (figures 2.11 et 2.12, tableau 2.7).

Figure 2.11. Audiogrammes de quatre espèces de crustacés obtenus avec la technique des potentiels auditifs évoqués, et dont les unités des seuils audibles sont en pression (A) et en accélération particulaire (B).



Courbe noire : homard américain (Jézéquel *et al.*, 2021b), courbe bleue : crevette bouquet (Lovell *et al.*, 2005), courbe verte : crabe de boue (Hughes *et al.*, 2014), courbe rouge : crabe nageur (Radford *et al.*, 2016). Redessiné par Sébastien Hervé, UBO, d'après Radford *et al.* (2016).

Figure 2.12. Audiogrammes de différentes espèces de céphalopodes.



Seuils de potentiels auditifs évoqués (en accélération particulaire) de calmars mesurés en aquarium, en utilisant une agitation mécanique (courbe rouge) et une source sonore (courbe verte). Tirés de Mooney *et al.* (2010). La courbe bleue représente les seuils de réactions comportementales à une source sonore en compilant les données de Packard *et al.* (1990) pour les calmars, les pieuvres et les seiches.

Tableau 2.7. Détection sonore chez les invertébrés marins.

Groupe	Méthode de test	Organe de réception	Gamme de fréquence (Hz)	Sensibilité maximale (Hz)	Références
Coquillages					
Pétoncle japonais (<i>Mizuhopecten yessoensis</i>)	TC	ASO	30-1 000	NM	Zhadan (2005)
Moules (<i>Mytilus edulis</i>)	TC	NM	5-400	10	Roberts <i>et al.</i> (2015)
Décapodes					
Homard américain (<i>Homarus americanus</i>)	PEA	Cils sensoriels	80-250	80	Jézéquel <i>et al.</i> (2021b)
Homard européen (<i>Homarus gammarus</i>)	PEA	Cils sensoriels	< 300	< 100	Laverack <i>et al.</i> (1963)
Bernard-l'hermite (<i>Pagurus bernhardus</i>)	TC	NM	5-410	90	Roberts <i>et al.</i> (2016)
Crevette bouquet (<i>Palaemon serratus</i>)	PEA	Statocystes	100-3 000	100	Lovell <i>et al.</i> (2005)
Langoustine (<i>Nephrops norvegicus</i>)	TC	Cils sensoriels	20-200	NM	Goodall <i>et al.</i> (1990)
Crabe de boue (<i>Panopeus spp.</i>)	PEA	Statocystes	75-1 600	75	Hughes <i>et al.</i> (2014)
Crabe nageur (<i>Ovalipes catharus</i>)	PEA	Statocystes	80-2 000	80	Radford <i>et al.</i> (2016)
Céphalopodes					
Calmar (<i>Loligo pealeii</i>)	PEA	Statocystes	30-500	200	Mooney <i>et al.</i> (2010)
Poulpe blanc (<i>Eledone cirrosa</i>)	PEA	Statocystes	< 200	70-100	Williamson (1988)
Seiche (<i>Sepia officinalis</i>)	TC	NM	80-1 000	300	Samson <i>et al.</i> (2014)

NM : non mentionné. Plusieurs méthodologies ont été utilisées comme les potentiels évoqués auditifs (PEA) et des tests comportementaux (TC).

Détection des vibrations du substrat

Les capacités auditives des invertébrés marins présentés dans le tableau 2.7 ont été essentiellement étudiées au regard du mouvement particulière qui fait suite à la production d'un son dans la colonne d'eau. Or il a été démontré que les invertébrés marins peuvent également détecter les vibrations du substrat (pouvant accompagner la production d'un son). Cette capacité de détection, bien que peu étudiée à ce jour, jouerait un rôle important chez les invertébrés (Roberts et Elliott, 2017 ; Hawkins *et al.*, 2021). Les vibrations du substrat seraient détectées *via* les organes chordotonaux, qui sont des cellules sensorielles associées aux parties flexibles des appendices locomoteurs des crustacés (Bush et Laverack, 1982). Ces réponses ont été largement étudiées chez les crabes semi-terrestres (*Uca sp.*) (Popper *et al.*, 2001). Certaines études ont démontré que les bernard-l'hermite, la moule bleue, la crevette grise ainsi que le crabe vert détectent les vibrations du substrat jusqu'à 410 Hz (Heinisch et Wiese, 1987 ; Roberts *et al.*, 2015, 2016 ; Aimon *et al.*, 2021). Cette détection pourrait également se faire *via* les statocystes décrits précédemment (Roberts et Elliott, 2017).

Production sonore

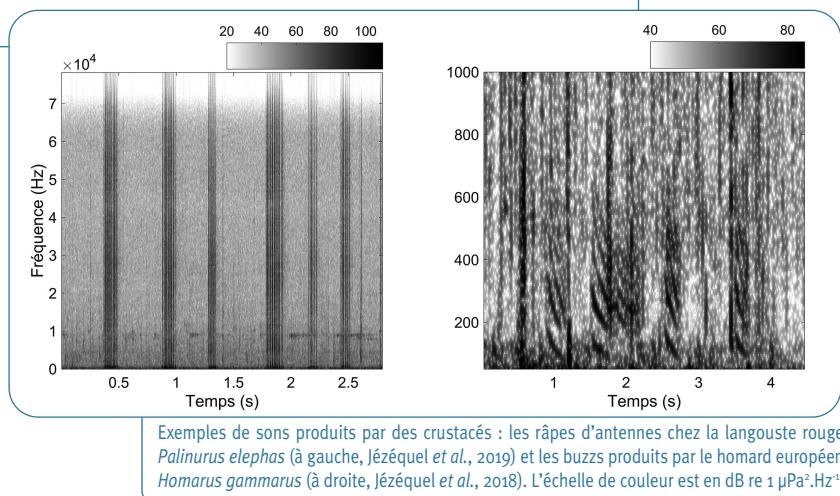
Crustacés

Au sein des invertébrés marins, c'est le groupe des crustacés qui a reçu le plus d'attention dans la littérature bioacoustique. Certaines espèces de crustacés émettent des sons, de façon intentionnelle ou non, à travers une grande diversité de mécanismes (Schmitz, 2002). Globalement, la production sonore se fait par frottement ou percussion entre deux pièces dures ou par vibration de la carapace, générant respectivement deux types de sons : des impulsions de type large bande de fréquence et des sinusoïdes basses fréquences (voir figure 2.13). Le rôle écologique de cette production sonore pour une communication intraspécifique reste peu décrit (Popper *et al.*, 2001), même si on peut noter quelques exceptions, comme chez le homard.

Les râpes d'antennes produites par les langoustes (Palinuridae) sont documentées depuis plus de 1 500 ans (Athenaeus, 1789-1791 [300]). Leur mécanisme de production sonore est situé à l'extérieur de la carapace et est localisé à la base de chaque antenne secondaire. Cet appareil stridulatoire est constitué de deux parties : le plectrum, strié et souple, frotte d'avant en arrière sur la partie antérieure de la surface dure en forme de lime et recouverte de bardeaux microscopiques (Meyer-Rochow et Penrose, 1974). Ce mécanisme est similaire à la stridulation chez les insectes, d'où le surnom de grillon des mers donné aux langoustes (Patek, 2001). Une impulsion large bande est ainsi générée à chaque mouvement. Le son produit pendant un mouvement complet est composé de plusieurs impulsions et ce train d'impulsions est appelé un râpe (*rasp* en anglais) d'antennes. Ces impulsions, bien que caractérisées par un spectre large bande de fréquence (de quelques centaines de hertz à plusieurs dizaines de kHz), présentent l'intensité la plus forte dans les basses fréquences (< 1 kHz) (Jézéquel *et al.*, 2019). Ces sons sont notablement bruyants, avec des SPLpp à plus de 170 dB re. 1 µPa calculé à moins d'un mètre des individus (Jézéquel *et al.*, 2020a), et seraient principalement produits lors

d'une action de défense, dans l'intention de faire fuir des prédateurs (Moulton, 1957 ; Patek, 2001 ; Bouwma et Herrnkind, 2009). Des études anecdotiques ont montré que ces sons peuvent également être produits durant des rencontres agonistiques entre mâles (Berrill, 1976 ; Mulligan et Fischer, 1977). Le contenu basse fréquence de ces râpes d'antennes suggère également qu'ils pourraient être détectés par les langoustes elles-mêmes (Jézéquel *et al.*, 2019).

Figure 2.13. Exemples de sons produits par des crustacés.



La crevette-pistolet (Synalpheidae, Alpheidae) ou crevette claqueuse, dont les sons sont largement décrits dans la littérature, produit une impulsion provoquée par l'implosion violente d'une bulle de cavitation en claquant sa pince proéminente (Versluis *et al.*, 2000). Le son émis est si intense ($\text{SPL}_{\text{pp}} > 200 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}$ à quelques centimètres de la source) qu'il paralyse les proies et les prédateurs à proximité (Au et Banks, 1998). Curieusement, ce son apparaît dans toutes les publications décrivant des paysages acoustiques benthiques alors que le groupe n'est pas ubiquiste. D'autres études portant sur la bioacoustique des crustacés ont également montré qu'un grand nombre d'espèces sont capables de produire des impulsions de type large bande de fréquence de façon non intentionnelle, comme lors de l'alimentation ou d'un déplacement chez l'araignée et le tourteau (Coquereau *et al.*, 2016a, 2016b). Les fonctions écologiques de ces émissions sonores, si elles existent, restent encore à définir.

Les deux espèces de homards américain et européen possèdent deux paires de muscles localisés dans le céphalothorax, accrochés antérieurement aux antennes secondaires et fixés postérieurement à la carapace (Mendelson, 1969). Lorsque ces muscles se contractent, ils font vibrer la carapace, ce qui produit un son basse fréquence (aux alentours de 100 Hz), appelé bourdonnement (pour *buzz*, en anglais), avec les mêmes

caractéristiques temporelles et spectrales (Fish, 1966 ; Henninger et Watson III, 2005 ; Jézéquel *et al.*, 2018). Étonnamment, ces buzzs seraient à la fois un moyen de communication interspécifique et intraspécifique. En effet, ces sons sont produits pour faire fuir des prédateurs comme des poissons (Ward *et al.*, 2011). Une étude récente a également démontré la forte production de buzz lors de rencontres agonistiques entre individus mâles (Jézéquel *et al.*, 2020b). L'hypothèse avancée par les auteurs est que ces sons constituent un moyen de conserver la mémoire du résultat entre paires d'individus après une rencontre agonistique, suite à l'apparition d'un dominant et d'un dominé, comme cela a été démontré avec les signaux chimiques et visuels (Karavanich et Atema, 1998 ; Bruce *et al.*, 2018). Cette capacité à rappeler le résultat des rencontres passées aide les homards à éviter des combats supplémentaires et permet ainsi de réduire les risques de blessures (Breithaupt et Atema, 2000).

Il convient de noter que la crevette mante tropicale est également capable de faire vibrer sa carapace pour produire des sons basses fréquences appelés grondements (pour *rumbles* en anglais) mais leur rôle écologique n'est pas encore connu (Patek et Caldwell, 2006).

Mollusques

Bien que le groupe des mollusques ait reçu peu d'attention dans la littérature bioacoustique, diverses études ont démontré une production sonore de façon non intentionnelle. Par exemple, la coquille Saint-Jacques produit des impulsions en fermant rapidement ses valves (Kinda *et al.*, 2010 ; Di Iorio *et al.*, 2012). De plus, certains gastéropodes émettent des impulsions en se déplaçant sur des rochers, comme la crépidule (Coquereau *et al.*, 2016a).

Échinodermes

Parmi les échinodermes, les oursins émettent des impulsions en se déplaçant, mais aussi en se nourrissant grâce à leur lanterne d'Aristote, dominant certains passages acoustiques sous-marins (Radford *et al.*, 2008).

Céphalopodes

Aucune étude n'a démontré une production sonore chez les céphalopodes, ce qui ne serait probablement pas possible du fait de leur corps mou (Hanlon et Messenger, 2018).

3. Effets des sons sur la faune marine et seuils d'impacts

Introduction

DANS CE CHAPITRE, nous abordons la dernière composante de la chaîne de transmission acoustique (voir chapitre 1), c'est-à-dire celle concernant les animaux récepteurs des signaux sonores. Afin de proposer une vision la plus exhaustive possible des effets des émissions sonores sur la faune marine, au-delà des émissions sonores des EMR, une large gamme de retours d'expériences est présentée, et ce pour diverses émissions anthropiques.

La synthèse bibliographique proposée classe les effets liés à la production sonore anthropique en cinq groupes : mortalité directe, changements de seuil auditif (transitoires ou permanents), autres réponses physiologiques, réponses comportementales et masquage. Il convient de noter que les mortalités observées, les effets physiologiques comprenant des réactions temporaires de stress ou les effets comportementaux ne devraient pas être considérés comme des effets indépendants, car ils sont susceptibles d'interagir de façon complexe. Chez les cétacés, par exemple, des effets physiologiques et/ou comportementaux peuvent indirectement conduire à l'échouage et à la mort des animaux.

Les impacts acoustiques peuvent s'exprimer tout au long du cycle de vie des organismes marins et il existe une littérature riche sur les espèces possédant un stade larvaire pélagique plus ou moins long. Nous avons fait le choix de synthétiser, dans une section dédiée, les impacts sur les stades larvaires, paralarvaires et juvéniles d'invertébrés, car les études couplent très souvent des données sur la mortalité, le développement ontogénique et le comportement qu'il convient d'appréhender ensemble. Cela n'a pas été fait pour les poissons et nous avons constaté que la littérature sur les impacts des bruits sur les jeunes stades de mammifères, d'oiseaux, de tortues était très réduite.

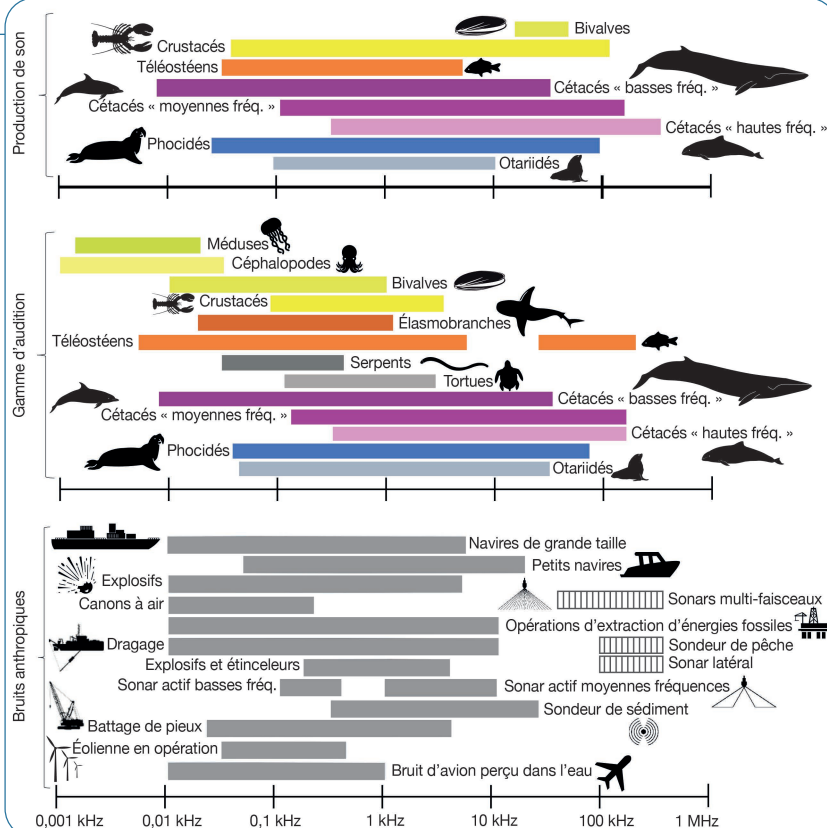
Ces différents effets sont présentés pour les groupes d'animaux décrits précédemment. Ainsi, pour les mammifères marins, quatre groupes sont distingués : les cétacés à audition basses (BF), moyennes (MF) et hautes (HF) fréquences, et les pinnipèdes. Pour les oiseaux marins, nous considérons uniquement les oiseaux plongeurs/nageurs (manchots, fous, cormorans...). Les tortues marines sont aussi incluses, même si peu d'études ont cherché à évaluer l'impact de la pollution sonore sur ces espèces. Pour les poissons, deux catégories sont retenues : les généralistes, c'est-à-dire tous les poissons qui n'ont pas de vessie natatoire ou qui en ont une non connectée à l'oreille interne, et

les spécialistes. Enfin, pour les invertébrés, nous traitons séparément les crustacés, les céphalopodes et les coquillages.

Les bruits sous-marins (figure 3.1) peuvent induire des réponses biologiques sur les différents niveaux d'intégration du vivant, c'est-à-dire tant sur l'individu (réponses physiologiques et comportementales) que sur les populations et les espèces, ainsi que sur les interactions qui les lient au sein d'assemblage d'espèces (interactions interspécifiques). Ces réponses peuvent varier en fonction du stade de développement (ontogénie), de l'âge ou du sexe, du contexte (par exemple, reproducteur, alimentaire), mais également en fonction de la distance à la source et des caractéristiques de la source sonore (bande fréquentielle, rythme d'émission, etc.). Au regard des nombreux facteurs qui peuvent influencer sur les réponses biologiques aux bruits anthropiques, il est parfois difficile, à partir de l'analyse de la bibliographie, de déterminer de façon binaire une existence ou une absence d'impacts sonores.

La très grande majorité (environ 80 %) des études sur les effets du bruit sur les organismes marins est dédiée aux mammifères marins et aux poissons adultes. Les mammifères marins, les dauphins en particulier, sont des espèces emblématiques d'un grand nombre d'écosystèmes littoraux, particulièrement appréciées du grand public. L'activité de nombreuses associations écologiques est dédiée à la protection, à la connaissance et à l'étude des mammifères marins, et ces associations sont souvent consultées lors des études d'impact. La production sonore des invertébrés n'a pas autant été étudiée que celles des mammifères marins et des poissons. La difficulté à étudier ces espèces *in situ* (petite taille, enfouissement possible dans le sédiment) explique en partie les lacunes de connaissances sur l'impact du son sur les invertébrés. Toutefois, la possibilité d'étudier ces espèces en laboratoire pourrait permettre de combler cette lacune rapidement. La problématique est d'autant plus urgente que certaines de ces espèces ont une valeur commerciale élevée.

Figure 3.1. Production sonore d'origine humaine et gammes de fréquences d'audition des animaux marins.



Redessiné par Sébastien Hervé, UBO, d'après Duarte et al. (2021).

Description des effets liés aux sons d'origine anthropique

La mortalité

IL EXISTE PEU D'OBSERVATIONS DIRECTES de mortalités concomitantes (au stade individuel ou populationnel) à la mesure des caractéristiques (fréquence, niveau) de l'onde sonore incidente. Les événements reportés pour les trois groupes d'animaux (mammifères marins, poissons, invertébrés) correspondent tous à des fortes productions

sonores (SPL > 204 dB re. 1 μ Pa @ 1 m). Pour cette synthèse, 53 études ont été recensées, portant sur 9 espèces de mammifères marins, plus de 30 espèces de poissons, 10 espèces d'invertébrés benthiques, 3 espèces d'oiseaux marins et 2 espèces de tortues marines (tableau 3.1).

Tableau 3.1. Résumé des données existantes sur la mortalité directe liée aux sons d'origines anthropiques.

	Nombre d'études	Nombre d'espèces	TNT (272-305 dB)	Sismique (240-260 dB)	Battage de pieux (243-257 dB)	Échosondeur (225-245 dB)	Sonar militaire (214-240 dB)	Navires (160-192 dB)	Bruit blanc (> 200 dB)	Bruit blanc (< 200 dB)
Mammifères marins										
Cétacés BF	2	1					2 ▲			
Cétacés MF	13	6		1 ▲		1 ▲	11 ▲			
Cétacés HF	1	1					1 ▲			
Pinnipèdes	1	1	1 ▲							
Poissons										
généralistes	20	> 25	2 ▲	4 ▲ ▲	1 ▲ ▲		1 ▲	1 ▲		1 ▲ ▲
spécialistes	4	5	1 ▲	2 ▲					2 ▲	
Invertébrés										
Coquillages	2	2		1 ▲ + 2 ▲						
Crustacés	6	8		7 ▲ 1						
Céphalopodes	2	2		3 + 2 ▲ ▲						
Oiseaux marins										
nageurs	1	3	1							
Tortues marines										
Toutes	1	2		7 + 1						

Pour chaque groupe d'animaux considéré, sont indiqués : le nombre d'études et d'espèces étudiées, si des mortalités ont été observées (▲) ou non (▲), pour chaque type de son référencé, avec le nombre d'études correspondantes (par exemple, 2 ▲ dans la colonne navire signifie que 2 études ont souligné que l'application d'un bruit de navire n'a engendré aucune mortalité). Pour les différents sons, les niveaux donnés correspondent aux niveaux sources en dB re. 1 μ Pa @ 1 m.

Chez les mammifères marins, la mortalité est essentiellement liée à des événements d'échouage de masse de cétacés ayant des auditions moyennes fréquences (baleines à bec) observés suite à l'utilisation de sonars militaire et sismique (ICES, 2005 ; Jasny *et al.*, 2005) (tableau 3.1). En 2000, 17 cétacés (principalement des baleines à bec de Cuvier et de Blainville) ont été retrouvés échoués aux Bahamas à la suite d'essais sismiques effectués par cinq navires militaires. En 2002, deux baleines de Cuvier ont été

retrouvées échouées après une campagne scientifique de géophysique qui utilisait des canons à air. Depuis les années 1990, une dizaine d'événements similaires ont été corrélés aux essais militaires et aux campagnes sismiques, mais les liens de cause à effet entre l'émission sonore et l'échouage restent difficiles à établir (Nowacek *et al.*, 2007 ; Southall *et al.*, 2007).

Chez les oiseaux marins, une seule étude a mis en évidence une mortalité massive d'oiseaux suite à des explosions sous-marines (*underwater blasting*) effectuées entre mars et août 1977 en Afrique du Sud. Ces explosions sous-marines ont provoqué la mort de 1 099 oiseaux marins, dont 454 manchots du Cap, 640 cormorans du Cap et 5 goélands dominicains (Cooper, 1982).

Pour les tortues marines, une seule étude rapporte une mortalité (tortues vertes et tortues imbriquées) suite à des essais sismiques (de Gurjão *et al.*, 2005). Cependant, les auteurs n'ont pas pu confirmer le rôle joué par ces activités sismiques dans la mortalité des tortues marines. Il est possible que certaines tortues se soient blessées ou enchevêtrées dans du matériel de pêche en voulant éviter le bruit des essais, mais cela n'a pas pu être prouvé.

Les études sur les poissons abordent tous les stades de leur vie. Elles concernent surtout les généralistes avec des mortalités observées dans un rayon moyen de 10 m autour de la source. Lors de l'utilisation de canons à air par des navires sismiques, une mortalité est observée chez les poissons généralistes dans 50 % des cas (8 études). Lors d'opérations de battage de pieux, une mortalité est observée chez les poissons généralistes dans 25 % des cas (4 études).

Seulement cinq études abordent la question des mortalités chez les poissons spécialistes, avec dans 100 % des cas de fortes mortalités dans un rayon de 5 m autour de la source (tableau 3.1). Trois de ces études portent sur les explosions de TNT et les campagnes sismiques. La mortalité observée lors de deux études sur l'effet de l'émission d'un bruit blanc (la densité spectrale de puissance est la même pour toutes les fréquences de la bande passante) de niveau sonore supérieur à 200 dB suggère que la mortalité des poissons spécialistes peut être causée par plusieurs activités anthropiques qui n'ont pas encore fait l'objet d'études (battage de pieux, échosondeurs).

Enfin, pour le groupe des invertébrés, les études montrent que les crustacés décapodes adultes (homards et langoustes) ne présenteraient pas de mortalité lors de l'utilisation de canons à air par des navires sismiques (Christian *et al.*, 2003 ; Payne *et al.*, 2007 ; Day *et al.*, 2019, 2020).

Ces résultats contrastent avec ceux obtenus par McCauley *et al.* (2017) en Tasmanie pour des niveaux pourtant moins élevés : après 1 heure d'exposition, l'abondance totale du zooplancton (copépodes, cladocères et larves de Krill) diminue de 68 % et la mortalité des adultes et des larves augmente de 2 à 3 fois, les larves de krill étant toutes tuées après le passage du navire sismique. De la même manière, ces bruits de prospection sismique augmentent la mortalité du pétoncle *Pecten fumatus* adulte de plus de 15 %,

particulièrement à une échelle chronique (plusieurs mois) d'exposition avec des niveaux sonores d'exposition cumulés calculés à plus de 180 dB re. 1 $\mu\text{Pa}^2 \cdot \text{s}$ à quelques dizaines de mètres des individus (Day *et al.*, 2017). Enfin, des échouages de calmars géants suite à des prospections sismiques suggèrent un lien de cause à effet potentiel (Guerra *et al.*, 2004, 2011 ; Leite *et al.*, 2016).

Aucune étude publiée n'a rapporté une mortalité des invertébrés benthiques ou pélagiques adultes liée à d'autres types d'activités anthropiques, tel que le battage de pieux, l'utilisation d'échosondeurs ou le bruit des navires (voir tableau 3.1). Par exemple, des calmars (*Doryteuthis pealeii*) exposés pendant 15 minutes en aquarium à du bruit de battage de pieux dépassant 180 dB re. 1 μPa en zéro-pic (équivalent à une distance de 500 m d'une construction d'un champ éolien en mer) ne présentaient pas de mortalité (Jones *et al.*, 2020, 2021). Le même résultat a été publié pour des moules bleues exposées à du battage de pieux en conditions réelles (Spiga *et al.*, 2016). Cependant, le nombre d'études est faible et rend difficile toute conclusion définitive.

Il existe peu d'études qui démontrent l'impact des bruits liés aux prospections sismiques sur le taux de survie d'espèces d'holoplancton (copépodes) ou de celles de mollusques et de crustacés, du méroplancton (plancton temporaire incluant les stades larvaires et juvéniles d'espèces benthiques). Ainsi, Fields *et al.* (2019) rapportent des surmortalités à court terme (> à une semaine) plutôt faibles – de l'ordre de 10 % à moins de 5 m des canons à air –, ce qui va dans le sens des travaux de Pearson *et al.* (1994) sur les larves zoées du crabe de Dungeness *Cancer magister* (entre 7 et 12 % de surmortalité liée aux canons à air). Par ailleurs, des bruits de canons à air n'altèrent pas la survie des adultes (Fitzgibbon *et al.*, 2017), ni le développement larvaire de la langouste *Jasus edwardsii* (Day *et al.*, 2016).

Les rares études portant sur les effets des bruits de bateau sur des invertébrés font état de surmortalité directe sur les larves d'un lièvre de mer (22 %) (Nedelec *et al.*, 2014), mais pas sur celles de la moule bleue (Jolivet *et al.*, 2016), ce qui peut traduire des sensibilités espèces-spécifiques ou des effets dépendants du type de moteur (hors-bord ou *inboard*).

■ Effets traumatiques sur le système auditif

Les animaux exposés à un son suffisamment intense montrent une augmentation de leur seuil d'audition, c'est-à-dire une sensibilité plus faible aux sons. La durée de cet effet dépend essentiellement du temps d'exposition, de l'amplitude et de la fréquence des sons. Ainsi, cet effet peut être temporaire (TTS, *Temporary Threshold Shift*) ou permanent (PTS, *Permanent Threshold Shift*). Dans le cas d'un effet TTS, les cellules ciliées de l'oreille interne présentent les caractéristiques d'un état de fatigue et retrouvent par la suite leur forme normale. Un TTS est considéré comme significatif dès qu'il dépasse les 6 dB (dans ce cas, si l'animal « sain » a initialement un seuil minimal d'audition de 60 dB, après TTS, ce seuil passe à 66 dB). Si l'exposition au bruit dépasse cette limite ou si la perte auditive temporaire est induite de façon chronique et sur une longue période de temps, les cellules

ciliées sont alors endommagées de façon permanente et finissent par se nécroser et disparaître (PTS). Pour des raisons éthiques, la PTS n'est jamais directement étudiée mais elle est estimée à partir du seuil de perte auditive temporaire (décalage du seuil auditif ≥ 40 dB) (Southall *et al.*, 2007).

La présente synthèse bibliographique repose sur 54 publications portant sur 8 espèces de mammifères marins, plus de 25 espèces de poissons et 6 espèces d'invertébrés (tableau 3.2).

Tableau 3.2. Résumé des données existantes sur les effets liés aux sons d'origine anthropique sur le système auditif.

	Nombre d'études	Nombre d'espèces	TNT (272-305 dB)	Sismique (240-260 dB)	Battage de pieux (243-257 dB)	Sonar militaire (214-240 dB)	Dispositifs (225-245 dB)	Navires (160-192 dB)	Bruit blanc (> 200 dB)	Bruit blanc (< 200 dB)
Mammifères marins										
Cétacés BF	1	1			1 ▲					
Cétacés MF	6	5	1 ▲ ▲		1 ▲			2 ▲	1 ▲	
Cétacés HF	1	1			1 ▲	2				
Pinnipèdes	6	1			2 ▲					2 ▲ ▲
Poissons										
généralistes	19	> 16		2 ▲ 2 ▲ 4 ▲	2 ▲	1 ▲ ▲				3 ▲ 1 ▲ 1 ▲
spécialistes	15	9		1 ▲ 1 ▲ 2 ▲		1 ▲ ▲		1 ▲		7 ▲ 1 ▲ 1 ▲
Invertébrés										
Coquillages										
Crustacés	2	1		2 ▲						
Céphalopodes	4	4					4 ▲			
Oiseaux marins										
nageurs	0									
Tortues marines										
Toutes	0									

Pour chaque groupe d'animaux considéré, le nombre d'études et d'espèces étudiées est précisé. Pour chaque type de son, on regroupe les études établissant un effet TTS > 6 dB (▲), un effet TTS < 6 dB (▲) ou aucun effet (▲). Pour les différents sons, les niveaux donnés correspondent aux niveaux sources en dB re. 1 μ Pa @ 1 m.

Étant donné le comportement, la taille et la biologie des mammifères marins, il est difficile de réaliser des audiogrammes comportementaux ou électrophysiologiques pour toutes les espèces (voir chapitre 2). Les tests sont généralement réalisés chez des espèces de taille relativement petite, qu'il est possible de capturer, et généralement sur des échantillons

d'un ou deux individus seulement. Les études sont essentiellement effectuées sur des cétacés à audition moyenne fréquence (dauphins et bélugas), ainsi que sur des pinnipèdes (phoques) (tableau 3.2). Les seuils critiques entraînant une baisse de l'audition sont généralement extrapolés à partir des données disponibles dans la littérature (Richardson *et al.*, 1995) et doivent donc être appréhendés avec précaution, puisqu'ils ne tiennent pas compte des variabilités inter-individuelles et inter-espèces. Chez les cétacés MF, la majorité des travaux portent sur le grand dauphin, le béluga et le marsouin commun (voir, par exemple, Finneran *et al.*, 2002, 2005 ; Nachtigall *et al.*, 2003, 2004 ; Schlundt *et al.*, 2000 ; Lucke *et al.*, 2009). Une étude sur les effets des émissions d'impulsions sismiques d'une durée d'une seconde, avec un maximum d'énergie autour de 0,5 kHz, a par exemple été conduite chez le marsouin commun (Lucke *et al.*, 2009). Les auteurs ont établi au préalable l'audiogramme de l'animal en utilisant la méthode des potentiels évoqués auditifs (PEA), révélant une audition située dans une gamme allant de 4 à 140 kHz, avec un maximum de sensibilité auditive autour de 100 kHz. Puis, après chaque tir sismique, ils ont à nouveau testé la sensibilité auditive des animaux en émettant des signaux monofréquentiels représentatifs de la gamme audible (0,4, 32 et 100 kHz ; durée des tirs : 25 ms) à des doses (niveau sonore) croissantes. Les résultats montrent qu'à partir d'un niveau reçu de 174 dB re. 1 μ Pa (crête-crête) du tir sismique, l'animal commence à exprimer des signes d'aversion même si aucune baisse de l'audition n'est révélée. Dès lors que le niveau reçu atteint les 202 dB re. 1 μ Pa environ, une baisse de l'audition (TTS) est observée pour la fréquence de 0,4 kHz. De plus, il s'est avéré que la baisse de l'audition s'aggravait au fur et à mesure des répétitions de tirs sismiques. Les auteurs ont estimé un temps de récupération de l'audition > 50 heures pour une émission de tir sismique reçue à 202 dB re. 1 μ Pa. Une étude réalisée chez le grand dauphin a montré que des signaux de tirs sismiques semblables (fréquences testées : 0,4 ; 4 et 30 kHz) n'ont provoqué aucune baisse de l'audition pour un niveau reçu de 228 dB re. 1 μ Pa (crête-crête) et un SEL de 186 dB re. 1 μ Pa² s. En revanche, chez le béluga, les tirs ont provoqué une baisse modérée de l'audition d'environ 6 dB pour des fréquences situées entre 0,4 et 30 kHz, à partir de 226 dB re. 1 μ Pa (crête-crête), avec un retour de l'audition normale 4 minutes après la fin de l'exposition (Finneran *et al.*, 2002). Si l'on compare les temps de récupération de l'audition à la suite de tirs sismiques similaires entre les différentes espèces étudiées, on constate que le marsouin commun (Lucke *et al.*, 2009) récupère beaucoup plus lentement (plusieurs heures) que le grand dauphin et le béluga (quelques minutes), indiquant une sensibilité plus prononcée pour ce type d'émission chez le marsouin commun par rapport aux deux autres espèces (Schlundt *et al.*, 2000 ; Finneran *et al.*, 2002).

Chez les mammifères marins, d'après les critères de risques encourus face aux expositions sonores, les opérations de dragage ou de forage auraient peu de chance d'entraîner un endommagement de l'audition alors que ce risque existerait lors d'une activité de battage de pieux (Southall *et al.*, 2007). En effet, des TTS significatifs (> 6 dB) sont observés dans un rayon de 1,8 km, en moyenne, autour d'une activité de battage de pieux (Thomsen *et al.*, 2006) (tableau 3.3). Cependant, une étude d'Hastie *et al.* (2015) sur les pinnipèdes

estime que les phoques peuvent subir des TTS de 2,9 à 24,5 dB re. 1 μ Pa dans une zone située entre 4,7 et 40,5 km de la source sonore.

Dans le cas du bruit généré par les navires, les risques de TTS sont relativement faibles (< 6 dB) et plusieurs estimations de zones d'impact ont été établies pour les cétacés MF. Par exemple, des travaux réalisés sur les effets des bateaux de *whale-watching* (tourisme d'observation de baleines) ont montré que la zone de risque de TTS s'étend sur des rayons allant de 20 m en ce qui concerne le passage de bateaux lents et isolés à 450 m dans le cas de bateaux rapides et présents en plus grand nombre (Erbe, 2002) ; en comparaison, la zone s'étend de 1 à 4 km dans le cas d'un navire brise-glace (Erbe et Farmer, 2000). De façon plus générale, les risques de TTS ou d'autres types d'effets en réponse au bruit généré par les navires dépendent de nombreux facteurs, tels que le type de navire (cargo ou fret de marchandises, navire de plaisance, etc.), la vitesse de navigation ou les caractéristiques des hélices.

Les réponses des poissons sont très variables suivant le type d'audition et les espèces considérées. Environ 30 % des études ont montré que le son généré par les activités anthropiques n'avait aucun effet sur le système auditif des poissons. Plusieurs études en dehors de ce groupe se sont concentrées sur les campagnes sismiques, les sonars militaires, le battage de pieux et le bruit blanc inférieur à 200 dB. Des lésions ont alors pu être observées tant sur les cellules ciliées de l'oreille interne (McCauley *et al.*, 2000, 2003) que sur celles de la ligne latérale (Booman *et al.*, 1996), ainsi qu'au niveau de la vessie natatoire (Falk et Lawrence, 1973). Chez les généralistes, les seuils engendrant des TTS sont généralement inférieurs à 20 dB avec des temps de récupération de 24 heures. La zone dans laquelle on observe des TTS lors d'un battage de pieux est estimée à 1,8 km pour les morues (Thomsen *et al.*, 2006) et à moins de 40 m pour les salmonidés (Bagočius, 2015) (tableau 3.3). Chez les spécialistes, les TTS sont plus importants, jusqu'à 32 dB, avec des temps de récupération de plusieurs jours. Quant aux invertébrés, il existe peu d'informations sur des lésions potentielles de leur système auditif suite à des expositions à des bruits anthropiques.

Les statocystes des langoustes australiennes présentent des lésions suite à des expositions à des bruits de prospection sismique (SELcum 191-192 dB re. 1 μ Pa².s) (Day *et al.*, 2019), entraînant des troubles de l'équilibre (Day *et al.*, 2020). Ces dommages sur la réception sonore ne sont pas encore connus car le rôle des statocystes comme organe de réception sonore n'est pas encore bien défini chez les crustacés (Jézéquel *et al.*, 2021b).

Diverses études ont permis d'établir des modifications permanentes des cellules ciliées présentes dans les statocystes de céphalopodes adultes (seiche *Sepia officinalis*, poulpe commun *Octopus vulgaris*, et deux espèces de calmars *Illex conditii* et *Loligo vulgaris*) après exposition à des sons artificiels en aquarium avec des niveaux pic reçus à 175 dB re. 1 μ Pa en entre 50 et 400 Hz (André *et al.*, 2011 ; Solé *et al.*, 2013a, 2013b, 2017). Les auteurs concluent à des dommages permanents de l'organe de réception sonore des céphalopodes qui augmentent avec le temps et qui pourraient avoir, en milieu naturel, des conséquences sur les chances de survie. Selon le même protocole expérimental, Solé *et al.* (2016) démontrent également des dommages accrus sur l'épithélium

sensoriel des statocystes des méduses *Cotylorhiza tuberculata* (Cepheidae) et *Rhizostoma pulmo* (Rhizostomatidae).

A contrario, pour les oiseaux marins et les tortues marines, aucune étude n'a été faite sur les traumatismes liés aux bruits anthropiques. Cependant, une étude réalisée par Viada *et al.* (2008) a décrit les effets potentiels, sur des tortues marines, d'explosions sous-marines lors du démantèlement de structures offshore, allant d'un masquage acoustique à des blessures non létales et létales. Compte tenu des audiogrammes de ces deux espèces marines, leurs sensibilités auditives sont proches des gammes de fréquence des différentes activités anthropiques, comme les sonars militaires basse fréquence, le battage de pieux, les éoliennes en fonctionnement et les campagnes sismiques.

Tableau 3.3. Périmètres dans lesquels le battage de pieux ou les navires peuvent induire des pertes d'audition (TTS) au sein des différents groupes d'animaux.

	Battage de pieux (243-257 dB)	Navires (160-192 dB)
Mammifères marins		
Cétacés BF	1,8 km	–
Cétacés MF	100 m	20 m-4 km
Cétacés HF	1,8 km	–
Pinnipèdes	400 m	–
Poissons		
généralistes (morue)	1,8 km	–
généralistes (saumon)	< 40 m	–
Oiseaux marins		
nageurs	–	–
Tortues marines		
Toutes	–	–

I Réponses physiologiques

Certaines lésions impactant les tissus non liés au système auditif et aux conditions métaboliques (de stress ou non) peuvent entraîner une mort différée, plusieurs jours ou plusieurs mois après l'exposition, mais peuvent également ne pas être létales (guérison, retour à un métabolisme normal). Pour cette synthèse, 51 publications analysant 5 espèces de mammifères marins, 25 espèces de poissons et 18 espèces d'invertébrés ont été référencées (tableau 3.4).

Il convient de noter que peu d'études décrivent les réponses physiologiques des mammifères marins aux sons anthropiques (tableau 3.4). Celles qui existent nous apprennent

que le grand dauphin (cétacé MF) et le marsouin commun (cétacé HF) présentent une augmentation de l'activité respiratoire en présence de navires (Nowacek *et al.*, 2001 ; Miller *et al.*, 2008) ou de dispositif de dissuasion (Kastelein *et al.*, 2001), ou encore lors de la simulation d'une activité de battage de pieux (Kastelein *et al.*, 2013). La baleine à bosse (cétacé BF) ne semble pas réagir à une détonation distante de 1,8 km (Todd *et al.*, 1996). L'exposition aux bruits de navires augmente le niveau de stress chez la baleine franche de l'Atlantique Nord (cétacé BF) (Rolland *et al.*, 2012). Lors d'une exposition à des impulsions sonores (produites par un canon sismique à eau), des changements neurologiques et immunitaires ont été observés chez le béluga et le grand dauphin (cétacés MF) (Romano *et al.*, 2004).

Tableau 3.4. Résumé des données existantes sur les réponses physiologiques liées aux sons d'origines anthropiques.

	Nombre d'études	Nombre d'espèces	TNT (272-305 dB)	Sismique (240-260 dB)	Battage de pieux (243-257 dB)	Géophysique (204-227 dB)	Dispositifs (225-245 dB)	Navires (160-192 dB)	Éolien (142-151 dB)	Bruit blanc (< 200 dB)
Mammifères marins										
Cétacés BF	2	2	1 ▲					1		
Cétacés MF	4	2		1				3 ▲		
Cétacés HF	2	1			1		1 ▲			
Pinnipèdes										
Poissons										
généralistes	18	15		2 ▲	4 ▲	1 ▲		8 ▲ 1 ▲		1 ▲ ▲
spécialistes	3	3	1 ▲					1 ▲		1 ▲
Invertébrés										
Coquillages	8	7		2 ▲ ▲				3 ▲		1 ▲ ▲
Crustacés	12	10		3 ▲ ▲			2 ▲ ▲	1 ▲ ▲	1 ▲	1 ▲ ▲
Céphalopodes	2	1								1 ▲
Oiseaux marins										
nageurs	0									
Tortues marines										
Toutes	0									

Pour chaque groupe d'animaux considéré, le nombre d'études et d'espèces étudiées est précisé. Pour chaque type de son, on note d'un ▲ : les études montrant une stimulation des processus physiologiques, d'un ▲ : une inhibition des processus, un métabolisme de stress ou des malformations, et d'un ▲ : l'absence d'effet. Pour les différents sons, les niveaux donnés correspondent aux niveaux sources en dB re. 1 µPa @ 1 m.

Que ce soient des poissons dits « généralistes » ou « spécialistes », les sons anthropiques induisent généralement la mise en place de métabolisme de stress caractérisés par une augmentation du débit cardiaque (Graham et Cooke, 2008), de la ventilation (Simpson

et al., 2015), ou la sécrétion de cortisol (Wysocki *et al.*, 2006 ; Mills *et al.*, 2020). Environ 90 % des études sur les effets de niveaux sonores élevés (campagne sismique, battage de pieux, campagne géophysique, bruit de navire, bruit blanc inférieur à 200 dB) ont montré un effet néfaste sur les processus physiologiques. Des lésions tissulaires peuvent également apparaître (Casper *et al.*, 2013a, 2013b ; Dahl *et al.*, 2020). L'exposition de différentes espèces au son peut provoquer des réponses à la fois similaires, mais également spécifiques à chaque espèce. Ces réponses ne sont pas uniquement liées à leurs différences de capacités auditives, mais aussi à leur mode de vie (Sabet *et al.*, 2016).

Les réponses physiologiques observées chez les invertébrés suite à une exposition à des bruits anthropiques sont majoritairement liées à une augmentation des marqueurs biochimiques de stress.

Chez les crustacés, une exposition à des bruits de bateau enregistrés affecte les réponses immunitaires de la langouste rouge (*Palinurus elephas*), en augmentant notamment l'expression de protéines de stress (Hsp27) (Celi *et al.*, 2015) et la consommation d'oxygène chez le crabe vert (Wale *et al.*, 2013a). Les expériences menées en aquarium sur la crevette grise *Crangon crangon* sont précurseurs dans les recherches sur les impacts acoustiques. Elles ont consisté en des comparaisons entre aquarium contrôles et d'autres équipés d'une enceinte qui permet d'augmenter le son de 30 dB entre 25 et 400 Hz (Lagardère, 1982 ; Lagardère et Régnault, 1980). Après cinq jours de ce traitement continu, les taux de croissance et de reproduction de ces crevettes grises diminuent significativement, couplés, dans une moindre mesure, à un accroissement du cannibalisme, de la mortalité, et à une diminution de la prise de nourriture. Enfin, chez la langouste, les capacités immunologiques (*Jasus edwardsii*) sont affectées suite à une exposition à des bruits de prospection sismique (Fitzgibbon *et al.*, 2017).

Très peu d'études traitent des impacts acoustiques sur la physiologie des mollusques de l'endofaune. Il a été montré que l'exposition de bivalves à un bruit de bateau modifie l'expression génique (notamment lié au métabolisme de la glycolyse) chez les couteaux *Sinonovacula constricta* (Peng *et al.*, 2016) et chez l'huître creuse *Crassostrea gigas* (Charifi *et al.*, 2018). En effet, l'huître creuse réduit son activité valvaire lors d'une exposition à un bruit de cargo pendant 14 jours (150 dBrms re. 1 μ Pa), ce qui induit des modifications géniques au niveau de ses branchies (Charifi *et al.*, 2018).

Des dommages de l'ADN ont aussi été observés chez la moule bleue suite à une exposition à un bruit de bateau (Wale *et al.*, 2019). De plus, l'exposition à des bruits artificiels, entre 0,1 et 5 kHz, avec des niveaux sonores de 150 dB re. 1 μ Pa (rms) induisent une augmentation des marqueurs biochimiques de stress comme l'Hsp27 chez la moule bleue (Vazzana *et al.*, 2016). Enfin, des oursins exposés à des bruits d'échosondeurs jusqu'à 160 dB re. 1 μ Pa (rms) entre 100 et 200 kHz présentent une augmentation de l'expression du gène HSP70, marqueur d'une réponse physiologique de stress (Vazzana *et al.*, 2020).

Aucune étude n'a à ce jour évalué le potentiel impact physiologique de bruits sous-marins sur les oiseaux marins et les tortues marines.

I Réponses comportementales

Lors d'émissions de sons d'origines anthropiques, les réactions comportementales observées chez les mammifères, les poissons ou les oiseaux marins sont comparables et consistent globalement à fuir pour éviter la source sonore. Suivant les études, ces réactions peuvent être remarquées à des distances très variables selon la source sonore, le groupe d'animaux étudié et même l'espèce. Dans certains cas cependant, les animaux ne sont pas perturbés par le bruit produit et peuvent même être attirés par la source sonore (Palka et Hammond, 2001). Cette synthèse regroupe les résultats de 150 publications portant sur 23 espèces de mammifères marins, plus de 40 espèces de poissons, 8 espèces d'invertébrés, 3 espèces d'oiseaux marins et 4 espèces de tortues marines (tableau 3.5).

Les études réalisées chez les mammifères marins indiquent un large éventail de changements comportementaux en réponse aux bruits anthropiques, tels qu'un évitement de la source sonore, qui s'accompagne parfois d'une augmentation de la vitesse de nage, un changement de la profondeur des plongées, un resserrement des groupes sociaux, ou encore une diminution des temps de repos (Bejder *et al.*, 2006 ; Stockin *et al.*, 2008) ou du temps dédié à la recherche alimentaire (Miller *et al.*, 2008 ; Isojunno *et al.*, 2016). De plus, ces travaux montrent que la nature des effets et leur niveau de sévérité sont variables d'une espèce à l'autre. Ainsi, l'état comportemental en lien avec la période d'alimentation dans lequel se trouve un animal ou la composition sociale de son groupe (par exemple, présence ou absence de petits) est susceptible d'influencer la réponse des individus face à une exposition sonore (Goldbogen *et al.*, 2013 ; Harris et Thomas, 2015 ; Harris *et al.*, 2016). Les réponses peuvent également varier en fonction de la distance à la source (voir, par exemple, DeRuiter *et al.*, 2013 ; Moretti *et al.*, 2014) et des caractéristiques de la source sonore (bande fréquentielle, rythme d'émission).

Une étude réalisée chez les pinnipèdes a ainsi montré que le passage de bateaux à proximité d'une zone de repos entraîne une mise à l'eau des phoques (Jansen *et al.*, 2015). Ces derniers manifestent également un état d'alerte en réponse à des sons de bateaux (*playbacks*) (Tripovich *et al.*, 2012).

Dans le cas d'expériences contrôlées d'émission de sonar militaire, réalisées chez plusieurs espèces de cétacés dans leur milieu naturel (orques, globicéphales noirs, cachalots, baleines à bosse, espèces de baleines à bec), des signaux de sonars moyennes fréquences (1-2 kHz ou 6-7 kHz, d'une durée d'une seconde émis à intervalles réguliers de 20 secondes pendant une période de 10 min minimum) ont été émis à des doses croissantes. Les résultats ont permis de déterminer les niveaux sonores à partir desquels les animaux commençaient à répondre, et montrent que la nature et le niveau de sévérité des réponses sont variables en fonction des espèces, mais aussi au sein même des espèces. On peut notamment relever des déviations de trajectoire horizontale, des modifications du profil de plongée, des altérations du comportement vocal (par exemple, une interruption ou une augmentation de la production vocale selon les espèces), des interruptions prolongées de prise alimentaire et des effets sur le comportement social, comme la séparation brutale et prolongée d'une mère orque et de son petit ou l'agglutination de

globicéphales formant des groupes de très grande taille (Miller *et al.*, 2000, 2012 ; Sivle *et al.*, 2015, 2016 ; Visser *et al.*, 2016 ; Wensveen *et al.*, 2019 ; Curé *et al.*, 2021 ; Isojunno *et al.*, 2016, 2020). Les effets comportementaux induits par les émissions de sonar étaient particulièrement sévères chez les espèces de baleine à bec (baleine à bec de Blainville, baleine à bec commune), espèces pour lesquelles de nombreux échouages en relation avec des émissions sonars militaires ont été rapportés (Tyack *et al.*, 2011 ; Miller *et al.*, 2015 ; Wensveen *et al.*, 2019). La comparaison de ces réponses comportementales avec celles exprimées lors d'une exposition à des sons de prédateur (sons d'orque se nourrissant de mammifères) a permis de révéler que l'effet d'une émission de sonar peut être dans certains cas aussi sévère que l'effet d'un risque immédiat de prédation (Curé *et al.*, 2016 ; Isojunno *et al.*, 2016 ; Tyack *et al.*, 2011 ; Allen *et al.*, 2014).

Dans le cas des battages de pieux en mer du Nord, l'incidence a été observée jusqu'à 20 km du foyer pour les cétacés HF et les phoques communs (Thomsen *et al.*, 2006), et, parfois, le rayon est de 30 km pour le phoque gris (Brasseur *et al.*, 2018). Concernant le bruit des navires, les comportements peuvent varier suivant la taille et le type de bateau (Sini *et al.*, 2005). Par exemple, les cétacés réagissent au bruit des navires dans un périmètre allant de quelques centaines de mètres (Erbe, 2002) à plusieurs dizaines de kilomètres dans le cas de brise-glace (Erbe et Farmer, 2000) (tableau 3.5). Le sexe de l'animal est également un paramètre expliquant des variations dans les réponses comportementales au bruit de navire (Lusseau, 2003). Un effet d'accoutumance a pu être observé lors de passages réguliers de navires, avec une diminution du comportement de fuite (Watkins, 1986 ; Gordon *et al.*, 1992). Le rayon d'incidence lié au bruit des éoliennes offshore en fonctionnement est d'environ 300 m pour les cétacés moyennes fréquences (Koschinski *et al.*, 2003 ; Thomsen *et al.*, 2006) et peut atteindre un kilomètre pour les pinnipèdes (Tougaard *et al.*, 2009a). Enfin, rappelons que les distances mentionnées ici sont spécifiques aux contextes considérés dans les publications citées. Plus généralement, ces distances varient en fonction de la puissance du marteau, du diamètre du pieu, des propriétés géoacoustiques de l'environnement (voir chapitre 1), ainsi que de l'utilisation potentielle de dispositifs d'atténuation.

Les poissons ayant une audition généraliste ou spécialisée montrent des réactions d'affolement et une fuite de la source sonore, avec une nage plus rapide, un relâchement des bancs et une dispersion verticale plutôt qu'horizontale (Hawkins *et al.*, 2014 ; Slotte *et al.*, 2004 ; Neo *et al.*, 2018 ; Ivanova *et al.*, 2020 ; Mauro *et al.*, 2020). Ainsi, dans le cas des battages de pieux, le rayon d'incidence va varier de 300 m à 1,4 km pour les poissons généralistes (Thomsen *et al.*, 2006). Le bruit produit par les navires peut également induire une réduction de la détection et de la capture des proies (Voellmy *et al.*, 2014), ainsi qu'une réponse moins importante à la présence de prédateurs (Simpson *et al.*, 2015). Le rayon d'incidence lié au bruit des éoliennes offshore en fonctionnement est limité à 4 m pour les poissons généralistes et spécialistes (Degraer *et al.*, 2009). Enfin, les différents bruits anthropiques perturbent également le comportement nuptial de nombreuses espèces telles que les gobies ou les cichlidés (Butler *et al.*, 2017 ; de Jong *et al.*, 2018a, 2018b).

Tableau 3.5. Résumé des données existantes sur les réponses comportementales associées au bruit anthropique.

	Nombre d'études	Nombre d'espèces	TNT (272-305 dB)	Sismique (240-260 dB)	Battage de pieux (243-257 dB)	Dispositifs (225-245 dB)	Navires (160-192 dB)	Éolien (142-151 dB)	Bruit blanc (< 200 dB)	Sonar militaire (214-240 dB)
Mammifères marins										
Cétacés BF	8	5	1 ▲	1 ▲	1 ▲	1 ▲	3 ▲ ▲			4
Cétacés MF	29	13	1 ▲	1 ▲	1 ▲	1 ▲	3 ▲ 25 ▲ 1 ▲			10
Cétacés HF	30	1			5 ▲	20 ▲ ▲	2 ▲	2 ▲		1
Pinnipèdes	8	4			2 ▲ ▲	1 ▲		2 ▲		
Poissons										
généralistes	46	> 35		16 ▲ ▲	5 ▲ 1 ▲		11 ▲ 1 ▲	1 ▲	6 ▲ 1 ▲	1
spécialistes	8	2		2 ▲		1 ▲	2	1	1	
Invertébrés										
Coquillages	6	5		1 ▲	2 ▲		2 ▲		1 ▲	
Crustacés	12	8		4 ▲	5 ▲		2 ▲	1 ▲		
Céphalopodes	8	4		5 ▲	2 ▲		1 ▲			
Oiseaux marins										
nageurs	3	3		1					2	1
Tortues marines										
Toutes	5	4		3 1			1			

Pour chaque groupe d'animaux considéré, le nombre d'études et d'espèces étudiées est précisé. Pour chaque type de son, on note d'un ▲ : les études montrant une attirance vers la source sonore, d'un ▲ : un comportement de fuite, une perturbation du comportement alimentaire ou une réponse à des prédateurs, et d'un ▲ : l'absence d'effet. Pour les différents sons, les niveaux donnés correspondent aux niveaux sources en dB re. 1 µPa @ 1 m.

Les oiseaux marins réagissent aux nuisances sonores anthropiques, et développent des comportements d'évitement face à des bruits d'activités sismiques. Pichegru *et al.* (2017) ont montré que les manchots du Cap évitent leurs zones préférentielles d'alimentation lors d'activités sismiques et reviennent sur ces zones d'alimentation lorsque les campagnes ont cessé. De plus, des études en milieu captif ont montré que les manchots papous et les guillemots de Troil réagissent à l'émission de bruits courts à large bande et s'enfuient dans une direction opposée à la source sonore (Sørensen *et al.*, 2020 ; Hansen *et al.* 2020). Les tortues marines présentent aussi des comportements d'évitement lorsqu'elles sont exposées à des canons à air en milieu captif (McCauley *et al.*, 2000 ; Bartol, 1994), avec une possible habitude des tortues après trois répétitions (Bartol, 1994). Des tests sur des tortues en milieu naturel ont révélé des comportements contrastés : un comportement

d'évitement (DeRuiter et Doukara, 2012) ou aucun changement de comportement (Weir, 2007). Enfin, une étude récente montre l'impact du bruit de bateaux sur le comportement de tortues vertes, et notamment un comportement d'évitement consistant à plonger et à rester sur le fond marin (Tyson *et al.*, 2017).

Le tableau 3.6 présente les périmètres dans lesquels les différentes sources sonores peuvent perturber les animaux marins et induire des réactions comportementales telles que la fuite.

Tableau 3.6. Périmètres dans lesquels les différentes sources sonores peuvent perturber les animaux marins et induire des réactions comportementales telles que la fuite.

Espèce	Sismique (240-260 dB)	Battage de pieux (243-257 dB)	Navires (160-192 dB)	Éolien (142-151 dB)
Mammifères marins				
Cétacés BF	9-15 km ⁽⁴⁾	300 m ⁽²⁾		–
Cétacés MF	–	50 km ⁽³⁾	50-200 m ⁽⁷⁾ 32-62 km ⁽⁸⁾	–
Cétacés HF	–	> 22 km ⁽⁴⁾ 7-20 km ⁽⁵⁾	400 m ⁽⁵⁾	200-300 m ⁽⁵⁾ < 300 m ⁽⁶⁾
Pinnipèdes	–	300 m ⁽²⁾ 7-20 km ⁽⁵⁾	–	100 m-1 km ⁽¹⁰⁾ < 300 m ⁽⁹⁾
Tortues marines				
Toutes	1 km ⁽⁴⁾	–	–	–
Oiseaux marins				
nageurs	< 100 km ⁽¹¹⁾	–	–	–
Poissons				
généralistes	–	70 km ⁽⁶⁾ 1,4 - 5,5 km ⁽⁵⁾	–	4 m ⁽⁵⁾
spécialistes	–	–	–	4 m ⁽⁵⁾

Données issues de : 1. McCauley *et al.* (2000) ; 2. California Department of Transportation (2001) ; 3. Bailey *et al.* (2010) ; 4. Degraer *et al.* (2009) ; 5. Thomsen *et al.* (2006) ; 6. Andersson *et al.* (2001) ; 7. Erbe (2002) ; 8. Erbe et Farmer (2000) ; 9. Koschinski *et al.* (2003) ; 10. Tougaard *et al.* (2009b) ; 11. Pichegru *et al.* (2017).

Les réponses comportementales observées chez les invertébrés suite à une exposition à une source sonore sont nombreuses (tableau 3.5) comparées aux autres réponses décrites précédemment. Chez les crustacés, les comportements d'enfouissement et de déplacement sont réduits chez la langoustine (*Nephrops norvegicus*) en présence d'un bruit de bateau et de battage de pieux (Solan *et al.*, 2016). Le bruit de bateau induit également une perturbation du comportement alimentaire et un ralentissement des réponses face à un prédateur chez le crabe vert (Wale *et al.*, 2013b). Cependant, le déplacement et la recherche

de nourriture ne semblent pas être affectés par les prospections sismiques chez le crabe des neiges *Chionoecetes opilio* (Morris *et al.*, 2018, 2020). De plus, le nombre de sons produits par les crevettes claqueuses (*Athanas nitescens*, *Alpheus macrocheles* et *A. glaber*), ainsi que leur amplitude, augmentent suite à une exposition à du battage de pieux (Spiga, 2016). Les auteurs suggèrent ainsi des changements comportementaux sans en évaluer les conséquences en termes de fonctionnement ou de *fitness*. Enfin, une exposition à un bruit blanc intense (jusqu'à 142 dB re. 1 μ Pa rms entre 0 et 4 kHz) dans le milieu marin réduit le comportement alimentaire du crabe vert mais pas de la crevette grise (Hubert *et al.*, 2018). Ces différents travaux révèlent des effets complexes sur des interactions biologiques entre espèces benthiques sans qu'il n'y ait d'impacts majeurs en termes de mortalité directe.

Curieusement, des changements comportementaux ont aussi été récemment observés chez les crustacés soumis à des vibrations du substrat. En effet, le bernard-l'hermite *Pagurus bernhardus* a des réponses comportementales qui vont du simple battement de flagelle antennaire à la rétraction complète du corps dans la coquille (Roberts *et al.*, 2016 ; Roberts et Laidre, 2019a, 2019b), tandis que le crabe vert augmente son activité ainsi que son battement antennaire (Aimon *et al.*, 2021).

Chez les céphalopodes, les réponses comportementales des calmars et des seiches sont des modifications brutales de la nage et la production de jets d'encre durant les premières secondes d'exposition à des bruits de battage de pieux et de prospections sismiques (Fewtrell et McCauley, 2012 ; Jones *et al.*, 2020, 2021). L'hypothèse principale avancée pour expliquer cette « habitude » serait une perte d'audition temporaire (Samson *et al.*, 2014), bien que cela n'ait pas été testé dans ces études. Curieusement, les calmars exposés à du battage de pieux 24 heures après la première exposition (équivalent de 500 m de la source, soit 190 à 194 dB re. 1 μ Pa avec des intervalles de 2 secondes environ entre deux impulsions) montrent les mêmes types de réponse comportementale, suggérant un retour de l'audition (Jones *et al.*, 2020). La tolérance accrue des réponses d'alarme anti-prédateur pourrait altérer les capacités des calmars à fuir des prédateurs.

Chez les bivalves, le principal comportement observé suite à une exposition sonore est la modification de l'activité valvaire, pouvant aller jusqu'à la fermeture totale des valves. Après une exposition à un bruit de bateau, l'huître creuse et la moule bleue réduisent leur ouverture valvaire (Charifi *et al.*, 2017 ; Wale *et al.*, 2019). Sur l'huître creuse *Magallana gigas*, Charifi *et al.* (2017) utilisent des valvomètres pour quantifier avec précision l'activité valvaire face à des fréquences sonores allant de 0,01 à 20 kHz. Les variables mesurées incluent le pourcentage d'individus stimulés, les changements de l'amplitude de l'ouverture des valves et des latences de réponse. Les auteurs observent que l'huître creuse réagit à des fréquences inférieures à 1 kHz avec des pics de fermeture sous 0,1 kHz.

De plus, la vibration du substrat en conditions contrôlées entraîne une fermeture des valves chez la moule bleue entre 5 et 410 Hz, avec un pic de détection à 210 Hz (niveau d'accélération particulière : 0,55 m.s⁻² rms) (Roberts *et al.*, 2015). Il convient de noter que ces seuils sont dans la gamme connue des vibrations émises à proximité d'opérations d'aménagement tel que le battage de pieux.

Enfin, Solan *et al.* (2016) démontrent une diminution des activités de bioturbation en surface et de bio-irrigation plus profondément en présence de bruits de bateau et de battage de pieux chez la palourde japonaise (sans effets physiologiques). Ces auteurs interprètent ces résultats comme une réponse typique de stress où les individus réduisent leur activité de surface, se déplacent au-dessus de l'interface eau-sédiment et ferment leurs valves, ce qui génère un arrêt de l'activité de filtration et réduit leur capacité à mélanger la surface sédimentaire.

Impact sur le développement larvaire et le recrutement des invertébrés

LES IMPACTS ACOUSTIQUES PEUVENT S'EXPRIMER tout au long du cycle de vie des invertébrés marins, dont les deux tiers des espèces possèdent un cycle de vie benthoplanctonique (Thorson, 1961), c'est-à-dire avec un stade larvaire pélagique plus ou moins long, à l'exception des mollusques céphalopodes qui pondent sur des substrats variés (cycle holobenthique). Nous développons dans cette section les impacts sur les stades larvaires, paralarvaires et juvéniles d'invertébrés, sachant que cette distinction n'a pas été faite sur les poissons et que la littérature sur les impacts des bruits sur les jeunes de mammifères, d'oiseaux et de tortues est très réduite.

I Faune vagile

Céphalopodes

Appliquant le même protocole que pour des adultes (deux heures d'exposition avec un sinus glissant de 50 Hz à 400 Hz de 157 dB re. 1 μ Pa), Solé *et al.* (2018) testent alors les impacts sur les juvéniles de seiche (*Sepia officinalis*) et les paralarves de calmars (*Illex coindetii* et *Loligo vulgaris*) qui sont en développement dans les capsules des œufs (*hatching*). L'observation de leur épithélium sensoriel (statocystes) juste après exposition au son ou 24 heures plus tard révèle des lésions majeures en 2 heures, dont le niveau correspond à celui observé précédemment chez les adultes deux jours après. Ces auteurs comparent cette très forte vulnérabilité à ce qui peut aussi être vu dans la cochlée des jeunes mammifères et de la papille basilaire des jeunes oiseaux. En outre, la seiche semble plus sensible que les calmars, ces derniers subissant des dommages moins sévères après 24 heures.

Langoustes

Il existe quelques références, qui ne seront pas développées ici, sur les impacts des bruits associés aux prospections sismiques (SEL de 185 dB re. 1 μ Pa²-s) sur la langouste *Jasus edwardsii* qui ne montrent aucun effet délétère sur le développement larvaire jusqu'au stade compétent (Day *et al.*, 2016).

Zooplankton/copépodes

Il convient de mentionner deux études plus générales sur les impacts de bruits anthropiques sur le zooplankton ou quelques-unes de ses composantes permanentes (copépodes, krill...) car les larves d'invertébrés s'y retrouvent temporairement (méroplancton). Fields *et al.* (2019) réalisent une expérience *in situ* sur les impacts des canons à air sismiques sur les *Calanus* spp., et McCauley *et al.* (2017) estiment, grâce à une stratégie d'échantillonnage *in situ*, des impacts majeurs sur le zooplankton (copépodes, *Cladocera* notamment, mais aussi une mortalité de masse pour les larves de krill) après des prospections sismiques. Nous n'avons pas trouvé d'articles traitant des impacts des bruits d'aménagement pour cette catégorie d'animaux.

I Faune benthique

Épifaune sessile (balanes, moules)

Les balanes constituent depuis des décennies un modèle d'étude de choix pour les recherches en écologie larvaire, notamment en raison de son rôle majeur dans le « *fouling* » (microorganismes, animaux et végétaux qui se fixent sur les parties immergées des bateaux) des coques de navires. Il y a plus de trois décennies, Branscomb et Rittschof (1984) ont démontré que la fixation primaire (« *settlement* ») de jeunes stades cypris élevés d'*Amphibalanus amphitrite* (anciennement *Balanus amphitrite*) est quasiment inexistante quand ils sont soumis à un bruit basse fréquence (30 Hz mais pas de niveau spécifié). En faisant des tests sur les larves prélevées dans le plancton, ils mettent en évidence des retards de métamorphoses allant jusqu'à près de deux semaines. Travaillant sur la même espèce, Guo *et al.* (2012) testent l'impact d'ultrasons en continu (même amplitude de 5 kPa et amplitude de vibration du substrat de 10 nm, mais fréquence variant entre 23, 63 et 102 kHz) pendant 24 heures sur l'écologie larvaire et observent que seule la fréquence de 23 kHz réduit significativement la fixation primaire des larves cypris. Ils démontrent en outre que le même effet *antifouling* peut être obtenu avec un son discontinu (5 min, puis 20 min de pause à 20-25 kHz).

L'approche de Choi *et al.* (2013) est à la fois classique, dans la mesure où elle consiste à mettre en place des collecteurs en mer (panneaux PZT : céramiques piézoélectriques) pour estimer la dynamique de *fouling* sur 3 mois, mais aussi très originale car ces auteurs testent l'effet de vibration de ces plaques à des vitesses et des basses fréquences variées (70 à 445 Hz). Les balanes *Amphibalanus variegatus* et *Elminius* sp. sont les seules espèces sensibles à ces vibrations, avec des taux de fixation réduits au-delà de 260 Hz, l'amplitude de la vibration étant un facteur d'inhibition, alors que les fréquences de 70 à 100 Hz n'ont eu aucun effet sur leur taux de fixation. Cette étude révèle en outre que les autres composantes classiques de l'épibiose sessile (polychètes, bryozoaires, ascidies et algues) ne sont pas affectées par ces vibrations basses fréquences.

En réponse à des bruits de bateaux aquacoles réémis en aquarium, les larves compétentes de la moule bleue *Mytilus edulis* se fixent plus intensément après 67 h sur des

substrats artificiels (Jolivet *et al.*, 2016), le taux de fixation primaire étant en outre multiplié par un facteur 4, culminant à 67 % en présence simultanée de sons de bateaux et d'un ajout de picoplancton. Ces auteurs suggèrent que les larves de moules pourraient utiliser des sons basse fréquence pour sélectionner l'habitat naturel des adultes de moules, en zone battue.

Enfin, nous pouvons citer le travail de Eggleston *et al.* (2016) sur l'huître creuse *Megallana gigas*, qui démontre que des bruits préenregistrés de récifs naturels stimulent la fixation des huîtres après quelques jours, l'impact des bruits d'aménagement n'étant pas estimé par ailleurs.

Épifaune vagile (décapodes marcheurs, gastéropodes...)

La seule étude se rapprochant le plus des impacts de bruits d'aménagement sur les jeunes stades de la faune vagile est celle de Pine *et al.*, 2012 (résultats repris dans Pine *et al.*, 2016). Ces auteurs comparent les effets d'une hydrolienne (175 dB re. 1 μ Pa @ 1 m avec des pics d'intensité à 100, 800, 2 000, 5 000 et 8 000 Hz) et de la base d'une éolienne en fonctionnement (154 dB re. 1 μ Pa @ 1 m pour des vitesses de vents de 13 m s⁻¹). Grâce à des expériences d'élevages (100 à 220 h) sur des larves au stade mégaloïde de crabes *Austrohelice crassa* et *Hemigrapsus crenulatus*, des temps pour atteindre la métamorphose (en anglais : *Time to metamorphosis* ou TTM) peuvent être estimés en fonction des traitements sonores. Les valeurs de TTM comparées à un traitement « silence » décroissent, passant de 21-31 % pour un son ambiant enregistré, en milieu estuarien naturel, à 38-47 et 46-60 % pour les traitements anthropiques, d'hydrolienne et d'éolienne respectivement. Cette réduction correspond classiquement à un effet positif en écologie larvaire, mais les auteurs suggèrent aussi que la composition spectrale est plus pertinente que le niveau sonore pour expliquer les résultats observés.

Par ailleurs, Pearson *et al.* (1994) ont conduit des expériences pour estimer les impacts de sons produits par des canons à air sur les jeunes stades larvaires (stade II Zoé) du crabe *Cancer magister*. Après une exposition sur le terrain, les élevages en laboratoire ne révèlent pas de mortalité majeure, mais des effets très faibles impliquant des réductions de 7 ou 12 % aux stades II et IV respectivement. C'est d'autant plus étonnant que les valeurs maximales du son ont atteint 231 dB re. 1 μ Pa.

Même s'il s'agit d'une exposition sur 5 jours à des bruits de bateau de plaisance, l'étude de Nedelec *et al.* (2014) sur le lièvre de mer *Stylocheilus striatus* démontre des effets négatifs liés aux sons modérés (< à ceux à proximité des aménagements EMR) sur le développement des embryons (- 21 %) et sur la survie des jeunes larves en couvain/hatching (- 22 %). Des impacts négatifs sont aussi montrés par de Soto *et al.* (2013) sur le développement larvaire des *Pecten novaezelandiae*, pour lesquels l'exposition à des niveaux élevés de *seismic airgun* (SEL de 161-165 dB RMS re. 1 mPa2s) induit des retards de métamorphose et des malformations (46 %) au stade véligère D. Toutefois, aucun article ne porte sur les impacts des aménagements EMR sur les jeunes stades de développement des mollusques.

Endofaune (bivalves)

Enfin, en l'absence de littérature sur ces modèles biologiques, nous pouvons citer le travail d'Eggleston *et al.* (2016) sur le bivalve *Mercenaria mercenaria*, qui ne montre aucune stimulation de la fixation primaire sous l'influence de sons naturels de récifs d'huîtres ou de fond sableux.

Effet des impacts

■ Masquage

IL Y A MASQUAGE LORSQU'UN SIGNAL D'INTÉRÊT ne peut pas être efficacement détecté ou reconnu par un récepteur. La capacité de masquage dépend des caractéristiques du bruit masquant (niveau, bande de fréquence, durée). Les données de 46 publications portant sur 18 espèces de mammifères marins et plus de 15 espèces de poissons ont été étudiées (tableau 3.7).

Les études mentionnent des distances pour lesquelles les différentes sources sonores peuvent induire un masquage des communications et donc perturber les interactions sociales, voire la défense face à des prédateurs. Les distances sur lesquelles ces sources sont audibles sont généralement considérées comme identiques, voire légèrement supérieures. Dans ce cas, les sources sonores ne perturbent pas les animaux.

Les différentes études montrent que la présence de bruits anthropiques induit, chez les mammifères marins, une diminution de l'espace de communication (Clark *et al.*, 2009) (effet du point de vue de l'émetteur du son), ainsi qu'une réduction de l'espace d'écoute (effet du point de vue du récepteur du son) (Pine *et al.*, 2018). Cela est dû à un recouvrement des chants ou des vocalisations (Au et Green, 2000). Ces bruits induisent alors une modification des caractéristiques de communication (durée, fréquence, nombre) : chants des baleines (cétacés LF) (Miller *et al.*, 2008), vocalisations des dauphins ou des bélugas (cétacés MF) (Goold et Fish, 1998 ; Scheifele *et al.*, 2005), voire un arrêt des signaux impulsifs chez les marsouins lors d'un battage de pieux (cétacé HF) (Thompson *et al.*, 2010). David (2006) montre également que les distances de masquage peuvent varier suivant le type de production sonore de l'animal. Ainsi, la distance de masquage pour le grand dauphin sera de 40 km pour des clics d'écholocations, de 10 à 15 km pour des sifflements à 9 kHz, de 5 km pour des clics à 50 kHz et de 800 m pour des clics à 115 kHz.

Pour les oiseaux marins et les tortues marines, le masquage par les bruits anthropiques peut avoir des répercussions sur leur communication, mais aucune étude n'a encore démontré ces effets, sachant que la mise en évidence de productions sonores sous-marines est encore relativement récente.

Les poissons généralistes et spécialistes montrent des difficultés à détecter leurs congénères et à communiquer avec eux en présence de bruit (Luczkovich *et al.*, 2016 ; Pine *et al.*, 2020 ; Zhang *et al.*, 2021). L'étude de Codarin *et al.* (2009) s'est intéressée à l'impact du

bruit ambiant et du bruit des navires sur trois espèces de poissons (*Chromis chromis*, *Sciaena umbra* et *Gobius cruentatus*) représentatives de familles ayant des capacités auditives différentes. Ces poissons produisent des sons dans la bande de fréquence du bruit de navire. Les résultats de l'étude montrent que le bruit généré par un bateau à moteur de plaisance impacte la communication acoustique des poissons en masquant les vocalisations conspécifiques. La distance de détection des vocalisations conspécifiques est réduite de 10 à 100 fois suivant les espèces de poissons.

Tableau 3.7. Résumé des données existantes sur les zones de masquage et sur leurs effets dus au bruit anthropique.

	Nombre d'études	Nombre d'espèces	Sismique (240-260 dB)	Battage de pieux (243-257 dB)	Sonar militaire (214-240 dB)	Dispositifs (225-245 dB)	Navires (160-192 dB)	Éolien (142-151 dB)	Bruit blanc (< 200 dB)
Mammifères marins									
Cétacés BF	10	6		1 ▲	2 ▲ ▲		5 ▲		1 ▲
Cétacés MF	15	10	2 ▲	2 ▲		2 ▲	12 ▲		
Cétacés HF	7	1		4 ▲			1 ▲	3 ▲	
Pinnipèdes	1	1		1 ▲					
Poissons									
généralistes	3	> 10	1 ▲	1 ▲			3 ▲	5 ▲	1 ▲
spécialistes	4	> 3		2 ▲				3 ▲	1 ▲
Invertébrés									
Coquillages									
Crustacés	1	1					1 ▲		
Céphalopodes									
Oiseaux marins									
nageurs	0								
Tortues marines									
Toutes	0								

Pour chaque groupe d'animaux considéré, le nombre d'études et d'espèces étudiées est précisé. Pour chaque type de son, on note d'un ▲ les études démontrant un effet de masquage, et d'un ▲ l'absence d'effet. Pour les différents sons, les niveaux donnés correspondent aux niveaux sources en dB re. 1 µPa @ 1 m.

Les études démontrant un masquage acoustique par des bruits d'origine anthropique pour les invertébrés marins sont inexistantes (voir tableau 3.7), bien que certaines espèces soient capables de produire des sons pour communiquer entre individus (voir chapitre 2). C'est le cas des homards, qui produisent des bourdonnements basses fréquences (aux alentours de 100 Hz) lors de rencontres agonistiques entre mâles (Jézéquel

et al., 2020b), ce qui correspond également aux bandes de fréquences générées par les bruits de bateaux. Une étude a récemment démontré que les bruits de bateaux de plaisance dans la rade de Brest, en Bretagne, jouent un rôle de masquage acoustique de ces bourdonnements lors de rencontres agonistiques entre individus mâles (Jézéquel *et al.*, 2021a). Lorsque ces bruits de bateaux sont présents, les homards produisent significativement plus de bourdonnements comparés aux périodes sans bruits de bateaux. Cela s'expliquerait par une compensation vocale des homards qui ne peuvent pas s'entendre lorsque ces bruits de bateau sont présents et masquent donc leur communication acoustique (Jézéquel *et al.*, 2021a). L'impact à long terme de ce masquage acoustique n'est pas encore connu. Le tableau 3.8 précise les périmètres sur lesquels les différentes sources sonores peuvent masquer la communication et les interactions sociales.

Tableau 3.8. Périmètres sur lesquels les différentes sources sonores peuvent masquer la communication et les interactions sociales.

Espèce	Battage de pieux (243-257 dB)	Navires (160-192 dB)	Éolien (142-151 dB)
Mammifères marins			
Cétacés BF	A = M : 10 km ⁽¹⁾		
Cétacés MF	A = M : > 80 km ⁽¹⁾	A : 80 km, M : 40 km ⁽¹⁾ M : 14 km ⁽²⁾ M : 14-71 km ⁽³⁾	
Cétacés HF	A = M : 80-100 km ⁽¹⁾	A : 20 km, M : 15 km ⁽¹⁾	A : 20-70 m, M : Non ⁽⁴⁾
Pinnipèdes	A = M : 80-100 km ⁽¹⁾		
Poissons			
généralistes	A = M : 80 km ⁽¹⁾		M : 1 km ⁽⁵⁾ M : 7-13 km ⁽⁶⁾ M : 4 km ⁽¹⁾
spécialistes	A = M : 80 km ⁽¹⁾		M : 25 km ⁽⁶⁾ M : 4 km ⁽¹⁾

A. Périmètre d'audibilité, M. périmètre de masquage, A = M. Les deux sont supposés identiques. Données issues de : 1. Thomsen *et al.* (2006) ; 2. Erbe (2002) ; 3. Erbe et Farmer (2000) ; 4. Tougaard *et al.* (2009a, 2009b) ; 5. Kikuchi (2010) ; 6. Wahlberg et Westerberg (2005).

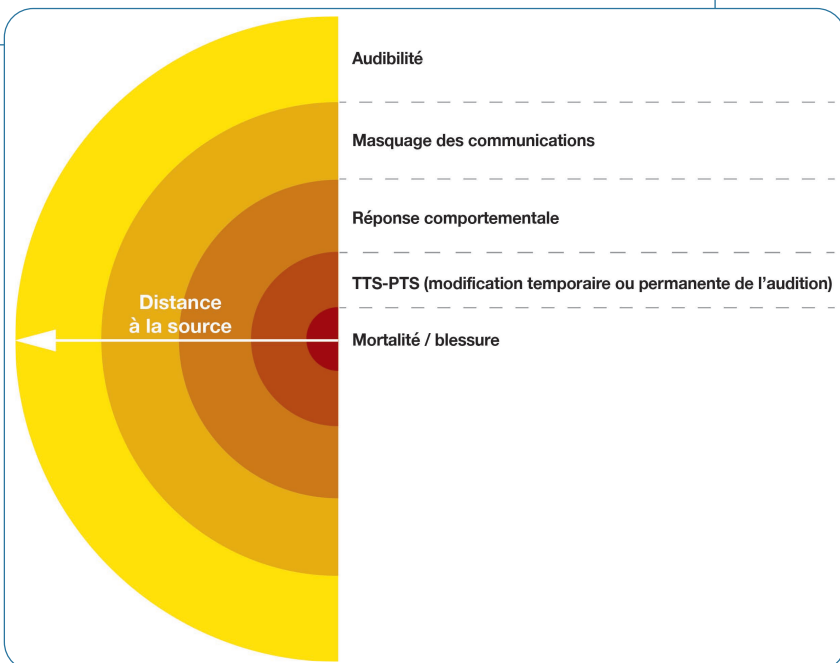
■ Zonation des effets

En fonction des caractéristiques du son émis (puissance acoustique, bande de fréquence), des caractéristiques du système de réception et de la position de l'animal par rapport à la source, les effets des sons sur les animaux marins varient de la simple gêne à des traumatismes pouvant provoquer une mort immédiate ou différée. Comme le niveau sonore reçu dépend de la distance par rapport à la source, certains effets ne sont observés qu'à

proximité de la source. D'après Kikuchi (2010) (voir figure 3.2), on peut définir différentes zones dans lesquelles des effets différents sont susceptibles d'être observés :

- la zone d'audibilité est l'aire à l'intérieur de laquelle une espèce est capable de détecter la présence de l'émission sonore ; c'est la zone d'influence la plus étendue et qui peut couvrir une aire assez importante ;
- la zone de masquage est la zone dans laquelle le bruit est suffisamment fort et/ou possède des caractéristiques qui le font interférer avec la détection d'autres signaux d'intérêt pour l'espèce ; en fonction de l'espèce considérée, cette zone peut correspondre à la zone d'audibilité (Kikuchi, 2010) ;
- la zone de réactivité est l'aire dans laquelle un changement de comportement est observé chez l'animal après réception de l'émission sonore ; ce changement de comportement peut survenir même à des niveaux sonores faibles, entraînant des réactions d'évitement, et peut couvrir une large aire océanique et par conséquent affecter des populations entières (Norro *et al.*, 2013 ; Nedwell *et al.*, 2012) ;
- la zone de traumatisme est l'aire dans laquelle le son est assez fort pour provoquer des lésions du système auditif ; ces lésions provoquent une modification temporaire ou permanente de l'audition, des blessures physiologiques pouvant conduire à une mort immédiate ou différée ; cette zone est généralement située dans le voisinage immédiat de la source.

Figure 3.2. Zones potentielles d'impact en fonction de la distance.



Adapté de Kikuchi (2010).

Il faut noter que toutes les zones ont leur importance écologique. La zone de traumatisme impacte directement et à court terme les individus et ses effets sont directement visibles. Les zones de masquage de la communication et de dérangements comportementaux ont des effets peu visibles à court terme mais peuvent entraîner des perturbations sur le long terme à l'échelle des populations (réduction du succès reproducteur, de l'efficacité de la chasse, augmentation des hormones de stress, développement de maladie). Ces effets cumulés sont souvent combinés à ceux d'autres pressions.

Définitions des seuils d'impact

ÉTANT DONNÉ LA GRANDE VARIABILITÉ DE RÉPONSES des organismes, il est difficile, à partir des observations et des études listées ci-dessus, de définir des seuils d'impacts généralisables au sein de chaque groupe. Malgré tout, certaines recommandations, concernant notamment les mammifères marins et les poissons, sont proposées, notamment pour les effets aigus (mortalité, PTS, TTS). Le plus souvent, ces seuils ont été définis par un panel d'experts.

I Seuils d'impact pour les mammifères marins

Dans le rapport de Parvin *et al.* (2007), les auteurs s'intéressent particulièrement aux sources les plus puissantes. Ils considèrent ainsi que des niveaux sonores (SPL crête) supérieurs à 260 dB re. 1 μ Pa entraînent des mortalités immédiates, ceux supérieurs à 240 dB re. 1 μ Pa des mortalités à court terme, et ceux supérieurs à 220 dB re. 1 μ Pa des blessures physiques et des dommages sur le système auditif chez les mammifères marins. En s'appuyant sur cette catégorisation, ils déterminent des périmètres dans lesquels on constate des mortalités et des lésions tissulaires et du système auditif pour différents types de sources (tableau 3.9).

Tableau 3.9. Niveaux sonores des différentes sources de bruit et leur rayon d'action induisant soit une mortalité directe, soit d'importantes lésions tissulaires ou du système auditif.

Source	Source level (dB re. 1 μ Pa @ 1 m)	Dose létale (m)	Dose blessures (m)
TNT	276-300	43-520	350-4 000
Sismique	258	7	53
Battage de pieux	252-260	4-65	81-530
Sonar militaire BF	230	–	250

Source : Parvin *et al.* (2007).

Southall *et al.* (2007) regroupent les sources sonores en trois catégories :

- les impulsions simples de forte intensité de type explosions sous-marines, battage de pieux ou sonar qui sont de courtes durées et localisées, mobiles (sonar) ou non (battage de pieux) ;
- les mêmes impulsions de fortes intensités mais qui se répètent plusieurs fois en moins de 24 heures (battage de pieux répété) ;
- les sons diffus, généralement d'intensités moins fortes mais émis sur de plus longues durées et impactant une large région, tel que le passage de navires.

Dans le cas des pertes d'audition temporaires, les auteurs définissent ainsi des seuils (SPL) au-delà desquels une TTS supérieure à 6 dB peut être observée, ainsi que des seuils pouvant induire une réponse comportementale (tableau 3.10).

Tableau 3.10. Critères de Southall *et al.* (2007) pour les mammifères marins exposés à différentes sources de bruits et induisant des pertes temporaires d'audition ou des réponses comportementales.

Groupe	Perte d'audition temporaire			Réactions comportementales		
	Impulsions simples	Impulsions multiples	Sons diffus	Impulsions simples	Impulsions multiples	Sons diffus
Cétacés basses fréquences	SPL : 230 SEL : 198	SPL : 230 SEL : 198	SPL : 230 SEL : 215	SPL : 224 SEL : 183	–	–
Cétacés moyennes fréquences	SPL : 230 SEL : 198	SPL : 230 SEL : 198	SPL : 230 SEL : 215	SPL : 224 SEL : 183	–	–
Cétacés hautes fréquences	SPL : 230 SEL : 198	SPL : 230 SEL : 198	SPL : 230 SEL : 215	SPL : 224 SEL : 183	–	–
Pinnipèdes	SPL : 218 SEL : 186	SPL : 218 SEL : 186	SPL : 218 SEL : 203	SPL : 212 SEL : 171	–	–

Niveaux sources : SPL en dB re. 1 μPa et niveaux d'exposition SEL en dB re. 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{ s}$. Étant donné la variabilité de réponses comportementales, les seuils pour les impulsions multiples et les sons diffus ne peuvent être fixés.

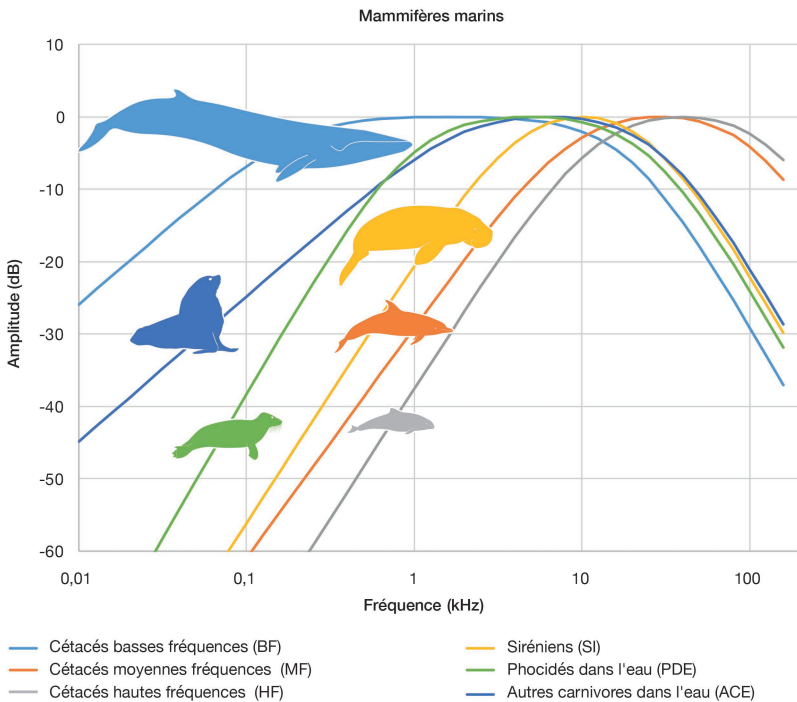
Un travail commandité par l'administration américaine (National Oceanic and Atmospheric Administration, NOAA), réalisé entre 2014 et 2016 puis mis à jour en 2018, actualise les fonctions de transferts auditives et les seuils proposés dans Southall *et al.* (2007). Les seuils de NMFS (2018) sont plus bas que ceux de Southall *et al.* (2007) (tableau 3.11), mais les fonctions de transfert (*M-Weighting Functions*) définies à partir de NMFS (2018) sont plus sélectives (figure 5.3). Ces fonctions permettent d'estimer le niveau sonore perçu par l'animal en prenant en compte les caractéristiques de leur appareil auditif.

Southall *et al.* (2019) ont effectué une mise à jour de la classification des mammifères marins en fonction de leurs capacités auditives à partir de travaux effectués par l'U.S. Navy (Finneran, 2016 ; NMFS, 2018) :

- le groupe des cétacés moyennes fréquences de Southall *et al.* (2007) et NMFS (2018) devient le groupe des cétacés hautes fréquences ;
- le groupe des cétacés hautes fréquences de Southall *et al.* (2007) et NMFS (2018) devient le groupe des cétacés ultra hautes fréquences ;
- trois groupes (siréniens, phocidés dans l'eau, autres carnivores dans l'eau) remplacent le groupe des pinnipèdes dans l'eau.

Le tableau 3.11 résume les seuils TTS et PTS pour les différentes catégories de mammifères marins exposés à un son continu ou impulsionnel issus des études de NMFS (2018) et Southall *et al.* (2019). Les niveaux d'exposition sonore cumulée sur 24 heures (SELcum) sont exprimés en dB re. $1 \mu\text{Pa}^2 \text{ s}$. Les niveaux de pression sonore (SPL) sont exprimés en dB re. $1 \mu\text{Pa}$.

Figure 3.3. Fonctions de transferts auditives (Auditory M-Weighting Functions) pour les cétacés basses fréquences (LF), les cétacés moyennes fréquences (MF), les cétacés hautes fréquences (HF), les siréniens (SI), les phocidés dans l'eau (PCW) et les autres carnivores dans l'eau (OCW).



Définies par Southall *et al.* (2007), Finneran *et al.* (2016) et NMFS (2018), redessiné par Sébastien Hervé.

Tableau 3.11. Critères pour les mammifères marins exposés à différentes sources de bruits et induisant des pertes d'audition temporaires ou définitives.

Groupe	Sons continus		Sons impulsionnels			
	Seuil TTS	Seuil PTS	Seuil TTS	Seuil PTS		
	SELcum dB re. 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{ s}$	SELcum dB re. 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{ s}$	SELcum dB re. 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{ s}$	SPL dB re. 1 μPa	SELcum dB re. 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{ s}$	SPL dB re. 1 μPa
Cétacés basses fréquences ^{(1), (2)}	179	199	168	213	183	219
Cétacés moyennes fréquences ⁽¹⁾	178	198	170	224	185	230
Cétacés hautes fréquences ⁽²⁾						
Cétacés hautes fréquences ⁽¹⁾	153	173	140	196	155	202
Cétacés ultra-hautes fréquences ⁽²⁾						
Siréniens ⁽²⁾	186	206	175	220	190	226
Phocidés dans l'eau ⁽²⁾	181	201	170	212	185	218
Autres carnivores marins dans l'eau ⁽²⁾	199	219	188	226	203	199

1. NMFS (2018) ; 2. Southall *et al.* (2019).

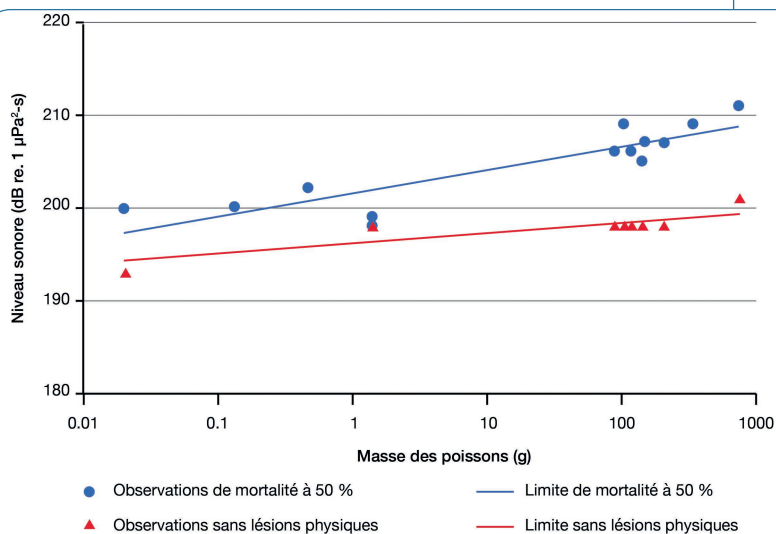
I Seuil d'impact pour les poissons

Pour les émissions sonores lors de battages de pieux, Hastings et Popper (2005) proposent des recommandations pour les deux grands groupes de poissons : les généralistes et les spécialistes. Ces recommandations tiennent compte de la masse des poissons et se rapportent à un niveau d'exposition sonore estimé résultant ou d'une mortalité à 50 % ou de lésions n'ayant pas causé la mort des poissons (tableau 3.12, figure 5.4).

Tableau 3.12. Recommandations pour les poissons dans le cas de sons émis par le battage de pieux.

Effets	Poissons généralistes	Poissons spécialistes
Mortalité immédiate	Sur la figure, 50 % de mortalité sont observés pour des niveaux équivalents et supérieurs à la ligne bleue.	
Lésions physiques	Sur la figure, 50 % de poissons montrent des lésions pour des niveaux équivalents et supérieurs à la ligne bleue.	
Dommages du système auditif (PTS)	L'exposition à une énergie acoustique cumulative de 6 000 J/m ² à une fréquence (ou des fréquences) dans la bande passante auditive la plus sensible.	Équivalent à 1 heure d'exposition continue à un son pur, 120 dB au-dessus du seuil auditif dans la bande passante la plus sensible.
Perte d'audition (TTS)	L'exposition à une énergie acoustique cumulative de 1 200 J/m ² à une fréquence (ou des fréquences) dans la bande passante auditive la plus sensible.	Équivalent à 1 heure d'exposition continue à un son pur, 100 dB au-dessus du seuil auditif dans la bande passante la plus sensible.
Effets comportementaux	Pas de données disponibles pour des comportements tels que la natation loin des zones d'alimentation ou de reproduction, et les modifications de migration.	

Figure 3.4. Niveaux sonores des seuils induisant une mortalité directe pour 50 % des poissons ou des lésions suivant le poids des poissons.



Redessiné d'après Hastings et Popper (2005).

Par la suite, les seuls critères utilisés pour déterminer l'apparition d'effets physiologiques sur les poissons ont été des critères provisoires élaborés par le Fisheries Hydroacoustic Working Group (Stadler et Woodbury, 2009 ; Woodbury et Stadler ; 2008). Ces critères sont établis pour deux catégories de poissons : les poissons de plus de 2 grammes (SELcum : 187 dB re. 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{ s}$) et les poissons de moins de 2 grammes (SELcum : 183 dB re. 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{ s}$). Bien que largement utilisés, ces critères ont été critiqués car des auteurs ont considéré qu'ils ne s'appuyaient pas suffisamment sur des données scientifiques (Hawkins et Popper, 2012).

Plus récemment, Popper *et al.* (2014) ont publié un ouvrage décrivant les niveaux sonores perçus par les poissons ainsi que leurs impacts. Ils proposent des seuils d'impact de plusieurs sources sonores anthropiques en fonction de leurs caractéristiques. L'étude donne pour chaque source sonore les niveaux de pression acoustique SPLmax ou SPLrms (dB re. 1 μPa) et les énergies cumulées (SELcum, dB re. 1 $\text{Pa}^2 \text{ s}$). Ils évoquent quatre catégories de poissons :

- les œufs et les larves ;
- les poissons généralistes sans vessie natatoire ;
- les généralistes ayant une vessie non connectée à l'oreille interne ;
- les spécialistes correspondant aux poissons ayant une vessie natatoire connectée à l'oreille interne.

Les seuils sont également donnés pour cinq types d'effets décrits : mortalité directe, effet sur le système auditif, réponses physiologiques (correspondant à une blessure non mortelle chez Popper *et al.*, 2014), réponses comportementales et masquage.

Tableau 3.13. Seuils impactant de plusieurs sources sonores anthropiques sur les trois groupes de poissons (SPLmax en dB re. 1 μ Pa ; SELcum en dB re. 1 Pa² s).

Source	Groupe de poissons	Mortalité	Effets sur le système auditif	Réponses physiologiques	Réponses comportementales	Masquage
TNT	Œufs et larves	> 13 mm s ⁻¹ (vitesse max)	N = fort I = faible F = faible	N = fort I = faible F = faible	N = fort I = faible F = faible	NA
	Poissons sans vessie natatoire	SPLmax = 229-234	N = fort I = modéré F = faible	N = fort I = faible F = faible	N = fort I = modéré F = faible	NA
	Poissons avec vessie non connectée	SPLmax = 229-234	N = fort I = modéré F = faible	N = fort I = fort F = faible	N = fort I = fort F = faible	NA
	Poissons avec vessie connectée	SPLmax = 229-234	N = fort I = fort F = faible	N = fort I = fort F = faible	N = fort I = fort F = faible	NA
Tirs sismiques	Œufs et larves	SELcum > 210 SPLmax > 207	N = modéré I = faible F = faible	N = modéré I = faible F = faible	N = modéré I = faible F = faible	N = faible I = faible F = faible
	Poissons sans vessie natatoire	SELcum > 219 SPLmax > 213	SELcum > 186	SELcum > 216 SPLmax > 213	N = fort I = modéré F = faible	N = faible I = faible F = faible
	Poissons avec vessie non connectée	SELcum > 210 SPLmax > 207	SELcum > 186	SELcum > 203 SPLmax > 207	N = fort I = modéré F = faible	N = faible I = faible F = faible
	Poissons avec vessie connectée	SELcum = 207 SPLmax > 207	SELcum = 186	SELcum = 203 SPLmax > 207	N = fort I = fort F = modéré	N = faible I = faible F = modéré
Battage de pieux	Œufs et larves	SELcum > 210 SPLmax > 207	N = modéré I = faible F = faible	N = modéré I = faible F = faible	N = modéré I = faible F = faible	N = modéré I = faible F = faible
	Poissons sans vessie natatoire	SELcum > 219 SPLmax > 213	SELcum > 186	SELcum > 216 SPLmax > 213	N = fort I = modéré F = faible	N = modéré I = faible F = faible
	Poissons avec vessie non connectée	SELcum > 210 SPLmax > 207	SELcum > 186	SELcum > 203 SPLmax > 207	N = fort I = modéré F = faible	N = modéré I = faible F = faible
	Poissons avec vessie connectée	SELcum > 207 SPLmax > 207	SELcum = 186	SELcum > 203 SPLmax > 207	N = fort I = fort F = modéré	N = fort I = fort F = modéré

Tableau 3.13. Suite

Source	Groupe de poissons	Mortalité	Effets sur le système auditif	Réponses physiologiques	Réponses comportementales	Masquage
Sonars basses fréquences	Œufs et larves	N = faible I = faible F = faible	N = modéré I = faible F = faible	N = faible I = faible F = faible	N = faible I = faible F = faible	N = faible I = faible F = faible
	Poissons sans vessie natatoire	N = faible I = faible F = faible	SPLrms > 193	N = faible I = faible F = faible	N = faible I = faible F = faible	N = faible I = faible F = faible
	Poissons avec vessie non connectée	SPLrms > 193	SPLrms > 193	SPLrms > 193	N = faible I = faible F = faible	N = faible I = faible F = faible
	Poissons avec vessie connectée	SPLrms > 193	SPLrms > 193	SPLrms > 193	SPLrms > 197	N = modéré I = faible F = faible
Sonars moyennes fréquences	Œufs et larves	NA	NA	NA	NA	NA
	Poissons sans vessie natatoire	N = faible I = faible F = faible	NA	N = faible I = faible F = faible	NA	NA
	Poissons avec vessie non connectée	SPLrms > 210	SPLrms > 210	SPLrms > 210	NA	NA
	Poissons avec vessie connectée	SPLrms > 210	SPLrms > 210	SPLrms > 210	SPLrms > 109	NA
Navigation et sons continus	Œufs et larves	N = faible I = faible F = faible	N = faible I = faible F = faible	N = faible I = faible F = faible	N = modéré I = modéré F = faible	N = fort I = modéré F = faible
	Poissons sans vessie natatoire	N = faible I = faible F = faible	N = faible I = faible F = faible	N = faible I = faible F = faible	N = modéré I = modéré F = faible	N = fort I = fort F = modéré
	Poissons avec vessie non connectée	N = faible I = faible F = faible	N = faible I = faible F = faible	N = faible I = faible F = faible	N = modéré I = modéré F = faible	N = fort I = fort F = modéré
	Poissons avec vessie connectée	SPLrms > 210	SPLrms = 158 pour 12 heures	SPLrms = 170 pour 48 heures	N = fort I = modéré F = faible	N = fort I = fort F = fort

En cas d'absence de données chiffrées, les effets sont décrits suivant trois distances à la source : 10 m (N pour *near*), 100 m (I pour *intermediate*) et 1 000 m (F pour *far*) avec trois qualificatifs : fort, modéré, faible, NA (en cas d'absence de donnée).

Source : Popper et al. (2014).

■ Seuil d'impact pour les oiseaux marins et les tortues

Aucune information n'existe sur les seuils d'impact extrêmes (mortalité, PTS, TTS) chez les oiseaux marins.

Pour les tortues, les travaux de Popper *et al.* (2014) ont permis d'établir des seuils de TTS et de PTS pour des sons impulsionnels (tableau 3.14). L'état des connaissances ne permet pas de renseigner de seuil pour les réactions comportementales.

Tableau 3.14. Seuils TTS et PTS pour les tortues exposées à un son impulsionnel de type battage de pieux.

Groupe	Son impulsionnel		
	Seuil TTS	Seuil PTS	
	SEL dB re. 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{ s}$	SEL dB re. 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{ s}$	SPL dB re. 1 μPa
Tortues	Non disponible	210	207

Source : Popper *et al.* (2014).

■ Seuils d'impact chez les invertébrés

Aucune information n'existe sur les seuils d'impact chez les invertébrés. Comme le souligne la revue de Robert et Elliot (2017), centrée sur les seuils de perception des vibrations par les invertébrés (crustacés et mollusques), il existe un cruel déficit de recherche sur les liens entre impacts anthropiques liés aux aménagements acoustiques et réponses biologiques.

4. Retours d'expériences sur les projets d'énergies marines renouvelables en Europe depuis 2000

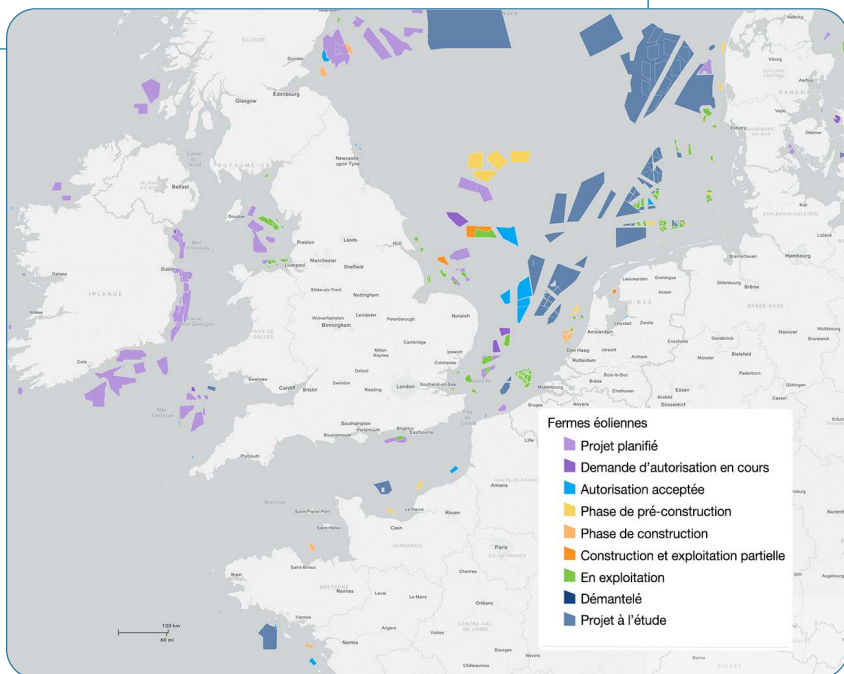
Introduction

DANS CE CHAPITRE, nous proposons, dans une première partie, une description des retours d'expériences de différents projets EMR mis en place essentiellement en Europe. Depuis les années 2000, de nombreuses études *in situ* visant à caractériser l'impact acoustique des projets éoliens offshore sur la faune environnante ont été menées, notamment sur les opérations de battage de pieux durant la phase de construction. Plus récemment, des suivis *in situ* ont permis d'étudier les impacts associés à la phase d'exploitation des parcs éoliens. Ces retours d'expériences sur les différentes phases se feront à partir d'études internationales menées sur des structures offshore posées et flottantes. Les impacts sont étudiés pour diverses espèces marines (marsouin, phoque, poissons et invertébrés). Dans une deuxième partie, nous présentons les approches et les méthodes proposées, puis testées depuis le début des années 2000, pour diminuer l'impact acoustique des phases d'exploitation. Ces méthodes peuvent être pertinentes pour réduire l'impact d'autres types de travaux (forage, dragage, enrochement, etc.).

L'Europe est le continent leader de l'éolien offshore en concentrant 75 % des parcs éoliens mondiaux. Les premiers parcs datent des années 1990 au Danemark. En 2019, plus de 5 000 éoliennes sont connectées, principalement dans la Manche et en mer du Nord (figure 4.1). Le Royaume-Uni est le premier producteur éolien offshore, avec 42 % de la puissance totale. L'Allemagne se hisse à la deuxième place du podium avec 31 %, suivie par les Pays-Bas à la troisième place avec 10 %. Viennent ensuite la Belgique et le Danemark, respectivement à la quatrième et à la cinquième place. De nombreuses études *in situ* visant à caractériser l'impact acoustique des projets éoliens offshore sur la faune environnante ont été menées en mer du Nord et en mer Baltique, où le secteur de l'éolien offshore est fortement développé. La plupart de ces recherches ont porté sur l'influence des opérations de battage de pieux car ils génèrent des sons impulsifs de forte intensité durant la phase de construction (Verfuss *et al.*, 2016). Plus récemment, des suivis *in situ* sur le long terme ont permis d'étudier les impacts associés à la phase

d'exploitation des parcs éoliens. Étant donné le développement récent de l'éolien flottant, aucun retour d'expérience sur les impacts acoustiques des parcs éoliens flottants basé sur des observations *in situ* d'espèces n'est disponible.

Figure 4.1. Carte des parcs éoliens offshore dans la Manche et en mer du Nord selon le stade d'avancement du projet.



Source : 4C Offshore.

Retours d'expériences des parcs éoliens offshore flottants

L'ÉOLIENNE FLOTTANTE doit permettre de produire de l'énergie plus loin des côtes, où l'eau est plus profonde et les vents plus forts et plus stables. Plusieurs fermes pilotes ou parcs sont en développement en Europe :

- le projet éolien flottant le plus ancien est le pilote d'éolienne flottante Windfloat Atlantic ; la technologie utilisée est issue de l'industrie du pétrole ou du gaz avec des flotteurs dits semi-submersibles ; trois éoliennes d'une capacité totale de 25 MW ont été installées au large d'Aguçadoura, au Portugal, et entièrement connectées le 27 juillet 2020 ; il est également envisagé d'utiliser cette technologie pour le projet de ferme de Leucate dans le golfe du Lion ;

- le projet Hywind a été lancé au large de l'Écosse par la société norvégienne Statoil ; en août 2017, cinq éoliennes flottantes d'une capacité totale de 30 MW utilisant des fondations de type SPAR ont été installées pour une mise en service en octobre 2017 ; Statoil prévoit désormais d'installer, à 140 km des côtes norvégiennes, le parc de Hywind Tampen composé de 11 éoliennes flottantes (assemblage des éoliennes prévu en 2022).

En France, deux projets sont en cours :

- l'éolienne flottante Floatgen (2 MW) est un projet pilote dont l'installation a eu lieu au large du Croisic sur le site d'expérimentation SEM-REV de l'École centrale de Nantes ; elle a été inaugurée le 13 octobre 2017 à Saint-Nazaire et est raccordée au réseau électrique depuis l'été 2018 ; la technologie fait ses preuves en production (nouveau record en 2020 avec 6,8 GWh) et en tenue de mer (hauteur de vagues maximales de près de 11 m en février 2020) ;
- deux fermes pilotes de 3 éoliennes sont envisagées : l'une située au large de l'île de Groix et la seconde au large de Port-Saint-Louis-du-Rhône.

Au vu des niveaux sonores mesurés pendant les tests de ces éoliennes flottantes, les auteurs de l'étude Statoil (2015) pensent qu'il n'y aura d'impacts physiologiques sur aucune espèce de mammifères marins ou de poissons pendant la phase d'exploitation. La zone de changement comportemental représente un rayon maximum de 450 m pour les mammifères marins et de 15 m pour les poissons.

S'il est possible de se référer aux études d'impacts du démantèlement d'un parc éolien offshore posé pour évaluer les impacts du démantèlement d'un parc éolien offshore flottant, ce n'est pas le cas pour la phase d'installation. En effet, l'installation d'un parc éolien offshore flottant ne nécessite pas de battage de pieux. Or ce sont les impacts du battage de pieux sur la faune marine qui sont les plus étudiés dans les retours d'expérience de l'éolien offshore posé. En revanche, les caractéristiques sonores des travaux d'installation d'un parc éolien offshore flottant (enrochement, ensouillage de câbles, ancrage) permettent de faire un parallèle avec l'impact du bruit généré par des navires sur un site éolien offshore posé. Les études de Sundberg et Söderman (2000) et de Teilman et Carstensen (2012) montrent une diminution de la fréquentation de mammifères marins (marsouins et phoques) qui peut être attribuée au bruit généré par le trafic maritime accru sur un site éolien. Les résultats de ces études sont détaillés ci-dessous.

Retours d'expériences des parcs éoliens offshore posés

I Mammifères marins

IL EXISTE UN LARGE ÉVENTAIL D'ÉTUDES sur les mammifères marins visant à quantifier les impacts du son sous-marin généré par les projets éoliens offshore posés (Royal HaskoningDHV, 2020). Les recherches se sont principalement concentrées sur les espèces les plus abondantes en mer du Nord et en mer Baltique : marsouins communs (*Phocoena phocoena*), phoques gris (*Halichoerus grypus*) et phoques communs (*Phoca vitulina*)

(Royal HaskoningDHV, 2020). Le tableau 4.1 (présenté en fin de chapitre) résume ces retours d'expériences pour les mammifères marins.

I Marsouin commun

Les effets réels de l'implantation et de l'exploitation de parcs éoliens offshore sur les marsouins communs ont pu être identifiés par des études *in situ* mettant en œuvre des suivis acoustiques passifs et visuels (observations aériennes et à partir de navires) lors de différents projets.

Phase de construction

Une diminution de l'activité acoustique et des observations de marsouins est observée durant les phases de construction des parcs éoliens offshore, traduisant un déplacement temporaire des individus. Ces comportements d'évitement sont clairement associés à des activités générant des sons de forte intensité telles que le battage de pieux et l'enfoncement de palplanches par vibration. Lors de ces activités, les marsouins quittent les abords immédiats des parcs éoliens. Braasch *et al.* (2013) ont enregistré une diminution des détections acoustiques de 100 % jusqu'à une distance de 5 km du site BARD Offshore I lors des opérations de battage de pieux. Cette réponse diminue progressivement jusqu'à des distances variant de 12 à 25 km selon les sites. Les niveaux sonores reçus engendrant une perturbation significative (déclin de l'activité acoustique) des marsouins sont de 140-145 dB re. 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{ s}$ (SEL_{50} calculé pour un coup) (Nehls *et al.*, 2016 ; Brandt *et al.*, 2016 ; Graham *et al.*, 2019). La durée de l'effet induit après les opérations de battage des pieux varie de 10 à 72 heures en champ proche (jusqu'à 2 km), puis diminue progressivement avec la distance. Sur certains sites, des réactions d'évitement sont également observées avant les opérations de battage de pieux jusqu'à des distances pouvant atteindre 10 km (avec et sans mitigation). L'explication la plus probable est une augmentation des activités liées à la construction, telle qu'une augmentation du trafic maritime combinée à une meilleure transmission du son lorsque les conditions météorologiques sont calmes, qui sont les moments où les activités de battage ont lieu. D'importantes différences dans l'étendue et l'importance de l'effet occasionné par la phase de construction sur les marsouins communs sont ainsi observées selon les sites éoliens offshore. Différents facteurs sont susceptibles d'être impliqués :

- les activités réalisées et les niveaux sonores associés : une forte corrélation positive a été démontrée entre le degré de perturbation des marsouins et les niveaux sonores générés par les activités de battage de pieux (Nehls *et al.*, 2016 ; Brandt *et al.*, 2018) ; Dähne *et al.* (2013) ont également montré une influence significative de la durée de battage de pieux sur la réponse des marsouins ; sur le site d'Alpha Ventus en Allemagne, l'intervalle de temps entre deux rencontres (détections acoustiques) après battage augmente avec la durée de ces opérations ; sur le site de Beatrice (Écosse), Graham *et al.*

(2019) ont observé que la réponse d'évitement à court terme pendant et après chaque événement de battage de pieux diminue à mesure que le nombre de fondations achevées augmente ; ils ont estimé qu'il y a une probabilité supérieure ou égale à 50 % que les marsouins répondent à du battage de pieux avec un SEL de 144,3 dB re. 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ lors de la construction de la première fondation, augmentant à 150,0 dB re. 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ à la 47^e et à 160,4 dB re. 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ pour la dernière ;

- l'application de mesures de mitigation : les mesures de mitigation mises en place lors des opérations de battage influencent la réponse des marsouins ; les rideaux de bulles se sont révélés efficaces pour réduire l'impact des activités de battage (Nehls *et al.*, 2016 ; Dähne *et al.*, 2017) ; de fortes réactions des marsouins aux effaroucheurs de phoques font craindre qu'ils ne surpassent les réactions liées au bruit de l'enfoncement des pieux, lors de l'utilisation de rideaux de bulles, et appellent à une réévaluation des spécifications des sons générés par ces instruments (Dähne *et al.*, 2017 ; Graham *et al.*, 2019) ;

- l'utilisation et les caractéristiques de l'habitat : la réponse des marsouins communs aux perturbations dépend également de l'utilisation et des caractéristiques de l'habitat ; des différences de qualité de l'habitat induisent probablement des différences en termes de motivation de la part de marsouins pour quitter la zone affectée par le bruit (Brandt *et al.*, 2018 ; Rose *et al.*, 2019) ; le bruit ambiant peut également avoir un effet sur le comportement des individus ; un bruit ambiant élevé (trafic maritime intense, conditions environnementales) peut diminuer le rapport signal sur bruit du bruit de battage et potentiellement influencer les réactions comportementales des marsouins (Tougaard et Carstensen, 2011 ; Dragon *et al.*, 2016) ; Tougaard et Carstensen (2011) suggèrent également que certaines populations pourraient être accoutumées aux bruits anthropiques suite à la réalisation antérieure de projets similaires ;

- la propagation du son dans le milieu (caractéristiques du milieu de propagation, conditions environnementales) : les caractéristiques physiques du milieu (bathymétrie, type de fond) influent sur la propagation du son et donc sur les niveaux sonores perçus par les individus ; les conditions environnementales peuvent également agir sur la propagation du son ; Dragon *et al.* (2016) suggèrent notamment que l'augmentation de la vitesse du vent induit une atténuation du bruit de battage du fait de l'inclusion de bulles d'air dans la couche d'eau de surface, réduisant ainsi les rayons de perturbation pour les marsouins.

Malgré ces variations inter-sites, la quasi-totalité des études rapportent un impact à court terme, avec un déplacement temporaire des individus proches du parc dès ou avant le début des travaux, puis un retour à la normale (activité acoustique, abondance) intervenant jusqu'à 3 jours après les opérations (pas d'effet long terme). À notre connaissance, seules deux études présentent des observations différentes :

- à Sprogø (Tougaard et Carstensen, 2011), le suivi des marsouins réalisé avant, pendant et après la construction du parc n'a révélé aucune diminution significative de l'activité acoustique dans la zone du parc éolien pendant les phases de construction et d'exploitation ; cela contraste avec les études réalisées dans les autres parcs éoliens, où un déplacement temporaire a lieu pendant la construction ; les auteurs proposent les hypothèses suivantes :

- la petite taille du parc éolien (7 éoliennes) par rapport aux parcs éoliens beaucoup plus grands étudiés précédemment (72 éoliennes ou plus) ;
- absence d'activités particulièrement bruyantes pendant la construction (fondations gravitaires) ; aucun enfoncement de palplanches ou battage de pieux n'a été réalisé à Sprogø ;
- des niveaux élevés de trafic maritime et d'activité de pêche (chalutage de fond) dans la zone induisent un niveau général de perturbation et de bruit ambiant élevé dans la zone qui masque le bruit des turbines ;
- antécédents d'un important chantier de construction dans la région (The Great Belt Connection) : possible accoutumance des populations locales ;
- l'activité d'écholocation a considérablement diminué à l'intérieur du parc éolien offshore de Nysted (Teilmann et Carstensen, 2012) après la phase de construction (2002-2003) et n'avait pas complètement repris son niveau précédent en 2012 (augmentation progressive de 11 % à 29 % par rapport à l'état initial réalisé en 2001) ; cette étude est la seule rapportant un effet sur le long terme lié à la construction d'un parc éolien offshore.

Phase d'exploitation

Des suivis sur le long terme s'étendant jusqu'à plusieurs années après la phase de construction ont permis d'évaluer les effets des parcs éoliens offshore lors de la phase d'exploitation. À notre connaissance, aucun effet significatif n'a été détecté à ce jour. Les principaux résultats des études sur lesquelles se base cette analyse sont présentés ci-dessous.

Belgique

En Belgique, des relevés aériens réalisés avant et lors de la construction d'un parc éolien (construction sur *jacket*) sur le site de C-Power (Thorntonbank) ont montré une réaction d'évitement lors des opérations de battage de pieux avec une distance de déplacement d'environ 20 km (absence d'observation dans un rayon de 21 km) (Haelters *et al.*, 2015).

Pendant le battage de pieux sur le site de Nobelwind (Bligh Bank), les détections de marsouins ont diminué dans un rayon de 20 km. À de plus grandes distances (20 à 55 km), le taux de détections est resté constant ou a légèrement augmenté, suggérant un déplacement des marsouins du parc vers l'extérieur. Les niveaux sonores générés par le battage de pieux à la distance la plus éloignée où des réductions des détections de marsouins ont été observées étaient de ~159 dB re. 1 μ Pa (SPLp) (Rumes *et al.*, 2017).

Allemagne

Sur le site d'Alpha Ventus en Allemagne, des suivis acoustiques et aériens (Dähne *et al.*, 2013 ; Gilles *et al.*, 2013) ont montré des distances maximales de déplacement d'environ 25 km (atténuation progressive de la réaction d'évitement avec la distance) pendant le battage de pieux, ainsi qu'une influence significative de la durée de ces opérations sur l'activité acoustique. L'intervalle de temps entre deux rencontres acoustiques après battage augmente avec la durée de ces opérations. Dähne *et al.* (2013) suggèrent que le

gradient d'évitement observé peut s'expliquer par des déplacements incomplets lors d'événements de battage de pieux plus courts. Aucun effet n'est observé durant la phase d'exploitation (Gilles *et al.*, 2013).

Lors du battage des pieux sur le site BARD Offshore I, les marsouins ont quitté les abords immédiats du parc éolien (détections acoustiques réduites de 100 % jusqu'à une distance de 5 km). Un effet faible mais néanmoins significatif était détectable jusqu'à une distance d'au moins 18 km. Après le battage des pieux, l'activité acoustique est restée en dessous des niveaux normaux pendant en moyenne 10 à 25 heures (Braasch *et al.*, 2013).

Par ailleurs, l'étude de Nehls *et al.* (2016) sur le site Borkum West II met en évidence une forte corrélation positive entre le degré de perturbation des marsouins et les niveaux sonores générés par le battage de pieux. Les niveaux sonores reçus engendrant une perturbation significative des marsouins étaient situés entre 140 et 145 dB re. 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (SEL_{50} calculé pour un coup). Les taux de détection de marsouins les plus faibles ont été trouvés pour des niveaux sonores supérieurs à 160 dB re. 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (SEL_{50}), équivalant à une expulsion presque totale des animaux. L'utilisation de rideaux de bulles lors du battage de pieux a induit une réduction de la perturbation des marsouins communs. Compte tenu de la propagation du son, un rayon théorique de perturbation d'environ 15 km a été obtenu pour les activités de battage de pieux réalisées sans mesure de mitigation. Ce rayon de perturbation est réduit à 5 km environ avec une atténuation du bruit de 11 dB (SEL_{50}).

L'étude de Dähne *et al.* (2017) sur le site de Dantysk met en évidence le fait qu'avec la mise en place de mesures de mitigations (effaroucheur de phoques et rideaux de bulles), l'occurrence des marsouins (quantifiée par les signaux d'écholocation) pendant les opérations de battage de pieux s'est limitée à un rayon de 12 km. Les auteurs suggèrent que les rideaux de bulles ont réduit efficacement l'impact des activités de battage. Ils soulignent également que la forte réaction des marsouins face à l'effaroucheur de phoques laisse craindre le fait que son effet ne surpasse les réactions face au bruit de battage des pieux lorsque des rideaux de bulles sont utilisés et appelle à une réévaluation des spécifications des sons générés par ces instruments.

De plus, l'étude de Dragon *et al.* (2016) sur les sites de Borkum (BWII) et Global Tech I (GTI) montre que les rayons d'évitement dépendent fortement de la vitesse du vent dominant pendant la construction. Sans vent, le rayon de perturbation était d'environ 17 km. À une vitesse du vent de ~ 2 m/s, il était de ~ 16 km, et à une vitesse du vent de ~ 8 m/s, il s'étendait sur ~ 5 km. Deux hypothèses sont proposées par les auteurs. Avec l'augmentation de la vitesse du vent, la présence de plus de bulles d'air dans la couche d'eau supérieure pourrait permettre une plus grande atténuation du bruit de battage, réduisant ainsi les rayons de perturbation pour les marsouins. L'autre hypothèse serait que l'augmentation de la vitesse du vent pourrait faire augmenter le bruit haute fréquence en raison du mouvement des sédiments dans l'eau, ce qui pourrait diminuer le rapport signal sur bruit du bruit de battage, entraînant une diminution des réactions comportementales des marsouins. Ces résultats indiquent que la vitesse du vent et le bruit ambiant

sont des facteurs importants à prendre en compte lors de l'évaluation des effets perturbateurs des bruits anthropiques sur les mammifères marins.

Les études de Brandt *et al.* (2016, 2018) et de Rose *et al.* (2019) procèdent à des analyses conjointes des données de suivis sur le long terme récoltées sur les sites de plusieurs parcs éoliens offshore implantés au large du littoral allemand.

Brandt *et al.* (2016, 2018) ont ainsi étudié les impacts liés à la construction et à l'exploitation de 7 parcs (Gescha 1). Ils ont observé des impacts clairs sur le court terme (1-2 jours), mais pas d'effet sur le long terme. Une diminution de l'activité acoustique a été observée avant les opérations de battage de pieux jusqu'à une distance de 10 km (avec et sans mitigation). L'explication la plus probable avancée par les auteurs est une augmentation des activités liées à la construction, telle qu'une augmentation du trafic maritime, combinée à une meilleure transmission du son quand les conditions météorologiques sont calmes, qui sont les moments où les activités de battage ont lieu. Lors des opérations de battage de pieux, un déclin net des détections de marsouins est observé en fonction du niveau de bruit généré à la source et de la distance (comparé à 24 heures et 48 heures avant le battage). Un déclin de l'activité acoustique est constaté à partir d'un niveau de bruit de 143 dB re. 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (SEL_{90}). Les détections de marsouins diminuent de 90 % au-dessus de 170 dB re. 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ et de 25 % entre 145 et 150 dB re. 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$. Les rayons de réaction observés (distance avec 20 % de déclin de l'activité acoustique de 17 km sur l'ensemble du jeu de données) varient selon l'application de mesure de mitigation (14 km en appliquant les mesures et 20 à 34 km sans). La durée de l'effet après le battage de pieux varie de 20 à 31 heures en champ proche (jusqu'à 2 km), puis diminue avec la distance (à la distance maximale où un effet est détecté, les réactions d'évitement observées s'arrêtent en même temps que le battage). D'importantes différences dans l'étendue et l'importance de l'effet occasionné sont observées entre les sites. À titre d'exemple, les taux de détection lors du battage de pieux dans la zone 0-5 km diminuent de 51 % sur le site de Dantysk contre 83 % pour BARD. Le rayon dans lequel on relève un effet est de 5 km pour Dantysk contre 30 km pour Global Tech I. Bien que les raisons exactes de ces variations ne soient pas connues, Brandt *et al.* (2018) suggèrent qu'elles sont induites par les différences de niveaux sonores émis. Elles peuvent également être liées à des différences en termes de qualité de l'habitat et de motivation des marsouins à quitter la zone affectée par le bruit. Malgré les nombreuses opérations de construction menées sur la période d'étude, aucune indication de déclin des populations (détection acoustique, densité) n'a été observée sur l'intégralité du suivi (tendance positive en termes de détections acoustiques de 2010 à 2013 dans certaines aires d'études).

Rose *et al.* (2019) ont, quant à eux, analysé l'impact de la construction de 11 parcs éoliens offshore (Gescha 2), dans les eaux allemandes et néerlandaises adjacentes au cours de la période 2014-2016, sur les marsouins communs. Une amélioration significative des systèmes d'atténuation du bruit a été remarquée avec des niveaux sonores atténués de 9 dB en moyenne par rapport à Gescha 1. Cependant, les distances et les durées de déplacement des marsouins en réponse au bruit de battage n'ont pas été réduites. En prenant

en compte l'ensemble des données de Gescha 2 pendant le battage de pieux, le rayon de réaction des marsouins était de 17 km, et s'étendait à courte distance de 28 heures avant jusqu'à 48 heures après l'arrêt du battage des pieux. Les auteurs proposent trois explications principales à cela :

- une distance de fuite stéréotypée : aucune corrélation entre le niveau de bruit et la distance de déplacement n'est détectée en dessous des niveaux de bruit de 165 dB re. 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (SEL_{05}) @ 750 m ; en dessous de cette valeur, le rayon d'effet ne semblait pas être davantage réduit ; cela pourrait s'expliquer par le fait que les animaux maintiennent une certaine distance de fuite minimale indépendamment du niveau de bruit s'il est inférieur à cette valeur ; ainsi, les animaux peuvent réagir de manière stéréotypée dès que le bruit de battage dépasse un certain niveau seuil inconnu, individuellement différent, qui doit être appréhendé en prenant en compte une condition animale différente selon la saison et le site ;
- d'autres bruits liés à la construction : une réduction des taux de détection avant la dissuasion et le battage de pieux a été démontrée pour tous les parcs éoliens étudiés lors des deux études Gescha ; il est probable que cette réaction soit induite par des activités pré-opération de battage (cette réaction reste néanmoins nettement plus faible que celle induite par le battage) ;
- les caractéristiques de l'habitat : la réponse des marsouins communs aux perturbations dépend aussi probablement de l'utilisation et des caractéristiques de l'habitat.

Danemark

Des suivis des marsouins ont été réalisés avant, pendant et après la construction de Horns Rev. Sur le site de Horns Rev I (Tougaard *et al.*, 2003, 2006a, 2009a, 2009b), un faible effet général négatif a été observé durant la période de construction et de semi-exploitation (travaux de maintenance intensifs), avec des effets plus spécifiques liés aux activités de battage de pieux. L'activité acoustique des marsouins et leur abondance ont considérablement diminué sur l'ensemble du parc d'Horns Rev (jusqu'à 25 km) au début des opérations de battage et sont revenues à des niveaux plus élevés quelques heures après la fin de chaque opération (6 à 8 heures). Étonnamment, cette réponse n'a pas été graduelle en fonction de la distance. Une diminution de la nage non directionnelle, un comportement supposé être en corrélation avec l'activité alimentaire, est également observée durant ces activités. Aucun effet n'a été observé durant la phase d'exploitation. Sur le site de Horns Rev II (Brandt *et al.*, 2009, 2011), un impact clair des activités de battage de pieux sur l'activité acoustique des marsouins a été observé pendant la construction du parc éolien. Dans la zone jouxtant le chantier, elle a été réduite de 100 % durant 1 heure après le battage des pieux et est restée en dessous des niveaux normaux pour un temps moyen de 16,6 heures (et un temps maximal de 72 heures) après les opérations de battage. Cette période diminuait progressivement avec l'augmentation de la distance. Un effet négatif était détectable jusqu'à une distance moyenne de 17,8 km. L'effet observé suite au battage de pieux est beaucoup plus long, mais sur une échelle spatiale beaucoup plus petite que lors de la construction de Horns Rev I (8 heures, 25 km) (Tougaard

et al., 2006a). Un gradient d'influence a été observé en fonction de la distance. L'effet a presque disparu à une distance d'environ 10 km.

Sur le site de Nysted (Rødsand I) (Carstensen *et al.*, 2006 ; Teilmann et Carstensen, 2012), les intervalles de temps moyens entre deux rencontres consécutives d'activité d'écholocation sont passés de 6 heures pendant la période de référence à 3 jours dans la zone du parc éolien pendant la construction (période incluant le montage des éoliennes sur des fondations gravitaires, le tranchage, la pose et le recouvrement du réseau électrique de raccordement). Cette augmentation était 6 fois plus importante que les changements observés dans la zone de référence (située à 10 km). Une activité de construction spécifique, impliquant l'enfoncement par vibration de palplanches en acier dans le sol, a été associée à une augmentation significative supplémentaire de ces intervalles de temps, passant de 4 à 41 heures, à la fois dans les zones de construction et de référence. L'activité d'écholocation a considérablement diminué à l'intérieur du parc éolien offshore de Nysted après la phase de construction (2002-2003) et n'a pas encore complètement récupéré en 2012 (augmentation progressive de 11 % à 29 % par rapport à l'état initial évalué en 2001-2002).

Le rapport de Teilmann *et al.* (2012) étudie les effets potentiels de la phase d'exploitation du parc Rødsand 2, ainsi que l'effet cumulatif des parcs Rødsand 2 et Nysted (espacés d'environ 3 km) sur les marsouins. Sur l'ensemble de la zone d'étude (parc et zone de référence), aucun changement global de l'activité d'écholocation n'a été noté entre l'état initial et la phase d'exploitation de Rødsand 2.

Le parc de Sprogø est constitué de 7 turbines montées sur des fondations gravitaires. Le suivi des marsouins réalisé avant, pendant et après sa construction (Tougaard et Carstensen, 2011) n'a révélé aucune augmentation ou diminution significative de l'activité acoustique dans la zone du parc éolien pendant les phases de construction et d'exploitation. Cela contraste avec les études réalisées dans d'autres parcs éoliens, où un déplacement temporaire intervient pendant la construction. Les auteurs mentionnent plusieurs facteurs qui pourraient expliquer cela :

- la petite taille du parc éolien (7 éoliennes) par rapport aux parcs éoliens beaucoup plus grands étudiés précédemment (72 éoliennes ou plus) ;
- l'absence d'activités particulièrement bruyantes pendant la construction ; aucun enfoncement de palplanches ou battage de pieux n'a été réalisé à Sprogø ;
- des niveaux élevés de trafic maritime et d'activité de pêche (chalutage de fond) induisent un niveau général de perturbation et de bruit ambiant élevé dans la zone, masquant le bruit des turbines ;
- les antécédents d'un important chantier de construction dans la région (The Great Belt Connection) ont peut-être induit une accoutumance des populations locales.

Écosse

En Écosse, l'étude de Graham *et al.* (2019) sur le site de Beatrice a montré une réponse d'évitement à court terme pendant et après chaque événement de battage de pieux, qui diminuait à mesure que le nombre de fondations achevées augmentait. Ils ont enregistré

une probabilité de réponse de 50 % dans un rayon de 7,4 km pour la première fondation, diminuant à 1,3 km pour la dernière. En considérant les niveaux sonores émis, Graham *et al.* (2019) ont estimé qu'il y avait une probabilité supérieure ou égale à 50 % que les marsouins répondent à du battage de pieux avec un SEL de 144,3 dB re. 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ à la première fondation, augmentant à 150,0 dB re. 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ à la 47^e et à 160,4 dB re. 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ pour la dernière. Bien que l'activité acoustique ait fluctué au cours de l'année, il n'y avait aucune preuve attestant que l'abondance en marsouin suivait une tendance négative du fait des travaux réalisés.

Par ailleurs, des relevés visuels menés à partir de navires sur 10 ans avant, pendant et après la construction du parc Robin Rigg (Canning *et al.*, 2013 ; Vallejo *et al.*, 2017) ont permis d'observer une réduction significative de l'abondance relative des marsouins communs à la fois à l'intérieur et autour du parc pendant la phase de construction (aucun marsouin observé dans l'aire occupée par le parc éolien de Robin Rigg pendant la phase de construction), mais aucun effet significatif n'a été détecté lors de la phase d'exploitation.

Pays-Bas

Aux Pays-Bas, la phase d'exploitation sur le site de Prinses Amalia n'a eu aucun effet significatif (basé sur l'activité acoustique) sur la présence de marsouins communs dans et en dehors du parc éolien (van Polanen Petel *et al.*, 2012).

Sur le site d'Egmond aan Zee (Scheidat *et al.*, 2011, 2012), des suivis visuels et acoustiques effectués avant et après la construction ont mis en évidence une augmentation significative de la fréquentation de marsouins à l'intérieur du parc éolien lors de la phase d'exploitation par rapport aux zones de référence. Deux hypothèses sont envisagées : une disponibilité alimentaire accrue à l'intérieur du parc éolien (effet récif) et/ou une diminution du trafic maritime (effet abri).

Phoques

La réponse des phoques aux activités associées aux projets éoliens a pu être étudiée grâce à des observations visuelles et des suivis télémétriques.

Phase de construction

L'étude du comportement des phoques durant la phase de construction n'a révélé aucun effet à long terme. Cependant, sur le court terme, une diminution significative du nombre de phoques présents à proximité des parcs (abondance en mer et à terre) a été observée lors des opérations de battage de pieux. Cette réaction d'évitement a été observée jusqu'à 25 km dans la région de The Wash (Royaume-Uni) et est probablement engendrée par le bruit généré par les opérations de battage de pieux, ainsi que par les mesures d'atténuation associées (effaroucheur de phoque). Russell *et al.* (2016) estiment que ces comportements peuvent être observés à partir de niveaux reçus compris entre 166 et 178 dB re. 1 μPa (SPLpp).

Phase d'exploitation

Les études montrent une absence d'effets significatifs des parcs éoliens sur le comportement des phoques (abondance en mer et à terre, mouvements et comportement en mer) lors du fonctionnement des éoliennes. Sur le site de Rødsand 2, McConnell *et al.* (2012) ont montré que les animaux étaient probablement attirés par les parcs, mais l'effet était faible. Les principaux résultats des études sur lesquelles se base cette analyse sont présentés ci-dessous.

Angleterre

Sur le site de Lincs en Angleterre (Hastie *et al.*, 2016), la distance la plus proche de chaque phoque lors du battage de pieux variait de 4,7 à 40,5 km (5 phoques se sont déplacés à moins de 10 km du battage de pieux). Les valeurs maximales estimées de SEL (calculé pour un coup) correspondantes variaient de 146,1 à 166,5 dB re. 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ (SPLpp = 171 – 184,7 dB re. 1 μPa).

Sur le site de Scroby Sands (Skeate *et al.*, 2012), des dénombrements par relevés aériens ont été effectués pendant les mois d'été avant, pendant et après les phases de construction sur un reposoir mixte de *Phoca vitulina* et de *Halichoerus grypus* (phoque veau-marin et gris, respectivement) situé à moins de 2 km du parc éolien. Le nombre de phoques gris a augmenté d'année en année tout au long de la construction et des premières périodes d'exploitation. Cependant, les données ont également permis de relever une baisse du nombre de phoques communs durant la construction et les chiffres sont restés inférieurs à ceux enregistrés précédemment au cours des deux années suivantes. Cela dit, l'utilisation des reposoirs par les phoques communs a également évolué sur d'autres sites du Wash au cours de la même période. Ainsi, les changements enregistrés à Scroby Sands peuvent probablement être expliqués par une dynamique régionale plus large plutôt que par les activités du parc éolien.

Par ailleurs, l'étude de Russell *et al.* (2016) menée sur différents sites en Angleterre cherche à démontrer des potentiels comportements d'évitement pendant la phase d'exploitation, la phase de construction dans son intégralité ou durant l'activité de battage de pieux de quatre parcs éoliens dans la région du Wash. Les relevés télémétriques n'indiquent aucun déplacement significatif pendant la période de construction dans son ensemble. Cependant, pendant le battage de pieux, l'abondance de phoques a été considérablement réduite jusqu'à 25 km des parcs éoliens. À moins de 25 km, il y a eu une baisse de la fréquentation de 19 à 83 % par rapport aux périodes sans battage (dans les 2 heures suivant l'arrêt du battage des pieux, les phoques ont été distribués selon le scénario sans battage). Cela équivalait à un déplacement important à partir de niveaux reçus compris entre 166 et 178 dB re. 1 μPa (SPLpp). Une augmentation presque significative de la fréquentation des phoques a été observée dans l'un des parcs éoliens opérationnels. Cependant, le parc éolien se trouvait à proximité d'une vaste zone avec une fréquentation accrue et il est donc peu probable que la présence du parc éolien en soit la cause.

Danemark

Bien que ces données soient insuffisantes pour déterminer la manière dont la construction du parc éolien a affecté les phoques, le suivi télémétrique et les observations visuelles (menés dans le cadre du programme de surveillance des marsouins communs) révèlent la présence de phoques à l'intérieur de la zone du parc éolien de Horns Rev I au Danemark avec une abondance proche des eaux environnantes durant la phase d'exploitation (Tougaard *et al.*, 2006b). Lors de la période de construction, très peu de phoques ont été observés à l'intérieur et aux abords immédiats du parc éolien, probablement en raison du bruit généré par les opérations de battage de pieux et les mesures d'atténuation associées. De la pré-construction à la construction et tout au long de la première année d'exploitation du parc de Nysted, le nombre de phoques communs dans les sanctuaires de Rødsand et de Vitten-Skrollen à proximité du parc éolien de Nysted a augmenté au même rythme que le nombre de phoques sur les reposoirs voisins (Edrén *et al.*, 2010). La construction et l'exploitation du parc éolien n'ont eu aucun effet à long terme sur le comportement d'échouage. Cependant, une diminution significative à court terme du nombre de phoques présents sur la terre ferme a été observée lors de la phase de battage de pieux.

Sur le site de Rødsand 2, McConnell *et al.* (2012) ont observé le comportement des phoques vivant sur les mêmes reposoirs (Rødsand et Vitten-Skrollen). Ces sites sont situés à proximité (< 5 km) de deux grands parcs éoliens construits sur des fondations gravitaires : Nysted et Rødsand 2 (construit en 2009-2010). L'analyse du suivi télémétrique de dix phoques (5 phoques gris et 5 phoques veaux-marins) ne montre pas d'effet significatif des parcs éoliens sur le comportement des animaux lors du fonctionnement des éoliennes. Les animaux étaient probablement attirés par les parcs mais l'effet était faible.

I Poissons

Le tableau 4.2 (présenté en fin de chapitre) résume les retours d'expériences sur les impacts de l'éolien offshore sur les poissons.

Phase de construction

De nombreuses expérimentations en bassin ont relevé que le bruit généré par les activités liées à la construction de parcs éoliens offshore avait des effets négatifs sur des espèces de poisson. Des seuils d'impacts sonores théoriques ont été définis pour différentes catégories de poissons. En prenant en compte les niveaux sonores émis, la propagation du son et les capacités auditives des poissons, ces seuils permettent de simuler l'influence des parcs éoliens. Cependant, les études sur les effets réels du battage de pieux (études *in situ*) sur les espèces de poissons sont peu nombreuses, principalement en raison des défis logistiques que cela implique (Bruitjes *et al.*, 2016).

Abbott *et al.* (2005) ont étudié l'effet du battage de pieux sur le saumon quinnat (*Oncorhynchus tshawytscha*), l'anchois de Californie (*Engraulis mordax*) et la « shiner perch » (*Cymatogaster aggregata*), trois espèces de poissons avec différents types de morphologie de vessie natatoire et de relations anatomiques entre la vessie natatoire et

l'oreille interne. Les poissons ont été exposés dans des cages pendant des durées de 3 à 4 minutes (> 200 coups) à 10 m de sons d'opérations de battage de pieux enregistrés lors de la construction d'un quai dans le port d'Oakland en Californie (SPLp de 192 dB re. 1 μ Pa, soit un SELcum de 166 dB re. 1 μ Pa²s sur la période d'exposition). Aucune différence significative dans le comportement, le taux de mortalité à court terme ou les dommages des tissus n'a été observée entre les témoins et les poissons exposés.

Bruintjes *et al.* (2016) ont quant à eux étudié l'impact du battage de pieux sur la consommation en oxygène (réponse de stress) de la dorade grise (*Spondyliosoma cantharus*) et de la plie (*Pleuronectes platessa*) à l'aide d'une installation expérimentale de battage de pieux sur un quai en construction à Blyth au Royaume-Uni. Les individus ont été exposés pendant 30 minutes au battage de pieux, soit un niveau d'exposition sonore cumulé (SELcum) de 184,41 dB re. 1 μ Pa²s à 10 m de l'installation. Pendant le battage des pieux, les daurades noires ont présenté une augmentation de leur consommation en oxygène, ce qui suggère des niveaux de stress plus élevés. La plie n'a pas montré de réaction particulière. Ces résultats mettent en évidence des différences interspécifiques concernant les impacts acoustiques potentiellement engendrés par ce type d'activité.

Par ailleurs, une expérience *in situ* (Debusschere *et al.*, 2014, 2016) a été réalisée à bord d'un navire réalisant du battage de pieux à Lodewijckbank, dans la partie belge de la mer du Nord. Des bars européens juvéniles (*Dicentrarchus labrax*) ont été exposés à 45 m des opérations de battage de pieux. Une réponse de stress a été observée avec une réduction significative du taux de consommation d'oxygène. Aucune différence dans la mortalité immédiate n'a été observée entre les groupes de poissons exposés et témoins. De même, aucune différence de mortalité n'a été notée 14 jours après l'exposition.

lafrate *et al.* (2016) ont, quant à eux, utilisé un dispositif de suivi par télémétrie acoustique pour évaluer le mouvement, la résidence et la survie du rondu mouton (*Archosargus probato-cephalus*) et du vivaneau sarde grise (*Lutjanus griseus*) à Port Canaveral (Floride), en réponse à 35 jours de battage de pieux (SPLp : 175 dB re. 1 μ Pa @ 10 m). Les niveaux sonores reçus dans la zone où se trouvent principalement les poissons de récif étaient en moyenne de 152 à 157 dB re. 1 μ Pa (SPLp). Aucun signe évident de mortalité ou de blessure chez les poissons marqués n'a été noté. Aucune diminution significative de la résidence des rondu moutons n'a été observée pendant le battage de pieux dans la zone la plus exposée au bruit, et aucun indicateur majeur de déplacement n'a été observé. Des déplacements potentiels au début du battage de pieux ont été observés pour 2 vivaneaux sur 4, ainsi qu'une diminution de la résidence.

Phase d'exploitation

Outre les perturbations liées à la construction des parcs éoliens offshore, de nombreux facteurs sont susceptibles d'avoir un effet sur les populations de poissons une fois ceux-ci opérationnels (phase d'exploitation), tels que les modifications de l'habitat, les perturbations sonores ou causées par les champs électromagnétiques créés autour des câbles. Étant donné le fait que tous ces facteurs agissent simultanément dans un parc

opérationnel, leur importance relative pour les poissons peut être difficile à démêler et à évaluer empiriquement (Bergström *et al.*, 2013a, 2013b).

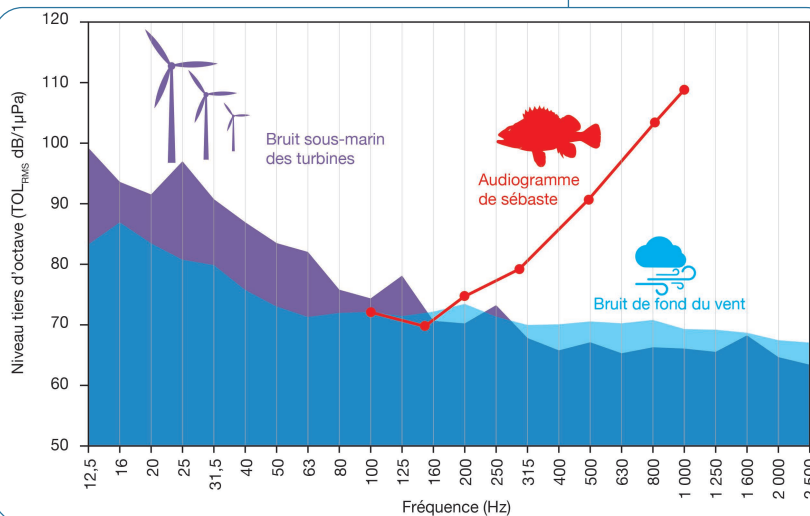
Un suivi des communautés de poissons (prélèvement par filet, télémétrie) dans la zone du parc éolien de Lillgrund (Suède, 48 turbines de 2,3 MW, fondations gravitaires) a été réalisé (Bergström *et al.*, 2013a, 2013b), au cours des quatre années précédant la construction (2002 à 2005) et durant les trois années suivantes, afin d'étudier l'impact du parc éolien en phase d'exploitation. Le parc éolien produisait un bruit large bande inférieur à 1 kHz. Le bruit généré comportait une forte composante à 127 Hz. En pleine production (12 m/s), le niveau sonore émis à 1 m, intégré sur la plage 52-343 Hz, était de 138 dB re. 1 μ Pa (rms). À 100 m de la turbine, les niveaux de bruit étaient réduits à 104-106 dB re. 1 μ Pa (rms), ce qui était proche du bruit ambiant mesuré *in situ*, mais le niveau de bruit était toujours d'environ 23 dB au-dessus du niveau de fond pour une tonalité de 127 Hz. En prenant en compte la propagation sonore, le saumon et l'anguille pourraient théoriquement détecter le bruit à 127 Hz à des distances allant de 250 m et 1 km, respectivement à un taux de productivité de 60 et 100 % (6 et 12 m/s). Les distances calculées seraient limitées par la capacité auditive de ces deux espèces de poissons et non par les niveaux de bruit ambiant. Pour le hareng et la morue, la distance de détection théorique a été calculée entre 13 et 16 km respectivement pour un même taux de production. Cette distance est limitée par les niveaux de bruit ambiant dans le secteur. Aucun effet à grande échelle n'a été rapporté sur la diversité et l'abondance des poissons après l'établissement du parc éolien par rapport aux zones de référence. Plusieurs espèces de poissons ont cependant montré une augmentation de l'abondance à proximité des éoliennes, en particulier l'anguille (*Anguilla anguilla*), la morue (*Gadus morhua*), le rougié (*Ctenolabrus rupestris*) et le chabosse commun (*Myoxocephalus scorpius*). Les résultats reflètent une redistribution des poissons au sein du parc éolien. La production halieutique reste alors constante et aucune migration depuis l'extérieur du parc n'est observée. L'augmentation de l'abondance est probablement due aux fondations des éoliennes offrant une opportunité de protection et une augmentation des ressources trophiques. L'analyse a également révélé de faibles effets du bruit généré par les éoliennes sur la répartition des poissons. En effet, un degré d'agrégation plus faible à proximité des éoliennes a été relevé pour des niveaux de bruit plus élevés (taux de productivité/vent plus élevé). La réponse a été la plus forte pour l'anguille. Aucune réponse n'a été observée pour la morue. L'ampleur de l'effet du bruit était cependant inférieure à l'effet d'agrégation. Par conséquent, les poissons se sont regroupés près des éoliennes dans toutes les conditions, mais l'effet était plus faible lorsque les niveaux de bruit étaient plus élevés.

Winter *et al.* (2010) ont mené des suivis par le biais de marquages et de la télémétrie afin d'étudier le comportement des soles (*Solea vulgaris*) et des morues (*Gadus morhua*) en réponse à l'exploitation du parc éolien d'Egmond aan Zee (36 éoliennes sur des fondations monopieux). Afin de caractériser les effets du parc, l'étude se base sur le temps de séjour des individus suivis. Plus les poissons restent longtemps dans le parc éolien, plus des avantages potentiels du site sont susceptibles d'être attendus. Certains individus de soles utilisent la zone du parc éolien durant des périodes allant jusqu'à plusieurs

semaines pendant la saison de croissance, ce qui indique qu'il n'y a pas d'évitement à grande échelle des éoliennes, du moins pour une partie de la population. Il n'y avait également pas de signes d'attraction par les éoliennes. Concernant les morues, les résultats montrent qu'au moins une partie de la population (juvéniles) passe également de longues périodes dans la zone du parc. Malgré le bruit et les vibrations produits par les éoliennes, une forte attirance des morues pour les habitats nouvellement créés (fondations) est observée. Les auteurs font l'hypothèse suivant : si la présence de poissons autour des éoliennes est un compromis entre l'attraction pour ces habitats et l'évitement dû aux perturbations liées au fonctionnement des éoliennes, alors les poissons devraient avoir une préférence plus élevée pour les habitats associés à des éoliennes temporairement hors services. Cependant, aucun signe de perturbation ou d'évitement des morues en relation avec le fonctionnement (statut) des éoliennes n'a été relevé. Le comportement des morues suggère qu'elles ne sont pas dérangées par les niveaux de bruit émis ou s'y habituent facilement. Cependant, des études complémentaires sont nécessaires pour déterminer l'influence du parc sur cette espèce, lors de la période de reproduction notamment (période où les morues émettent des sons).

Zhang *et al.* (2021) ont quant à eux évalué l'impact potentiel du bruit sous-marin du parc éolien East China Sea Bridge sur la communication acoustique du sébaste marbré (*Sebasticus marmoratus*). À une distance de 15-20 m des fondations d'une éolienne, le bruit enregistré était de 78 à 96 dB re. 1 Pa dans la bande de tiers d'octave centrée sur 125 Hz. Le potentiel évoqué auditif (AEP) et des techniques acoustiques passives ont été utilisés pour déterminer les capacités auditives et la production sonore des poissons. La fréquence et le niveau du bruit sous-marin des turbines semblent chevaucher la sensibilité auditive du sébaste et masquer leur communication (figure 4.2).

Figure 4.2. Bruit sous-marin des turbines exprimé en niveaux de pression acoustique d'un tiers d'octave enregistrés à des vitesses de vent de 3 à 5 m/s.



L'audiogramme obtenu à partir de six sébastes marbrés est représenté par la ligne rouge. Redessiné par Sébastien Hervé d'après Zhang *et al.* (2021).

■ Les invertébrés

Les études existantes s'appuient soit sur des observations *in situ*, soit sur des simulations de bruit d'éolienne offshore lors de la phase d'exploitation :

- l'étude d'impact de Leonhard et Pedersen (2006) sur le site de Horns Rev II au Danemark conclut que l'impact acoustique sur la faune benthique pendant la phase d'exploitation peut être considéré comme négligeable ;
- Pine *et al.* (2012) décrivent l'influence de sons émis par des turbines hydroliennes et éoliennes sur la fixation et la métamorphose de larves de crabe (*Austrohelice crassa* et *Hemigrapsus crenulatus*), omniprésentes en milieu côtier néo-zélandais ; ils montrent que le temps médian de métamorphose augmente de 27 % lorsque les larves sont soumises à des bruits de turbines ;
- pour Vella *et al.* (2001), la colonisation des éoliennes est un indice qui permet d'avancer que la vibration et le bruit des turbines n'ont pas d'effets négatifs sur la faune attachée, mais des études restent nécessaires pour compléter les connaissances sur les effets du bruit et des vibrations sur les invertébrés marins.

Retours d'expériences sur les méthodes de réduction des impacts acoustiques

LES RETOURS D'EXPÉRIENCES SUR LES PROJETS d'énergies marines renouvelables ont permis de mettre en évidence l'impact prépondérant des opérations de battage de pieux. Afin de diminuer l'impact acoustique de cette phase, plusieurs approches et méthodes ont été proposées et testées depuis le début des années 2000 (tableau 4.3). Ces méthodes peuvent aussi être pertinentes pour réduire l'impact d'autres types de travaux (forage, dragage, enrochement, etc.).

Les méthodes pour réduire les impacts des émissions sonores peuvent être classées en trois catégories (Koschinski et Lüdemann, 2013 ; van den Akker et van der Veen, 2013) :

- les méthodes de réduction du niveau sonore à la source, qui modifient la technique de battage de pieux pour réduire le niveau sonore émis (en bleu, dans le tableau 4.3) ;
- les méthodes d'atténuation de la propagation acoustique, qui impliquent de mettre en place des dispositifs autour du pieu pour réduire le niveau transmis (en vert, dans le tableau 4.3) ;
- les dispositifs d'éloignement des espèces, qui visent à faire s'éloigner de la source les espèces sensibles (en orange, dans le tableau 4.3).

Tableau 4.3. Niveau de maturité et niveau de réduction sonore des différents dispositifs de réduction de l'impact sonore.

Résultats et dispositifs de réduction de l'impact sonore	Niveau de maturité (faible, moyen, bon)	Réduction de l'impact sonore
Modification des caractéristiques du battage de pieux (prolongation de la durée d'impulsion)	Faible	Jusqu'à 9 dB crête (Elmer <i>et al.</i> , 2006)
Rideau de bulles (<i>bubble curtain</i>)	Bon	Jusqu'à 14 dB crête autour de 2 kHz (Koschinski et Lüdemann, 2013) Jusqu'à 15-25 dB SEL, maximum de réduction entre 1 et 5 kHz (Wilke <i>et al.</i> , 2012)
Filet équipé de ballons remplis d'air (<i>Hydro Sound Dumper</i>)	Moyen	9 dB SEL en moyenne et maximum de 19 dB entre 100 Hz et 2 kHz (Bruns <i>et al.</i> , 2014)
Bloc isolant (<i>isolation casing</i>)	Moyen	Jusqu'à 17 dB SEL, maximum de réduction entre 600 Hz et 4 kHz (Koschinski et Lüdemann, 2013)
Battardeau (<i>cofferdam</i>)	Moyen	Jusqu'à 23 dB SEL, maximum de réduction entre 100 Hz et 500 Hz (Koschinski et Lüdemann, 2013)
Démarrage progressif (<i>soft-start</i>)	Faible/moyen	Souvent mis en œuvre mais l'efficacité sur les espèces est peu connue
Dispositifs de dissuasion sonore (<i>acoustic harassment device</i>)	Faible/moyen	Souvent mis en œuvre mais l'efficacité sur les espèces est peu connue

I Modification des caractéristiques du battage de pieux

À l'heure actuelle, il n'existe aucune mesure *in situ* portant sur la modification des caractéristiques du battage de pieux, nous ne disposons que de résultats issus de simulations. Elmer *et al.* (2006) ont, par exemple, démontré que prolonger la durée d'un coup de marteau et la durée de contact (impulsion de 8 m/s au lieu de 4 m/s) peut réduire de 9 dB le niveau sonore et permet de décaler le maximum d'énergie à des fréquences plus basses (donc avec moins d'impact sur les mammifères marins). Les auteurs suggèrent aussi que des coussins peuvent être installés sur le pieu pour augmenter la durée d'impulsion et minimiser la transmission sonore. Quant à Matuschek et Betke (2009), ils suggèrent d'utiliser un vibreur pour enfoncer les pieux par vibration et précisent que cette technique permettrait de réduire le niveau sonore de 30 dB dans la bande de tiers d'octave centrée sur 200 Hz par rapport à la méthode classique de battage de pieux par impact.

I Rideaux de bulles

Les résultats de tests *in situ* peuvent inciter à préconiser la méthode du rideau de bulles. Cette méthode consiste à injecter de l'air comprimé dans l'eau à travers un anneau de tuyaux perforés entourant le pieu et libérant des bulles d'air. La grande différence de densité et de célérité entre l'eau et l'air crée une disparité d'impédance. Les bulles d'air modifient la compressibilité de l'eau et donc la vitesse de propagation du son. La stimulation des bulles de gaz à leur fréquence de résonance réduit l'amplitude des ondes sonores par dispersion et absorption. Les interactions entre la multitude de bulles d'un rideau augmentent la réduction sonore (Koschinski et Lüdemann, 2013) (tableau 4.4). Koschinski et Lüdemann (2013) synthétisent des résultats de tests *in situ* effectués sur des grands rideaux de bulles (tableau 4.4) et qui ont abouti à des réductions du bruit situées entre 11 et 15 dB re. 1 μ Pa s (SEL) autour de 2 kHz. Matuschek et Betke (2009) mentionnent que l'inconvénient majeur du rideau de bulles est le courant (souvent supérieur à 1 m/s en mer du Nord, alors que la vitesse de remontée des bulles est de 0,3 m/s). La solution proposée pour remédier à ce problème est le rideau de bulles confiné (Nehls *et al.*, 2007) : un tube en acier entoure le pieu et le rideau de bulles est généré entre la paroi du tube et le pieu (Wilke *et al.*, 2012). Lucke *et al.* (2011) ont testé, sur un chantier portuaire au Danemark, l'efficacité d'un rideau de bulles pour diminuer le niveau sonore lors du battage de pieux et ainsi minimiser les réactions comportementales des marsouins communs. Une atténuation de 13 dB re. 1 μ Pa s (SEL) avec le rideau de bulles est obtenue, avec un maximum d'atténuation entre 500 Hz et 2 kHz. Aucune réaction d'évitement des marsouins (augmentation de la vitesse de nage et sauts) n'a été observée après l'installation du rideau de bulles. Enfin, Wilke *et al.* (2012) obtiennent une réduction de 25 dB dans la bande de fréquence 1-5 kHz (bande de fréquence sensible pour les mammifères marins) sur le site de Brodten Ost en Allemagne. Les rideaux de bulles se sont montrés efficaces pour réduire l'impact (réaction d'évitement) des activités de battage sur les marsouins (Nehls *et al.*, 2016 ; Dähne *et al.*, 2017).

Tableau 4.4. Résultats de tests d'un grand rideau de bulles *in situ*.

Localisation du test	Caractéristiques du rideau de bulles	Réduction du bruit	Année du test Références
Plateforme de recherche EMR de FINO 3, 80 km à l'ouest de l'île de Sylt en mer du Nord, dans la zone économique exclusive de l'Allemagne	Forme hexagonale à 70 m du pieu (monopieu de 4,7 m)	Réduction de 12 dB re. 1 μ Pa s (SEL)/14 dB re. 1 μ Pa (crête) autour de 2 kHz	2008 Grießmann et al. (2009)
Parc éolien offshore Borkum West II, 45 km au nord de l'île de Borkum en mer du Nord, dans la zone économique exclusive de l'Allemagne	Forme ovale à 70-90 m du pieu (tripode de 2,5 m)	Réduction de 11-15 dB re. 1 μ Pa s (SEL)/8-13 dB re. 1 μ Pa (crête) autour de 1,5-2 kHz	2011-2012 Bellman (2012)

Adapté de Koschinski et Lüdemann (2013).

■ Filets équipés de ballons remplis d'air (*Hydro Sound Damper*)

L'*Hydro Sound Damper* (HSD) (« atténuateur sonore hydraulique ») utilise des filets avec des ballons élastiques remplis d'air et des éléments en mousse (grande dissipation) afin de réduire le bruit continu et le bruit impulsif. La fréquence de résonance (et de réduction sonore maximum) est contrôlée : elle est inversement proportionnelle au diamètre des ballons (Elmer et Savery, 2014). En comparaison aux rideaux de bulles, l'avantage de cette technique réside dans l'absence d'utilisation de compresseurs. Des tests en laboratoire avec des ballons de 6 cm de diamètre ont permis d'obtenir une réduction variant entre 20 et 30 dB re. 1 μ Pa s (SEL) entre 200 Hz et 300 Hz (Koschinski et Lüdemann, 2013). Les inconvénients identifiés sont que le système est coûteux et qu'il nécessite des conditions météorologiques clémentes lors de sa mise en place. Betke (2008) souligne que la faible réduction du bruit des premiers rideaux de bulles testés sur FINO 3 est due au courant de marée. Le tableau 4.5 synthétise des résultats de tests *in situ* de systèmes HSD qui ont abouti à des réductions du bruit entre 7 et 30 dB re. 1 μ Pa s (SEL) dans diverses bandes de fréquences.

Tableau 4.5. Résultats de tests de filets équipés de ballons remplis d'air (HSD)

Localisation du test	Réduction du bruit	Année du test Références
Parc éolien offshore de London Array au large de l'estuaire de la Tamise, au Royaume-Uni	9-13 dB re. 1 μ Pa s (SEL) dans la bande de fréquence 0-16 kHz 19 dB re. 1 μ Pa s max (SEL) dans la bande de fréquence 100 Hz-2 kHz	2012 Bruns <i>et al.</i> (2014)
Parc éolien offshore de London Array au large de l'estuaire de la Tamise, au Royaume-Uni Parc éolien offshore d'Amrumbank West en mer baltique, dans la zone économique exclusive de l'Allemagne	10 dB-30 dB re. 1 μ Pa s (SEL) avec un max dans la bande de fréquence 100-800 Hz	2011-2012 Elmer et Savery (2014)
Site expérimental de Brodten Ost en mer baltique, dans la zone économique exclusive de l'Allemagne	7-9 dB re. 1 μ Pa s (SEL) dans la bande de fréquence 0-5 kHz 10 dB re. 1 μ Pa s max (SEL) dans la bande de fréquence 100-300 Hz 25 dB re. 1 μ Pa max autour de 5 kHz	2011 Wilke <i>et al.</i> (2012)

■ Bloc isolant et batardeau

Des tests *in situ* ont permis de constater que le fait d'entourer le pieu d'un tuyau en acier (bloc isolant) réduit le volume sonore de l'opération de battage ; par exemple, des tests sur le site de Riffgat en mer du Nord ont abouti à une réduction sonore allant jusqu'à 17 dB re. 1 μ Pa s (SEL) (avec un maximum entre 600 Hz et 4 kHz) (Koschinski et Lüdemann, 2013). C'est la réflexion entre l'air, l'acier et l'eau qui permet l'isolation sonore (Koschinski et Lüdemann, 2013) ; certains systèmes incluent même des couches supplémentaires de mousse. D'autres tests menés sur le site d'Aarhus Bight avec un batardeau – bloc isolant mais sans air entre le pieu et la couche d'acier – ont également abouti à une réduction sonore allant jusqu'à 23 dB re. 1 μ Pa s (SEL) (avec un maximum entre 100 Hz et 500 Hz). Le batardeau peut être installé jusqu'à 45 m de profondeur (Koschinski et Lüdemann, 2013). La difficulté d'installation de ces deux dispositifs, en particulier à cause du poids de ballast nécessaire, est un frein à l'utilisation de cette méthode (Matuschek et Betke, 2009).

■ Méthodes d'éloignement des espèces

La dernière méthode recensée afin de limiter l'impact des sons sur la faune marine consiste à induire la fuite des animaux avant que l'impact réel soit vérifiable. Ces tentatives d'évitement de l'impact ont essentiellement été réalisées chez les mammifères marins.

La méthode dite de « démarrage progressif » (« *soft-start* », « *ramp-up* ») consiste à lancer progressivement la phase de travaux afin de laisser le temps aux mammifères de s'éloigner avant que les opérations atteignent leur pleine puissance. Cette méthode d'éloignement

est principalement utilisée pour le battage de pieux. Notons qu'il est également possible d'envisager la mise en œuvre de cette technique pour des forages verticaux. L'opération de battage de pieux s'amorce progressivement, en augmentant peu à peu l'énergie du marteau de 10 % à 100 %, afin de laisser le temps aux espèces de s'éloigner avant que le battage n'atteigne sa pleine puissance. Robinson *et al.* (2007) décrivent les caractéristiques de ce démarrage graduel des battages de pieux :

- augmentation progressive de l'énergie du marteau pendant 68 min : de 80 kJ à 800 kJ ;
- augmentation progressive du niveau sonore : + 12 dB re. 1 μ Pa crête-crête ;
- niveau sonore pleine puissance : 211 dB re. 1 μ Pa (crête-crête) à 57 m.

Les dispositifs de dissuasion sonore, ou répulsifs acoustiques (*pingers*), consistent à émettre des impulsions ou des signaux à modulation de fréquences pour faire fuir les animaux en dehors d'une zone où ils pourraient être exposés à des niveaux sonores élevés. Les caractéristiques de ces *pingers* (type de signal, fréquence, niveau d'émission) varient selon l'espèce de mammifère marin ciblée. Ils émettent des impulsions de durée variable et possèdent des niveaux sources estimés compris entre 150 et 205 dB (rms) re. 1 μ Pa @ 1 m (Awbrey et Thomas, 1987 ; Hildebrand, 2009). Deux types de répulsifs, couramment employés pour éloigner les mammifères marins des fermes aquacoles ou des filets de pêche, peuvent être utilisés pour faire fuir les animaux des zones de battage de pieux (Nehls *et al.*, 2014) : les *pingers* émettent à un niveau généralement inférieur à 185 dB re. 1 μ Pa à 1 m entre 2,5-100 kHz et les « effrayeurs de phoques » émettent généralement autour de 185 dB re. 1 μ Pa à 1 m entre 8-17 kHz.

Bien que l'efficacité des *pingers* ait été mesurée, en particulier sur les marsouins communs (Olesiuk *et al.*, 2002 ; Kastelein *et al.*, 2006), la principale préoccupation est le phénomène d'accoutumance (Gordon et Northridge, 2002). López et Mariño (2011) ont testé des répulsifs sur les grands dauphins avec les caractéristiques suivantes : segments tonaux de 1 200 m/s et 1 800 m/s, fréquences fondamentales entre 6,2 et 9,8 kHz, niveau sonore à la source maximal de 194 dB re. 1 μ Pa à 1 m. Ils présentent l'effet des *pingers* sur des grands dauphins en liberté à proximité d'une ferme aquacole : l'activation du *pinger* n'a pas eu d'effet significatif et immédiat sur la présence des dauphins, leur distance au *pinger*, la taille du groupe et le temps passé dans la ferme aquacole. Les auteurs suggèrent également que la présence de dauphins à proximité de la ferme aquacole pourrait augmenter avec l'emploi de *pingers*. En effet, les animaux peuvent associer le son des *pingers* à une source de nourriture facilement disponible. Nehls *et al.* (2014) font remarquer qu'il n'y a pas de retour d'expérience sur l'efficacité sur les phoques des répulsifs leur étant destinés. De fortes réactions des marsouins aux effaroucheurs des phoques font craindre qu'ils ne surpassent les réactions au bruit de battage lors de l'emploi de rideaux de bulles et appellent à une réévaluation des spécifications des sons générés par ces instruments (Dähne *et al.*, 2017 ; Graham *et al.*, 2019). De nouveaux répulsifs type FaunaGuard sont en cours de développement (Voss, 2021).

Tableau 4.1. Bilan des retours d'expériences issus d'observations *in situ* des impacts acoustiques des projets éoliens offshore posés sur les mammifères marins.

Phase de vie du projet	Espèce	Site d'étude	Caractéristiques du projet	Mesures de mitigation	Type de mesures/simulations	Niveau sonore (mesurés ou simulés)	Réponse biologique observée	Références
Construction	Marsouin commun	Horns Rev 2	95 éoliennes (2,3 MW). Fondations « Monopieux » (Ø : 3,9 m, L : 30-40 m). Battage : IHC 1 200 hammer.	Effaroucheur de phoques et pinger.	T-PODs (8 stations)	236 dB re. 1 µPa @ 1 m (SPLpp)	Évitement (18 km)	Brandt <i>et al.</i> (2009, 2011)
Construction	Marsouin commun	BARD Offshore 1	80 fondations de type « Tripod », battage de pieux.	Principalement sans mesure de mitigation.	C-PODs		Évitement (> 18 km)	Braasch <i>et al.</i> (2013)
Construction	Marsouin commun	C-Power	49 fondations de type « Jacket » (196 pieux : Ø : 1,83 m, L : 21-49,5 m). Battage : 450 000 coups, 30 coups/min, IHC Hydrohammer S-800 (puissance de 800 kJ max et 412 kJ en moyenne).		Observations aériennes	172-189 dB re. 1 µPa @ 750 m (SPLp)	Évitement (21 km)	Haelters <i>et al.</i> (2015)
Construction	Marsouin commun	Borkum West II et Global Tech I	Fondations « Tripod »		C-PODs		Influence du vent sur le rayon d'évitement des marsouins lors du battage de pieux.	Dragon <i>et al.</i> (2016)
Construction	Marsouin commun	Borkum West II	40 éoliennes, fondations de type « Tripod », battage de pieux	Rideaux de bulles (atténuation de 9 à 13 dB pour le SEL et 10 à 17 dB pour les niveaux peak).	C-PODs (26 stations de 0,4 à 36 km)		Évitement (forte corrélation entre le degré de perturbation des marsouins et les niveaux sonores du battage de pieux).	Nehls <i>et al.</i> (2016)

Phase de vie du projet	Espèce	Site d'étude	Caractéristiques du projet	Mesures de mitigation	Type de mesures / simulations	Niveau sonore (mesurés ou simulés)	Réponse biologique observée	Références
Construction	Marsouin commun	Dantysk	80 éoliennes (capacité nominale : 3,6 MW). Fondations « monopieux » (Ø : 6 m). Battage : S-2000 Hydro-hammer (IHC Merwede BV), énergie moyenne : 983 kJ, 44 coups/min.	Effaroucheur de phoques et ping. Démarrage progressif 2 rideaux de bulles (atténuation de 7 à 10 dB séparément, et de 12 dB utilisés ensemble).	C-PODs (12 stations réparties sur 3 transects de 1 à 31 km) 2 enregistreurs acoustiques (Loggerhead).		Évitement (12 km)	Dähne <i>et al.</i> (2017)
Construction	Marsouin commun	Nobelwind	51 événements de battage de pieux (Ø pieux : 4,5-6,8 m, profondeur de pénétration : 29-39 m).	Effaroucheur de phoques. Démarrage progressif.	C-PODs (1-55 km). Enregistreur acoustique R'Isys EA-SDA14 (bruit ambiant et travaux).	Jusqu'à 198 dB re. 1 µPa @ 750 m (SPLp)	Évitement (20 km)	Rumes <i>et al.</i> (2017)
Construction	Marsouin commun	Beatrice	84 éoliennes. 4 pieux par fondation (Ø : 2,2 m). Battage : 1800-2400 kJ hammer.		C-PODs (68 stations, 0,4-76,5 km).		Évitement durant les opérations de battage de pieux (de moins en moins important selon l'avancement des travaux). Pas d'effet long terme observé.	Graham <i>et al.</i> (2019)

Phase de vie du projet	Espèce	Site d'étude	Caractéristiques du projet	Mesures de mitigation	Type de mesures / simulations	Niveau sonore (mesurés ou simulés)	Réponse biologique observée	Références
Construction	Marsouin commun	Gescha 2 (2014-2016), 11 parcs éoliens allemands	ABW, BR, BU, GEM, Global Tech I, GW 1 & 2, NG, Nordsee Ost, N1, SB, VM.		C-PODs, observations aériennes.		Effet négatif sur le court terme (évitement), mais pas d'indication sur le long terme.	Rose <i>et al.</i> (2019)
Construction et exploitation	Marsouin commun	Horns Rev 1	80 éoliennes (2 MW). Fondations « Monopieux » (Ø : 4 m, profondeur de pénétration : 30 m). Battage : IHC Hydrohammer S-600 (1 coup/s). Parc opérationnel en décembre 2002.	Effaroucheur de phoques et <i>pinger</i> . Démarrage progressif.	Observations visuelles, à partir de navires et d'avions, T-PODs.	235 dB re. 1 µPa @ 1 m (SP _{Lpp})	Phase de construction : évitement (> 21 km) et changement de comportement de nage pendant la construction. Phase d'exploitation : pas d'effet observé.	Tougaard <i>et al.</i> (2003, 2006a, 2009a, 2009b)
Construction et exploitation	Marsouin commun	Sprogø	7 éoliennes (3 MW). Fondations gravitaires. Opérationnel en 2010.		T-PODs (4 stations : 2 dans le parc, 2 dans une aire de référence).		Pas d'effet observé en phase de construction et d'exploitation.	Tougaard et Carstensen (2011)
Construction et exploitation	Marsouin commun	Nysted	72 éoliennes (2,3 MW). Fondations gravitaires. Enfoncement de palplanches par vibration.	Effaroucheur de phoques et <i>pinger</i> .	T-PODs (6 stations : 3 positions dans le parc et 3 positions dans une aire de référence à 10 km).	-	Évitement durant l'ensemble de la période de construction (plus étendu pendant l'enfoncement des palplanches). Augmentation progressive de l'activité acoustique en phase d'exploitation, mais toujours pas revenu à la normale en 2012 (29 % par rapport à l'état de référence).	Carstensen <i>et al.</i> (2006) Teilmann et Carstensen (2012)

Phase de vie du projet	Espèce	Site d'étude	Caractéristiques du projet	Mesures de mitigation	Type de mesures / simulations	Niveau sonore (mesurés ou simulés)	Réponse biologique observée	Références
Construction et exploitation	Marsouin commun	Alpha Ventus	Installation d'une plateforme de transformation. Fondation de type « Jacket ». Enfoncement de 4 pieux sur 9 m par vibration puis battage (Menck MHU500T, énergie max : 500 kJ).	Effaroucheur de phoques et pinger. Rideau de bulles sur l'une des fondations (atténuation de 10 à 12 dB).	Observations aériennes et acoustiques (C-PODs, 1-50 km).	154-175 dB re. 1 µPa _{2s} @ 750 m (SEL)	Phase de construction : évitement (25 km). Phase d'exploitation : pas d'effet observé.	Dähne et al. (2013) Gilles et al. (2013)
Construction et exploitation	Marsouin commun	Robin Rigg	60 éoliennes. Opérationnel en avril 2010.		Observations visuelles par navires.		Diminution de l'abondance de marsouins pendant la construction. Pas d'effet observé en phase d'exploitation.	Canning et al. (2013) Vallejo et al. (2017)
Construction et exploitation	Marsouin commun	Gescha 1 (2009-2013), 7 parcs éoliens allemands	BARD : fondations « Tripod ». BWII : fondations « Tripod ». Dantysk : fondations. « Monopieux ». Global Tech I : fondations « Tripod ». Meerwind Süd/Ost : fondations « Monopieux ». Nordsee Ost : fondations « Jacket ». Riffgat : fondations « Monopieux ».		C-PODs, observations aériennes.	BARD : 180 dB BWII : 165 dB Dantysk : 167 dB GT1 : 169 dB Meerwind Süd/Ost : 169 dB Nordsee Ost : 165 dB Riffgat : 163 dB (SEL05 ; dB re. 1 µPa _{2s} @ 750 m)	Effet négatif sur le court terme (évitement), mais pas d'indication sur le long terme.	Brandt et al. (2016, 2018) Rose et al. (2019)
Exploitation	Marsouin commun	Rødsand 2	90 éoliennes (2,3 MW). Fondations gravitaires. Enfoncement de palplanches par vibration.		T-PODs (10 stations).		Pas d'effet observé.	Teilmann et al. (2012)

Phase de vie du projet	Espèce	Site d'étude	Caractéristiques du projet	Mesures de mitigation	Type de mesures / simulations	Niveau sonore (mesurés ou simulés)	Réponse biologique observée	Références
Exploitation	Marsouin commun	Egmond aan Zee	36 éoliennes Vestas V90, capacité nominale : 3 MW. Fondations « Monopieux » (Ø : 4,6 m, profondeur de pénétration : 30 m).		T-PODs, observations visuelles.		Pas d'effet observé.	Scheidat et al. (2011, 2012)
Exploitation	Marsouin commun	Prinses Amalia	60 éoliennes V80 (59 m au-dessus du niveau de la mer, diamètre des rotors : 80 m, capacité nominale : 2 MW). Parc opérationnel en juin 2008.		C-PODs (2 dans le parc et 2 dans une aire de référence à 5,5 km).		Pas d'effet observé.	van Polanen Petel et al. (2012)
Construction	Phoque commun	Lincs	75 éoliennes. Fondation « Monopieux ». Battage : MHU 1900S hydraulic hammer, 30 coups/min, énergie maximale : 2 000 kJ.	Démarrage progressif.	Tags GPS / GSM (24 phoques communs).		La distance la plus proche de chaque phoque au battage des pieux variait de 4,7 à 40,5 km.	Hastie et al. (2016)
Construction et exploitation	Phoque commun	Horns Rev 1	80 éoliennes (2 MW). Fondations « Monopieux » (Ø : 4 m, profondeur de pénétration : 30 m). Battage : IHC Hydrohammer S-600 (1 coup/s). Parc opérationnel en décembre 2002.	Effaroucheur de phoques et pinger. Démarrage progressif.	Télémétrie (émetteurs satellites, 21 phoques), observations visuelles à partir de navires.	235 dB re. 1 µPa @ 1 m (SP _{Lpp})	Très peu de phoques observés à proximité du parc lors du battage de pieux.	Tougaard et al. (2006b)
Construction et exploitation	Phoque gris	Nysted	72 éoliennes (2,3 MW). Fondations gravitaires. Enfoncement de palplanches par vibration.	Effaroucheur de phoques et pinger.	Photographie (Time-lapse), observations visuelles à partir d'avions et de navires.		Diminution de l'abondance des phoques à proximité du parc pendant les opérations d'enfoncement des palplanches. Pas d'effet long terme en phase d'exploitation.	Edrén et al. (2010)

Phase de vie du projet	Espèce	Site d'étude	Caractéristiques du projet	Mesures de mitigation	Type de mesures / simulations	Niveau sonore (mesurés ou simulés)	Réponse biologique observée	Références
Construction et exploitation	Phoque	Scroby Sands	30 éoliennes (2 MW). Fondation « Monopieux » (Ø : 4,2 m, profondeur de pénétration : 31 m). Battage : IHC 1 200.		Photographie aérienne du banc de sable principal de Scroby Sands.	257 dB re. 1 µPa @ 1 m (SPLpp)	Diminution de l'abondance en phoques communs durant la phase de construction et d'exploitation (probablement dû à une dynamique régionale).	Skeate <i>et al.</i> (2012)
Construction et exploitation	Phoque	4 parcs de la région de The Wash	217 éoliennes.		Observations aériennes des reposoirs. Télémétrie : 33 balises Argos, 35 tags GPS.		Phase de construction : diminution de l'abondance en phoques jusqu'à 25 km lors des opérations de battage, pas d'effet long terme observé. Phase d'exploitation : augmentation quasi significative de l'abondance en phoques.	Russell <i>et al.</i> (2016)
Exploitation	Phoque commun et phoque gris	Rodand 2	90 éoliennes (2,3 MW). Fondations gravitaires. Enfoncement de palplanches par vibration.		Télémétrie (tags GPS/GSM et Wildlife Computers Argos Spot, 10 phoques : 5 phoques communs et 5 phoques gris).		Pas d'effet observé sur les comportements des phoques en phase d'exploitation.	McConnell <i>et al.</i> (2012)

Tableau 4.2. Bilan des retours d'expériences issus d'observations *in situ* des impacts acoustiques des projets éoliens offshore posés sur les poissons.

Phase de vie du projet	Espèce	Site d'étude	Caractéristiques du projet	Méthode de déploiement	Type de mesures/simulations	Niveau sonore (mesurés ou simulés)	Réponse biologique observée	Références
Construction	<i>Shiner perch</i> (<i>Cymatogaster aggregata</i>), saumon quinnat (<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>), anchois de Californie (<i>Engraulis mordax</i>)	Site de construction de Berth, port d'Oakland, Californie.	Pieux : Ø : 61 cm, L : 50 m. Diesel hammer Delmag D62-22 (énergie : 223 kJ).	Cages positionnées à 7,6 m de profondeur et à 10 m du battage. Exposition de 3-4 minutes (> 200 coups).	Vidéo, recherche de lésions externes et internes.	SPLp : 192 dB re. 1 µPa ² @ 10 m SELcum : 166 dB re. 1 µPa ² s pour 3-4 minutes d'exposition	Aucune différence significative dans le comportement, le taux de mortalité à court terme ou les dommages des tissus entre les témoins et les poissons exposés.	Abbott <i>et al.</i> (2005)
Construction	Dorade grise (<i>Spondylosoma cantharus</i>), plie (<i>Pleuronectes platessa</i>)	Plateforme d'énergies renouvelables offshore de Blyth, Royaume-Uni.	Pieux : Ø : 16,5 cm, L : 7,5 m. 200 kg hammer. Fréquence de coup : 10/min.	Cages positionnées à 3 m de profondeur et 10 m du battage. Exposition de 30 min.	Consommation en oxygène.	SELcum : 184,41 dB re. 1 µPa ² s @ 10 m	Augmentation de la consommation en oxygène pour la dorade grise, suggérant des niveaux de stress plus élevés.	Bruinijes <i>et al.</i> (2016)
Construction	Bar commun (<i>Dicentrarchus labrax</i>)	Site éolien de Lodewijkbank, Belgique.	Pieux : Ø : 5 m, L : 56-62 m. IHC Hydrohammer B.V. (énergie max : 867-1 173 kJ).	Cages positionnées à 30-33 m de profondeur et 45 m du battage à partir du pont d'un navire de battage. Exposition lors de 4 opérations de battage de 1 h 14-1 h 45 (nombre de coups allant de 1 739 à 3 067).	Taux de mortalité. Consommation en oxygène.	SPLp : 210-211 dB re. 1 µPa @ 45 m SELcum : 215-222 dB re. 1 µPa ² s @ 45 m	Aucune différence dans la mortalité immédiate et différée jusqu'à 14 jours.	Debuschere <i>et al.</i> (2014, 2016)

Phase de vie du projet	Espèce	Site d'étude	Caractéristiques du projet	Méthode de déploiement	Type de mesures/ simulations	Niveau sonore (mesurés ou simulés)	Réponse biologique observée	Références
Construction	Rondeau mouton (<i>Archosargus probatocephalus</i>), vivaneau sardé grise (<i>Lutjanus griseus</i>)	Port Canaveral, Floride	Pieux : l : 41 cm, L : 24 m. Installation de 5-7 pieux par jour (maximum 10), avec une moyenne de 200 coups/pieux. PileMaster 36-5000 air impact hammer Fréquence de coups : 30 à 45/min.	Exposition à 35 jours de battage de pieux.	Système de suivi par télémétrie acoustique (Vemco VR2W), 15 rondeaux moutons et 10 vivaneaux sardes grises marqués.	SPLp : 175 re. 1 µPa @ 10 m	Aucun signe de mortalité ou de blessure. Pas de diminution significative de la résidence des rondeaux moutons, aucun signe de déplacement particulier. Déplacement potentiel coïncidant avec le début du battage observé pour 2 vivaneaux gris sur 4, ainsi qu'une diminution de la résidence pour un sous-ensemble de cette espèce ayant une fidélité élevée au site avant le battage.	Iafrate et al. (2016)

Phase de vie du projet	Espèce	Site d'étude	Caractéristiques du projet	Méthode de déploiement	Type de mesures/simulations	Niveau sonore (mesurés ou simulés)	Réponse biologique observée	Références
Installation								
Exploitation	Sole (<i>Solea vulgaris</i>), morue (<i>Gadus morhua</i>)	Parc éolien d'Egmond aan Zee	36 éoliennes sur fondations monopieux, opérationnelles depuis 2007.		Marquage-recapture : 300 soles et 800 morues. Télémétrie acoustique : réseau de récepteurs couvrant 16 éoliennes, 40 soles et 47 morues marquées.		Sole : pas de différence globale significative entre le parc éolien et la zone de référence, pas d'évitement à grande échelle des éoliennes, pas d'indications d'attraction pour les fondations. Morue : au moins une partie de la population juvénile de morue passe de longues périodes dans le parc éolien, aucun signe de perturbation du fait du fonctionnement des éoliennes, forte attraction pour les fondations.	Winter et al. (2010)

Phase de vie du projet	Espèce	Site d'étude	Caractéristiques du projet	Méthode de déploiement	Type de mesures/ simulations	Niveau sonore (mesurés ou simulés)	Réponse biologique observée	Références
Exploitation	Anguille (<i>Anguilla anguilla</i>), morue (<i>Gadus morhua</i>), rouillé (<i>Ctenolabrus rupestris</i>), chabosse commun (<i>Myoxocephalus scorpius</i>).	Parc éolien de Lillgrund	48 éoliennes (2,3 MW, 115 m en haut de pale, rotor de 93 m de diamètre) sur fondations gravitaires, opérationnelles depuis 2008.	Comparaison entre le parc et une zone de référence (à 10 km).	Prélèvement d'individus avec des filets. Télémétrie (anguille).	En pleine production (12 m/s) : 138 dB re. 1 µPa @ 1 m (SPLrms, intégré dans la bande 52 à 343 Hz) 104-106 dB re. 1 µPa @ 100 m (SPLrms).	Pour l'ensemble du parc éolien, aucun effet n'a été observé sur la richesse spécifique et l'abondance des poissons. Faibles effets de l'environnement acoustique local sur les schémas de distribution des poissons, avec une présence réduite de poissons à des niveaux de bruit plus élevés. La réponse a été la plus forte pour l'anguille. Aucune réponse concernant le niveau de bruit n'a été observée pour la morue. L'ampleur de l'effet du bruit était cependant inférieure à l'effet d'agrégation. Par conséquent, les poissons se sont regroupés près des éoliennes dans toutes les conditions, mais l'effet était plus faible lorsque les niveaux de bruit étaient plus élevés.	Bergström <i>et al.</i> (2013a, 2013b)

5. Législation, réglementation, conservation, analyse et constat

Introduction

DANS CE CHAPITRE, nous abordons une réflexion portant sur la législation en matière de conservation des populations de mammifères marins, de poissons et d'invertébrés soumis à des bruits anthropiques. En se basant sur des textes de loi (directive-cadre européenne de 2008, DCSMM ; Plan d'action pour le milieu marin de 2012, PAMM), nous décrivons les principes de bases émanant de ces derniers (définition du bon état écologique, détermination de différents descripteurs) et qui définissent les conditions à respecter en matière de protection vis-à-vis des impacts sonores. Compte tenu du fait que les projets de travaux, d'ouvrages et d'aménagement des EMR faisant l'objet d'une étude d'impact doivent être élaborés de manière à être compatibles avec les objectifs du PAMM, la connaissance des effets acoustiques sur les espèces marines constitue un enjeu pour le développement des EMR. Les principaux moyens de préservation et de protection sont ainsi présentés (plan d'action, protection, réseau Natura 2000). Une analyse des incidences des projets est proposée et il en ressort que 1) si le cadre réglementaire est assez clair, le manque de connaissances sur les espèces, les habitats et leur sensibilité au son en milieu marin est criant, 2) qu'il faut intégrer ici le fait que l'étude de l'impact d'un projet en mer doit impérativement traiter de l'incidence du projet, non seulement sur la biodiversité, mais aussi sur la pêche professionnelle et sur la ressource halieutique. Pour conclure ce chapitre important, nous mettons en avant le fait que les études réglementaires des EMR souffrent d'un manque de connaissances et de recherches adaptées (l'impact acoustique apparaît clairement aujourd'hui comme l'un des plus difficiles à établir et à démontrer). Il apparaît également que l'estimation de l'impact potentiel des projets éoliens doit prendre en compte le contexte environnemental local, notamment l'intégralité des pollutions sonores préexistantes, afin de permettre la mise en place d'un débat public non biaisé.

La réglementation européenne et française encadrant l'impact du son dans les activités marines

I La directive-cadre stratégie pour le milieu marin

LA DIRECTIVE-CADRE STRATÉGIE POUR LE MILIEU MARIN (DCSMM, 2008-2008/56/CE) est une directive européenne qui considère le milieu marin comme « un patrimoine précieux qu'il convient de protéger et de préserver ». Les principaux objectifs de la directive sont de maintenir et de préserver la diversité biologique et la dynamique des océans et des mers. Dans le cadre de la transposition française de cette directive européenne, la France a repris la définition de la pollution du milieu marin de cette dernière (article L. 219-8 du Code de l'environnement) :

« La "pollution" consiste en l'introduction directe ou indirecte, par suite de l'activité humaine, de déchets, de substances, ou d'énergie, y compris de sources sonores sous-marines ou de sources lumineuses d'origine anthropique, qui entraîne ou est susceptible d'entraîner des effets nuisibles pour les ressources vivantes et les écosystèmes marins, et notamment un appauvrissement de la biodiversité, des risques pour la santé humaine, des obstacles pour les activités maritimes, et notamment la pêche, le tourisme et les loisirs ainsi que les autres utilisations de la mer, une altération de la qualité des eaux du point de vue de leur utilisation, et une réduction de la valeur d'agrément du milieu marin. »

La directive considère séparément les composantes impulsives et continues de la pollution sonore. Les bruits impulsifs sont essentiellement générés par les activités de prospection sismique, de pétardement, de recherche scientifique ou encore de battage de pieux. Les bruits continus ne ciblent pour le moment que le trafic maritime.

Dans le cadre de la directive-cadre stratégie pour le milieu marin, la définition du bon état écologique a été révisée au niveau national par l'arrêté du 9 septembre 2019 relatif à la définition du bon état écologique des eaux marines et aux normes méthodologiques d'évaluation. La méthodologie pour la pollution sonore y est présentée en annexe 1. Elle est issue du rapport d'évaluation du deuxième cycle de la DCSMM sur la période 2012-2017. Elle fait suite aux travaux de l'évaluation initiale en 2012. Le bon état écologique est alors défini en fonction des seuils en dessous desquels les risques de désertion des habitats, de surmortalité et de masquage des communications n'ont pas un impact sur les populations marines. Compte tenu de l'état des connaissances au moment de sa rédaction, seuls les mammifères marins avaient été pris en compte, mais des évolutions peuvent être envisagées du fait des avancées scientifiques.

Lors de l'exercice d'évaluation du deuxième cycle, en raison de l'absence de valeurs seuil, il n'avait pas été possible de déterminer si un bon état écologique avait été atteint ou non. Des groupes d'experts européens (Technical Group on Noise) et dans les conventions de mer (Intersessional Correspondance Group Noise pour la convention Oskar et Joint Noise Working Group pour l'Accobams dans le cadre de la convention de Barcelone)

travaillent actuellement sur l'harmonisation des méthodes d'évaluation, mais aussi sur la définition de valeurs seuils.

Les effets préjudiciables potentiels du bruit anthropique sur la vie marine font aujourd'hui partie des préoccupations de la société civile (International Fund for Animal Welfare, 2008), de l'industrie (International Maritime Organisation, 2009) et des instances politiques (Florenz, 2004 ; Marine Mammal Commission, 2007), et une réglementation nationale et internationale sur cette question se met progressivement en place.

■ Le cas particulier de la Marine nationale

Historiquement pointés du doigt par l'opinion publique et les spécialistes, les militaires, et en particulier la Marine nationale, ont mis en place des actions afin de limiter l'impact de leurs activités sur la faune marine. Preuve s'il en est que la problématique est connue et considérée de tous, il s'agit de prendre en compte le fait que les activités militaires, qu'il s'agisse d'exercices ou d'essais à la mer, ne se font pas (ou plus) en dépit de l'environnement voisin.

De manière plus spécifique, il est ici question de l'emploi des sonars actifs, dont les niveaux et les durées d'émission peuvent créer des dommages sur les animaux à proximité (voir chapitre précédents). Si les caractéristiques de ces sonars sont proches de celles des sondeurs civils, une différence notable est la direction d'émission : les sondeurs civils émettent en direction du fond tandis que les sonars actifs cherchent à optimiser leur portée horizontale. Les conséquences et les recommandations ne sont donc pas les mêmes pour ces deux systèmes.

La Marine nationale française a mis en place des actions permettant d'assurer la continuité et la qualité de ses activités tout en s'inscrivant pleinement dans une problématique sociétale que les acteurs à la défense nationale ne sauraient ignorer. Le plan d'actions en question se décline en deux volets :

- étude d'impact et modèles d'habitat sur les zones d'essais (action préalable) ;
- *monitoring* et adaptation de la conduite des essais en direct (action continue).

Le premier volet s'inscrit dans une démarche préventive et engage la participation d'acteurs non militaires du domaine. La planification des activités doit par exemple permettre d'éviter les aires marines protégées (AMP) ou les zones référencées comme des habitats (en particulier, celles dont le seuil de densité de présence est supérieur à 0,5 individu/100 km²). En fonction du type de sonar utilisé, le dossier de préparation prévoit également un calcul des pertes de propagation, ce qui permet de définir *a priori* une distance d'arrêt des émissions en cas de risque d'impact sur les mammifères marins.

Le second volet conditionne quant à lui directement la vie des marins à bord des navires pendant les essais. Une veille multi-domaine (optique, optronique et acoustique) doit être maintenue. Elle implique le personnel qui, dès lors qu'une détection est effective, se charge de diffuser l'information à l'ensemble du bord. De manière générale, il s'agit également de garantir une possibilité d'échappatoire aux mammifères marins afin d'éviter

les échouages. Au niveau du sonar actif, plusieurs recommandations sont par ailleurs applicables : les émissions doivent être réalisées à la puissance minimale requise, les émissions continues et l'emploi simultané de plusieurs sonars sont eux à éviter. Pour le cas des bâtiments de surface, si aucun calcul pour cette distance d'arrêt des émissions n'est disponible, la valeur référence de 3 000 m est adoptée : les taux, durées et puissances d'émission sont réduits à moins de 3 000 m d'un mammifère marin. La configuration nominale reprend lorsque l'animal a été détecté à une distance plus importante.

Les principaux moyens de préservation et de protection

■ Plan d'action pour le milieu marin

LA DIRECTIVE-CADRE EUROPÉENNE DE 2008 A ÉTÉ TRANSPOSÉE en France en 2012 à travers l'élaboration et la mise en œuvre d'un Plan d'action pour le milieu marin (PAMM). Il existe aujourd'hui un PAMM pour chacune des sous-régions marines : Manche-mer du Nord, mers Celtiques, golfe de Gascogne, Méditerranée occidentale. Les PAMM se déclinent en cinq documents distincts : évaluation initiale, définition du bon état écologique, objectifs environnementaux, programme de surveillance, programme de mesures. La définition du bon état écologique est basée sur la détermination de différents descripteurs et le dernier (descripteur n° 11) est défini de la manière suivante : « L'introduction d'énergie, y compris de sources sonores sous-marines, s'effectue à des niveaux qui ne nuisent pas au milieu marin. » L'arrêté du 17 décembre 2012 propose un descriptif des critères permettant de juger du bon état écologique pour ce descripteur 11. Trois conditions doivent être respectées de manière cumulative :

- les capacités de détection et de communication acoustiques des grands cétacés ne doivent pas être altérées par les perturbations sonores anthropiques ;
- la fréquentation des zones fonctionnelles écologiques par les espèces sensibles aux perturbations sonores doit être préservée ;
- la surmortalité accidentelle directe ou indirecte due aux perturbations sonores anthropiques devra rester marginale.

Considérant alors que les projets de travaux, d'ouvrages et d'aménagement faisant l'objet d'une étude d'impact doivent être rendus compatibles avec les objectifs du PAMM (article L. 219-4 du Code de l'environnement), la connaissance des effets acoustiques sur les espèces marines constitue un enjeu pour le développement des énergies marines renouvelables.

■ La protection des espèces à l'échelle nationale

La protection nationale des espèces marines est très restreinte. Si elle englobe l'ensemble des mammifères et tortues, elle ne concerne que 6 espèces d'invertébrés et 5 espèces végétales. Cette liste est sans commune mesure avec celle des espèces terrestres

protégées, qui couvre pratiquement tous les groupes ; ce sont presque 500 taxons végétaux terrestres et plus de 500 espèces d'oiseaux qui sont protégées à l'échelle nationale. Aujourd'hui, sont protégés en mer :

- les mammifères marins (arrêté du 1^{er} juillet 2011) et les tortues marines (arrêté du 14 octobre 2005), et leurs habitats respectifs ;
- 6 invertébrés et leurs habitats (arrêté du 20 décembre 2004) : patelle géante (*Patella ferruginea*), datte de mer (*Lithophaga lithophaga*), grande nacre (*Pinna nobilis*), nacre épineuse (*Pinna pernula*), grande cigale de mer (*Scyllarides latus*) et oursin diadème (*Centrostephanus longispinus*) ;
- 2 espèces végétales au niveau national (arrêté du 19 juillet 1988) : cymodocée (*Cymodocea nodosa*) et posidonie (*Posidonia oceanica*) ;
- 3 espèces végétales au niveau de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur (arrêté du 9 mai 1994) : zostère marine (*Zostera marina*), zostère naine (*Zostera noltii*), rupelle maritime (*Ruppia maritima*).

L'arrêté du 8 décembre 1988 protège quant à lui de nombreux poissons amphihalins (saumon d'Europe, alose, lamproie marine...), mais cette protection est limitée aux sites de reproduction et aux œufs, ce qui revient à limiter la protection aux habitats en eau douce. Seul l'esturgeon d'Europe (*Acipenser sturio*) fait l'objet d'une protection totale (arrêté du 20 décembre 2004). Cette législation ne reflète en rien la rareté effective de certaines espèces marines, ni leur extrême vulnérabilité dans un milieu marin marqué par une forte pression anthropique.

■ Réseau Natura 2000

Le réseau Natura 2000 est au cœur de la politique européenne de conservation de la nature. Il a été mis en place en application des directives européennes Habitats et Oiseaux, directives qui listent des habitats et des espèces permettant de justifier la désignation de sites Natura 2000. Plus précisément, l'annexe II de la directive Habitat vise un certain nombre d'espèces marines. Outre certains mammifères marins et tortues, des poissons amphihalins sont ici retenus : esturgeon d'Europe, grande alose, alose feinte, aphanus de Corse, lamproie marine, saumon atlantique. L'esprit de cette directive est de protéger des habitats en bon état et d'assurer ainsi la préservation d'un large cortège d'espèces.

La France compte aujourd'hui 213 sites Natura 2000 en mer pour une surface totale de 43 077 km². L'Office français de la biodiversité (OFB) est le référent technique national de ce réseau et le Muséum national d'Histoire naturelle (MNHN) le référent scientifique. L'ensemble de ces sites correspond à 40 % des eaux territoriales françaises et à 11 % de la totalité des eaux françaises, sur lesquelles des mesures précises de préservation des habitats et des espèces doivent être prises et évaluées. Ce réseau de site s'enrichit des parcs nationaux, des parcs naturels régionaux, des réserves naturelles, des aires de protection de biotope, des parties du domaine public maritime confiées au Conservatoire du littoral, des parcs naturels marins, des zones de conservation halieutiques, des réserves

nationales de chasse et de faune sauvage ayant une partie maritime, et aussi des aires marines protégées internationales.

I Analyse des incidences des projets

En vertu de l'article L. 122-1 du Code de l'environnement (modifié par ordonnance le 3 août 2016) : « Les projets qui, par leur nature, leur dimension ou leur localisation, sont susceptibles d'avoir des incidences notables sur l'environnement ou la santé humaine font l'objet d'une évaluation environnementale [...] et, pour certains d'entre eux, après un examen au cas par cas [...] ». Le tableau en annexe de l'article R. 122-2 du Code de l'environnement (modifié par loi le 12 juillet 2010) précise les projets concernés, à savoir les installations en mer de production d'énergie et les lignes électriques sous-marines à haute et à très haute tension. Ainsi, dans les faits, la majorité des installations d'énergies marines renouvelables font aujourd'hui l'objet d'études d'impact.

L'article L. 122-3 du Code de l'environnement (modifié par ordonnance le 3 août 2016) indique ce que contiendra, au minimum, cette étude : une description du projet, une description des incidences notables probables du projet, une description des mesures envisagées pour éviter, réduire et, si possible, compenser les incidences négatives notables probables. Ce contenu sera également essentiel pour l'élaboration des réglementations au titre de la conservation et de la gestion du Domaine public maritime, au titre de la « Loi sur l'eau », au titre de « Natura 2000 », voire au titre des « espèces protégées » dans la mesure où les incidences sur le milieu marin y sont expressément visées.

Il faut intégrer ici le fait que l'étude de l'impact d'un projet en mer doit impérativement traiter de l'incidence du projet non seulement sur la biodiversité, mais aussi sur la pêche professionnelle et donc sur la ressource halieutique. Cela peut conduire à mener une réflexion sur des groupes aussi divers que les poissons, les crustacés, les céphalopodes, les bivalves, les échinodermes... Pour mesurer cet impact, il faut pouvoir juger de l'effet de la perturbation sur l'ensemble du cycle de vie de ces espèces (œufs, vie larvaire, croissance, reproduction...).

Une autorisation pour la mise en œuvre d'un projet ne sera finalement accordée par l'autorité compétente qu'après la prise en considération des données de l'étude d'impact, de l'avis de l'autorité publique compétente en matière d'environnement et du résultat de la consultation publique. La démarche s'organise autour des trois axes qui doivent orienter tout projet. Il faut, par ordre de priorité, éviter, réduire, compenser :

- éviter : l'évitement est généralement réalisé en amont (choix du site de projet, choix des méthodes de travaux, choix de la période des travaux, etc.) ;
- réduire : la réduction des incidences passe par une connaissance des niveaux d'acceptation des espèces des différents seuils acoustiques et par l'application de méthodes visant à diminuer l'impact sonore (rideaux de bulles, augmentation progressive du bruit, etc.) ;

- compenser : la compensation des incidences en milieu marin est un domaine encore très marginal aujourd'hui, contrairement au domaine terrestre ; cela impose la mise en œuvre de mesures d'évitement et de réduction, notamment pour les effets acoustiques. Cela est possible à partir des connaissances des espèces et des incidences susceptibles de les atteindre. Si le cadre réglementaire est assez clair, le manque de connaissances sur les espèces, les habitats et leur sensibilité au son en milieu marin est criant.

Déroulé actuel d'une étude d'impact acoustique EMR

I Généralités

EN FRANCE MÉTROPOLITAINE À L'HEURE ACTUELLE, les études d'impact sont le plus souvent à la charge du maître d'ouvrage et de bureaux d'études, compagnies privées qui sont mandatées avant les travaux d'installation afin d'élaborer les dossiers de demande d'autorisation dont les études d'impact constituent la pierre angulaire. Ces études d'impact couvrent un large champ thématique intégrant les activités humaines, économiques (pêche), le paysage et l'ensemble des compartiments biologiques des écosystèmes considérés. Selon les textes de loi, l'impact doit être qualifié et quantifié.

Dans le champ nouveau des installations EMR en France, les maîtres d'ouvrage, les bureaux d'études et les nombreux services de l'État se sont retrouvés face à un défi. Le milieu marin est souvent mal décrit, la sensibilité des espèces aux diverses perturbations rarement documentée, et les projets EMR sont souvent d'une ampleur (surface) peu commune en mer.

Or, pour définir un impact, il faut connaître les espèces et les habitats présents dans l'espace d'influence du projet. Pour les espèces, idéalement, il faut avoir une idée précise des effectifs et des stades de vie concernés.

Pour chaque pression (bruit, turbidité, réchauffement...), il faut connaître la sensibilité de l'habitat, de l'espèce ou du groupe d'espèces. Cela implique d'évaluer leur résistance à la pression et aussi leur résilience. Et c'est en croisant les informations sur la sensibilité et sur la pression qu'il est possible d'estimer l'impact du projet.

Mais un autre paramètre s'impose pour qualifier et quantifier l'impact, c'est l'enjeu lié à l'espèce ou à l'habitat. Les enjeux retenus sont la rareté à différentes échelles (locale, régionale, nationale, européenne), son statut de protection, l'état de conservation des populations. Actuellement, seules certaines espèces emblématiques sont prises en compte. Dans la Manche et dans l'Atlantique, aucun invertébré n'est protégé (en dehors des espèces pêchées). Il faut ensuite prendre en compte l'intensité, l'étendue, la durée et la fréquence de l'effet. L'impact est alors qualifié et quantifié à travers une évaluation de la pression, par espèce ou par groupe d'espèce, voire par habitat.

Sur la base de cette analyse, le maître d'ouvrage est tenu de mettre en œuvre une démarche visant à « éviter, réduire, compenser » l'impact. L'évitement peut amener à

modifier le projet ou le planning. La réduction consiste généralement à modifier le *process* des travaux. Le projet est donc modifié jusqu'à ce que l'évitement et la réduction permettent de considérer que le projet n'a pas d'impact significatif sur des espèces ou des habitats revêtant des enjeux. S'il n'est pas possible d'éviter un tel impact, le maître d'ouvrage doit mettre en œuvre des mesures compensatoires. Dans le cas particulier des projets dits EMR, la constitution des dossiers et leur instruction courent sur 3 ans au moins et peuvent durer 5 années.

I Des difficultés récurrentes

Globalement, il est complexe d'établir une aire d'étude parfaitement adaptée. Par exemple, la modélisation de la propagation du son, qui implique de connaître les « *process* travaux », peut être disponible après l'étude de certains compartiments biologiques. Cela impose de retenir une aire d'étude assez vaste pour intégrer un principe de précaution. Pour presque toutes les pressions, l'effet sur les espèces animales est peu renseigné dans la littérature scientifique. La recherche académique porte sur certains paramètres et couvre un faible éventail d'espèces et pratiquement jamais l'ensemble du cycle de vie. Ces remarques sont particulièrement vraies pour les espèces d'invertébrés benthiques, ensemble écosystémique qui contient bon nombre d'espèces à intérêt commercial. Dans ce contexte, il est aujourd'hui délicat de définir des niveaux d'impact scientifiquement justifiés. Dans ce cadre scientifiquement peu contraint, les avis émis par les différents services instructeurs peuvent dépendre de la sensibilité de chacun et être assez contradictoires entre eux, ce qui génère des difficultés qui dépassent la responsabilité établie du pétitionnaire.

L'étude de l'impact du son des EMR est confrontée à ce type d'aléas car la prise en compte de cet impact est récente ; il est peu renseigné et centré sur un nombre limité d'espèces. Il apparaît aujourd'hui que la société doit mobiliser ses scientifiques afin que l'étude d'impact repose sur des bases solides, que les méthodes soient clairement définies et que l'ensemble des parties prenantes mènent une réflexion sur l'acceptabilité des projets en s'appuyant sur une analyse factuelle et non sur une multitude d'interprétations des données disponibles. Par ailleurs, la fragmentation de l'analyse par espèce ou par groupe d'espèces et par pression du projet peut représenter un biais dans l'estimation de l'impact du projet à l'échelle du biotope et de l'écosystème.

Lorsqu'elles sont accordées, les autorisations des projets imposent des suivis de l'impact effectif de l'installation sur divers compartiments sur une durée qui correspond à la vie du projet. Ceci pourrait représenter une mine d'informations. Mais aujourd'hui la règle est de suivre les espèces et les paramètres décrits dans l'étude d'impact. Cela conduit à suivre par exemple l'impact du projet sur le recrutement larvaire ou post-larvaire de bivalves d'intérêt commercial, sans qu'il ne soit jamais suggéré de suivre en parallèle l'impact de l'introduction d'espèce, de l'eutrophisation, de la pêche à la drague et au chalut sur ce même compartiment. Le maître d'ouvrage est ainsi tenu de mesurer un effet qui peut être d'un ou de plusieurs ordres de grandeurs inférieurs à celui d'une autre pression qui

varie elle-même en intensité au cours du temps. Cela induit un biais potentiel tel, qu'il apparaît potentiellement faux de conclure à un impact sans pouvoir décorrélérer l'effet de l'ensemble des pressions.

Aujourd'hui, les études réglementaires des EMR souffrent d'un manque de connaissances et de recherches adaptées. Il est très difficile d'estimer la responsabilité effective des porteurs de projet quant à la conservation du patrimoine naturel. Dans ce contexte, l'impact acoustique apparaît clairement aujourd'hui comme l'un des plus difficiles à établir et à démontrer.

I Un débat public tronqué ?

Les projets EMR sont ouverts au débat public. Lors de l'enquête publique, chacun peut s'exprimer sur le dossier d'étude d'impact. Dans ce cadre, l'étude d'impact doit dresser un tableau honnête et complet des enjeux, des pressions et des effets tout en les replaçant dans le contexte du ou des écosystème(s) considéré(s). Ces études d'impacts traitent du bruit généré lors de l'installation et de l'exploitation des projets EMR. Ce travail d'estimation des effets et de l'impact est actuellement effectué en ne prenant en compte qu'à la marge les effets de la pollution sonore chronique préexistante. Cette carence méthodologique chronique biaise très clairement le débat. Le bruit de fond généré par le trafic maritime (transport, déplacement des bateaux de pêche, plaisance) est généralement bien mesuré. Cependant, des activités clés ne sont pas prises en compte, c'est notamment le cas de la pêche professionnelle.

La pêche à la coquille Saint-Jacques est un bon exemple car elle est une source de conflit pour plusieurs projets déjà autorisés. Cette pêche est fortement réglementée et très bien documentée. Pour chaque gisement, elle n'est ouverte que quelques mois par an et seulement quelques heures par jour. Pour diverses raisons, il n'est pas fait de mesures (bruit, turbidité...) lors des périodes de pêche : peur de perte/destruction des hydrophones, capteurs, exclusion de la zone pendant la période d'ouverture dans le cadre des autorisations de déploiement des capteurs, peur de stigmatiser la profession. La pêche à la coquille concentre pourtant dans un périmètre restreint des dizaines de bateaux qui traînent tous une ou plusieurs dragues. Le bruit généré par les moteurs et par les dragues est intense. Cela dure plusieurs heures par jour et la période d'ouverture couvre plusieurs mois. Il faut donc acter ici que le territoire du gisement de coquilles subit une pression sonore significative, caractérisée par des périodes d'émissions journalières longues et intenses, et ce sur plusieurs mois. Ces caractéristiques rappellent celles du bruit des travaux de pose des éoliennes, même si des différences existent. Le bruit des travaux de pose est clairement plus intense à la source qu'un bateau de pêche, mais le nombre élevé de bateaux sur une zone de pêche soumet une large zone à une forte intensité sonore. Par ailleurs, il convient également de noter que l'impact des dragues est majeur sur les peuplements d'invertébrés et sur l'espèce cible (mortalité, blessures des jeunes coquilles). Ceci n'est pas renseigné dans les études d'impact et participe aussi à la mauvaise information du public et des services de l'État. Cela revient à ignorer, quand elle existe, une pression forte

et régulière. Il ne s'agit pas ici d'incriminer les pêcheurs professionnels qui exploitent de plein droit le milieu marin mais bien d'objectiver le débat sur l'impact effectif d'une nouvelle activité. Cet exemple, centré sur un engin et une espèce cible, illustre la difficulté d'effectuer des études d'impact complètes et impartiales pour les projets EMR.

Notons ici que ce type de biais est spécifique au milieu marin. Lors d'une étude d'impact terrestre, il est clairement demandé au porteur de projet de relativiser les impacts en intégrant le contexte et l'ensemble des pressions. Par exemple, la question de la pollution lumineuse d'un projet ne saurait être abordée de la même manière en ville et en pleine campagne. Dans le cas d'un projet EMR, cette pratique conduit, d'une part, à sous-estimer les pressions initialement subies par les organismes et, d'autre part, à considérer, à tort, la pollution sonore sous-marine liée à un projet EMR comme faisant pression sur un milieu vierge, ce qui induit deux effets :

- l'impact sonore du projet est surestimé ; en effet, les peuplements benthiques, les poissons et la coquille Saint-Jacques sont initialement à l'équilibre avec une pression sonore forte et régulière liée à diverses activités anthropiques préexistantes ; la nouvelle pression liée aux travaux devrait être présentée comme participant à l'impact cumulé de diverses activités ;
- le débat public est faussé ; supposer que le milieu est initialement vierge renforce l'argumentaire contre les EMR ; apporter une contradiction à cet argumentaire nécessiterait de présenter les pressions préexistantes, notamment dues à la pêche (bruit, mortalité, modification des peuplements), ce qui n'est jamais effectué.

Ainsi, les développeurs et les services de l'État sont souvent attaqués par des représentants de la pêche professionnelle, en retenant la pollution sonore due aux EMR comme principal impact, mais sans tenir compte de la pollution acoustique générée par la pêche, ni même de l'impact direct généré par la capture et la destruction d'organismes. Dans ce contexte, faute de données et d'analyses, les parties prenantes sont incapables de porter la contradiction.

L'estimation de l'impact potentiel des projets éoliens doit prendre en compte le contexte environnemental local, incluant les bruits chroniques, ainsi que l'ensemble des activités historiques. La règle tacite consistant à ne pas prendre la pêche en compte doit être questionnée. Les services instructeurs, les scientifiques et les porteurs de projet doivent revoir leurs pratiques. Les pêcheurs défendent, à raison, leurs entreprises. C'est donc bien aux autres parties prenantes de modifier leur approche. Le monde de la recherche et les organismes experts doivent s'impliquer et créer un cadre qui permette un débat argumenté et sans tabous. Le débat public ne peut porter sur une réalité tronquée.

6. Lacunes de connaissances et besoins d'études complémentaires

CETTE REVUE BIBLIOGRAPHIQUE montre que les connaissances relatives à l'impact acoustique des projets éoliens offshore sur la faune marine sont encore lacunaires malgré le nombre de travaux scientifiques et d'études d'impact qui ont déjà été faits. Ce chapitre identifie les sujets sur lesquels nous manquons de connaissances et les questions qui restent à étudier.

Concernant l'acoustique sous-marine, des développements sont nécessaires pour aboutir à des produits standardisés de mesures et de modélisation de l'accélération particulière, qui est une quantité centrale pour les études des auditions des crustacés et de certains poissons. À ce stade, l'accélération, qui se modélise comme un vecteur 3D, est souvent résumée en une quantité scalaire (par exemple, la puissance), ce qui revient à ignorer largement certaines propriétés du champ vectoriel comme la directionnalité, mais aussi la polarisation. Par ailleurs, pour modéliser la propagation sonore dans l'océan, il faut prendre en compte la propagation dans le plancher océanique : les modèles acoustiques doivent progresser pour prendre en compte les vibrations du sous-sol et mesurer leur impact.

Pour analyser et mesurer l'impact acoustique sur la faune marine, il est essentiel de comprendre le fonctionnement et le rôle de la perception sonore des animaux marins, mais les connaissances font encore défaut pour de nombreuses espèces :

- les capacités auditives des oiseaux marins et des tortues marines sont encore mal connues et il n'y a pas de connaissance sur les seuils d'impact létaux ou non réversibles de ces espèces ; seules quelques espèces d'oiseaux ont été étudiées à ce stade ; ces premières études suggèrent que les oiseaux marins ont une capacité de réception des sons à la fois en milieu aérien et en milieu sous-marin, et laissent penser qu'ils sont donc impactés par le bruit en mer ; les travaux sur les capacités auditives des oiseaux marins nageurs et des tortues marines doivent permettre d'identifier les seuils de bruit provoquant des pertes d'audition temporaire ou définitive ;
- les connaissances sont également très lacunaires pour les invertébrés marins ; on connaît mal leurs capacités auditives, notamment les mécanismes de réception sonore et des niveaux seuils en accélération particulière en fonction des bandes de fréquences audibles ; il n'y a pas de données « seuils » permettant de savoir quelle exposition au bruit a un impact (perte d'audition, changement de comportement, mortalité) sur les invertébrés marins, en fonction de leur distance de la source sonore : il y a également peu d'études sur la caractérisation des sons produits par les invertébrés marins ; enfin,

nous avons besoin de mieux comprendre le rôle écologique des sons chez les invertébrés, les mécanismes de production sonore et les contextes dans lesquels les sons sont produits (communication intra-inter spécifique) ;

- il existe aussi peu d'études sur le rôle des vibrations du substrat pour la communication, notamment pour la faune benthique.

Même si l'effet des sons sur la faune marine a fait l'objet de nombreuses études, la connaissance sur le sujet reste très incomplète sur certains volets :

- il faut conduire des études d'impact des différentes activités anthropiques sur les oiseaux marins et les tortues marines (communication, audition, comportements...) ;

- de façon globale, il existe très peu d'études d'impact chez les invertébrés marins en comparaison des poissons et des mammifères marins ; nous n'avons aucune connaissance sur les effets des bruits anthropiques aux différents stades du cycle de vie pélagio-benthique des invertébrés (c'est-à-dire, de la phase larvaire à la phase adulte) ; la plupart des études d'impact publiées sont effectuées en laboratoire, ce qui en limite la portée ; elles sont effectuées en cuve où le champ acoustique complexe est rarement quantifié, ce qui rend difficile la comparaison des résultats de différentes études et hasardeuse leur interprétation projetée en milieu marin ; par ailleurs, ces études utilisent des sources sonores émettant des bruits d'origine anthropique enregistrés dans le milieu marin quand ce ne sont pas sons artificiels (des *chirps*, par exemple) ; il y a peu d'études exposant des invertébrés marins à une vraie source sonore anthropique (bruit de bateau, prospection sismique, battage de pieux par exemple) en conditions réelles dans le milieu marin ; nous n'avons d'ailleurs aucune connaissance sur le masquage acoustique de la communication sonore des invertébrés marins par des bruits d'origine anthropique tels que les moteurs de bateau qui sont des bruits continus ;

- même si les mammifères marins ont été relativement bien étudiés, les données et les études sur les impacts potentiels au stade juvénile manquent ;

- il est important d'élargir les études d'impact aux réseaux trophiques ; en effet, les déplacements aux niveaux trophiques les plus bas (invertébrés, poissons) ont probablement des conséquences sur la chaîne alimentaire marine dans sa totalité, y compris sur les mammifères marins et les oiseaux marins situés en haut des réseaux trophiques ; dans le cas des oiseaux marins en période de reproduction, du fait de leur restriction spatio-temporelle autour des colonies (nécessité de nourrissage régulier du poussin à terre), un déplacement des réseaux trophiques pourrait avoir des conséquences extrêmes sur les succès reproducteurs, et donc la survie des populations, et toutes les espèces d'oiseaux marins pourraient se retrouver impactées.

Les études d'impact acoustiques des projets éoliens offshore doivent naturellement se poursuivre. Trop peu de retours d'expérience et de mesure d'impacts en condition réelle existent. On manque en particulier de recul concernant les installations éoliennes flottantes (construction, exploitation) et certaines espèces ont été trop peu étudiées du fait de la focalisation des recherches sur quelques espèces de mammifères marins et

de poissons présentes en mer du Nord et en mer Baltique. Plusieurs grandes pistes de recherche restent à explorer :

- il faudrait évaluer l'impact à l'échelle d'un écosystème et pas seulement à l'échelle de l'individu ou de l'espèce ; cela suppose de nouvelles méthodes d'expérimentation et d'observation, mais aussi d'améliorer les connaissances fondamentales sur la distribution, les cycles biologiques, les schémas migratoires et la relation à l'écosystème pour mieux appréhender les impacts potentiels ; par exemple, si la pollution sonore anthropique concerne une zone où les animaux viennent pour s'alimenter, il faudrait pouvoir prendre en compte le risque de perte d'habitat et l'impact à l'échelle du groupe ou de la population ;
- l'impact des installations d'éoliennes offshore sur les oiseaux marins doit faire l'objet une attention plus poussée ; en plus de l'impact en milieu sous-marin, il y a aussi un impact en milieu aérien, du fait du bruit aérien des éoliennes en activité, qui pourrait affecter toutes les espèces d'oiseaux marins, y compris les oiseaux marins non nageurs ; le cas des espèces migratrices et/ou nocturnes, qui sont également confrontées à des risques importants de collision, doit être pris en compte ;
- même si des opérations très bruyantes de battage de pieux ont fait l'objet d'études d'impact, ces dernières ne prennent pas en compte l'effet des vibrations du substrat qu'elles induisent sur la faune benthique.

Conclusion

LE BRUIT SOUS-MARIN produit par les activités humaines, c'est-à-dire l'anthropophonie, a sérieusement augmenté dans les océans durant les dernières décennies (Duarte *et al.*, 2021) et résulte d'une myriade de sources sonores différentes. Les origines des bruits les plus forts à la source émettrice comprennent les explosifs, les relevés sismiques par canons à air, mais aussi les opérations de forage et de battage de pieux qui se multiplient dans les eaux peu profondes avec le développement des dispositifs d'énergie marine renouvelable (EMR). En outre, en raison de l'augmentation du trafic maritime, les navires ont contribué à multiplier par 16 le bruit à basse fréquence dans certaines parties des océans au cours des cinquante dernières années (McDonald *et al.*, 2006 ; Malakoff, 2010).

Dans ce contexte, l'évaluation des impacts potentiels de l'anthropophonie sur les organismes marins est une préoccupation majeure des acteurs environnementaux. Cela est attesté au sein de l'Union européenne par l'adoption, dans la directive-cadre stratégie marine de bon état écologique 2008/56/CE (MSFD-GES), du descripteur 11 qui stipule que « l'introduction d'énergie, y compris le bruit sous-marin, se fait à des niveaux qui ne portent pas atteinte au milieu marin ».

Les travaux de recherche en laboratoire et les retours d'expérience *in situ* font apparaître que la faune marine est impactée par la pollution sonore anthropique. Le bruit peut induire des traumatismes transitoires ou permanents de l'appareil auditif, d'autres types de lésions ou de troubles liés au stress, ainsi que des réponses comportementales (réactions d'évitement notamment, changements concernant l'alimentation, la réaction aux prédateurs, etc.), éventuellement liées au masquage de signaux d'intérêt qui ne sont plus efficacement détectés ou reconnus. Dans certains cas extrêmes, l'impact peut être mortel. La nature et la gravité des impacts acoustiques sont cependant très variables d'une espèce à l'autre et en fonction de la source sonore.

Concernant l'impact acoustique des projets éoliens offshore, il apparaît que les opérations de battage de pieux (phase de construction des éoliennes posées) ont un impact significatif et parfois sévère pour certaines espèces étudiées et sur de longues distances, d'où l'importance du développement et de la mise en place de dispositifs de mitigation. Les autres opérations liées aux projets éoliens (construction des éoliennes flottantes, exploitation des éoliennes) semblent avoir un impact acoustique plus modéré, mais assez variable d'une espèce à l'autre. L'état actuel des connaissances, lacunaire concernant notamment les oiseaux marins, les tortues et les invertébrés, le stade juvénile des mammifères marins, mais aussi la caractérisation des bruits générés par les projets éoliens, ne permet pas de livrer de conclusion générale.

Dans cette synthèse bibliographique, qui se veut la plus exhaustive possible, sont en outre mis en exergue plusieurs points cruciaux :

1. Caractériser l'émission et la propagation des sons sous-marins n'est pas une tâche triviale car ces processus sont fortement dépendants des caractéristiques des outils utilisés par les hommes (foret, batteur...), mais aussi de celles du site d'étude (bathymétrie, nature du fond, température et salinité de l'eau...). Des modèles numériques de propagation constituent des approches adaptées mais il y a un manque cruel de mesures *in situ* des bruits anthropiques lors d'opérations réelles d'installation d'EMR.
2. Les métriques utilisées par les bioacousticiens pour quantifier l'exposition des animaux aux bruits anthropiques se résument souvent au niveau SEL (exposition à un niveau par unité de temps) de la pression sonore, qui peut être exprimé dans une bande de fréquence fixe correspondant à la gamme d'écoute de l'organisme considéré. Malheureusement, les performances auditives, bien connues pour les mammifères marins, et dans une moindre mesure pour les oiseaux et les poissons marins, le sont très peu pour les tortues marines et n'ont quasiment pas été estimées pour les invertébrés marins.
3. La sensibilité des organismes marins au son dépendant de leur système auditif, il convient de bien caractériser les paramètres perçus, que ce soit les variations de pression, les vitesses particulières et la vibration du substrat. La mesure de pression, réalisée *via* des hydrophones, est largement répandue, fiable et utilisée par la communauté bioacoustique. En revanche, la mesure de l'accélération particulière et le traitement des signaux associés restent des domaines de recherche peu explorés, car il n'existe pratiquement pas de système calibré disponible « sur étagère » pour la communauté. Enfin, la mesure des vibrations du substrat est largement répandue en géoscience, mais la communauté bioacoustique ne s'est pas encore approprié les systèmes et les méthodes disponibles. Il est aujourd'hui nécessaire de briser les murs entre les communautés et de mutualiser les équipements disponibles pour la communauté scientifique nationale.
4. La définition des seuils d'impact sur les animaux marins existe actuellement pour les mammifères, avec la mise en œuvre ultérieure de critères d'exposition au bruit (Southall *et al.*, 2019) et de seuils acoustiques sous-marins pour l'apparition de changements de seuil d'audition permanents et temporaires (NMFS, 2016, 2018). Les recherches axées sur les impacts du bruit sous-marin sur les poissons (examinées dans Hawkins et Popper, 2018) détaillent dans une moindre mesure les catégories de capacités auditives liées à certaines caractéristiques anatomiques (par exemple, présence ou absence de vessie natatoire) (Popper *et al.*, 2014). En revanche, et comme l'ont souligné Hawkins et Popper (2017), il y a un besoin crucial d'accroître nos connaissances sur les impacts potentiels du bruit anthropique sur les espèces d'invertébrés marins et de définir au mieux les seuils à respecter lors d'opérations humaines en mer.
5. Des recherches récentes visent à augmenter le socle de connaissances sur ces impacts acoustiques, mais la qualité des travaux est très variable selon le type d'approches (*in situ* ou expérimentale), et surtout selon le degré de caractérisation des émissions sonores appliquées aux organismes, ainsi que selon la compréhension des phénomènes de propagation acoustique associés. À titre d'exemple, de nombreuses expériences sont réalisées en cuve en laboratoire, mais la propagation complexe due au système expérimental

est souvent ignorée, ce qui peut aboutir à de mauvaises interprétations des données acquises en raison de phénomènes de réverbération et de résonance.

En conclusion, la thématique de la bioacoustique vit actuellement un moment charnière de son évolution compte tenu des enjeux sociétaux que l'augmentation de l'anthropophonie en domaine marin côtier génère. Son rôle dans la décennie à venir dépendra de sa capacité à produire des connaissances en adoptant des méthodes et des approches rigoureuses, tant en acoustique qu'en biologie. Il est aujourd'hui nécessaire de monter des groupes d'étude largement interdisciplinaires pour continuer de faire progresser nos connaissances. De plus, comme l'ont préconisé Hawkins *et al.* (2020), il sera primordial de préciser les réponses biologiques/écologiques aux bruits d'origine humaine qui ont un impact sur la valeur sélective d'un animal, c'est-à-dire sur sa capacité à se développer, à grandir, à survivre et à se reproduire. Cette phase est un préalable essentiel à toute politique de gestion des impacts sur les populations d'animaux marins.

Bibliographie

- Abbott R.R., Reyff J., Marty G., 2005. *Final Report: Monitoring the Effects of Conventional Pile Driving on three Species of Fish*. Richmond, Manson Construction Company.
- Aimon C., Simpson S.D., Hazelwood R.A., Bruintjes R., Urbina M.A., 2021. Anthropogenic underwater vibrations are sensed and stressful for the shore crab *Carcinus maenas*. *Environmental Pollution*, 285, 117148.
- Allen A.N., Schanze J.J., Solow A.R., Tyack P.L., 2014. Analysis of a Blainville's beaked whale's movement response to playback of killer whale vocalizations. *Marine Mammal Science*, 30 (1), 154-168.
- André M., Kaifu K., Solé M., van der Schaar M., Akamatsu T., Balastegui A., Sánchez A.M., Castell J.V., 2016. Contribution to the understanding of particle motion perception in marine invertebrates. In : *The Effects of Noise on Aquatic Life II* (Popper A.N., Hawkins A., dir.). New York, Springer, 47-55.
- André M., Solé M., Lenoir M., Durfort M., Quero C., Mas A., Lombarte A., van der Schaar M., López-Bejar M., Morell M., Zaugg S., Houégnigan L., 2011. Low-frequency sounds induce acoustic trauma in cephalopods. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9 (9), 489-493.
- Athenaeus, 1789-1791 [300]. *Le banquet des savants*. Paris, Lamy.
- Au W.W., Banks K., 1998. The acoustics of the snapping shrimp *Synalpheus parneomeris* in Kaneohe Bay. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 103 (1), 41-47.
- Au W.W.L., Green M., 2000. Acoustic interaction of humpback whales and whale-watching boats. *Marine Environmental Research*, 49 (5), 469-481.
- Awbrey F.T., Thomas J.A., 1987. Measurements of sound propagation from several acoustic harassment devices. In : *Acoustical Deterrents in Marine Mammal Conflicts with Fisheries* (Mate B.R., Harvey J.T., dir.). Corvallis, Oregon State University, 85-104.
- Bagočius D., 2013. Underwater noise generated by the detonation of historical ordnance in the Baltic Sea Lithuania: potential ecological impacts on marine life. *Baltica*, 26 (2), 187-192.
- Bagočius D., 2015. Piling underwater noise impact on migrating salmon fish during Lithuanian LNG terminal construction (Curonian Lagoon, Eastern Baltic Sea Coast). *Marine Pollution Bulletin*, 92 (1-2), 45-51.
- Bailey H., Senior B., Simmons D., Rusin J., Picken G., Thompson P.M., 2010. Assessing underwater noise levels during pile-driving at an offshore windfarm and its potential effects on marine mammals. *Marine Pollution Bulletin*, 60 (6), 888-897.
- Bartol S.M., 1994. Auditory evoked potentials of the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*). *Dissertations, Theses, and Masters Projects*. Paper 1539617675.
- Bartol S.M., Ketten D.R., 2006. Turtle and tuna hearing. In : *Sea Turtle and Pelagic Fish Sensory Biology: Developing Techniques to Reduce Sea Turtle Bycatch in Longline Fisheries* (Swimmer Y., Brill R., dir.). NOAA Technical Memorandum NMFS-PIFSC-7, Honolulu, Pacific Islands Fisheries Science Center, 98-103.
- Bartol S.M., Musick J.A., Lenhardt M.L., 1999. Auditory evoked potentials of the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*). *Copeia*, 3, 836-840.
- Bass A.H., Ladich F., 2008. Vocal-acoustic communication: from neurons to behavior. In : *Fish Bioacoustics* (Webb J.F., Fay R.R., Popper A.N., dir.). New York, Springer, 253-278.

- Bejder L., Samuels A., Whitehead H., Gales N., 2006. Interpreting short-term behavioural responses to disturbance within a longitudinal perspective. *Animal Behaviour*, 72 (5), 1149-1158.
- Bellmann M., 2012. Die technische Entwicklung von Schallminderungstechnologien: Stand der Forschung. In : *Minimierung von Unterwasserschall bei der Gründung von Offshore-Windenergieanlagen: Anforderungen und Möglichkeiten*, 28 mars, Rostock, IHK Rostock.
- Bergström L., Lagenfelt I., Sundqvist F., Andersson I., Andersson M.H., Sigraý P., 2013a. *Study of the Fish Communities at Lillgrund Wind Farm: Final Report from the Monitoring Programme for Fish and Fisheries 2002-2010*. Göteborg, Swedish Agency for Marine and Water Management.
- Bergström L., Sundqvist F., Bergström U., 2013b. Effects of an offshore wind farm on temporal and spatial patterns in the demersal fish community. *Marine Ecology Progress Series*, 485, 199-210.
- Berrill M., 1976. Aggressive behaviour of post-puerulus larvae of the western rock lobster *Panulirus longipes* (Milne-Edwards). *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 27 (1), 83-88.
- Betke K., 2008. *Measurement of Wind Turbine Construction Noise at Horns Rev II*. Husum, BioConsult SH.
- Betke K., Schultz-von Glahn M., Matuschek R., 2004. Underwater noise emissions from offshore wind turbines. In : *Proceedings of the Congrès français d'acoustique et Salon européen de l'acoustique (CFA/DAGA'04)*, 22-25 mars. Strasbourg, Société française d'acoustique, 591-592.
- Bibikov N.G., 1992. Auditory brainstem responses in the harbor porpoise (*Phocoena phocoena*). In : *Marine Mammal Sensory Systems* (Thomas J.A., Kastelein R.A., Supin A.Y., dir.). New York, Springer, 197-211.
- Bonnell J. 2010. *Analyse de la dispersion acoustique UBF (0-150 Hz) pour la surveillance et la caractérisation du milieu marin*. Thèse de doctorat, Grenoble, Institut national polytechnique de Grenoble.
- Booman C., Dalen H., Heivestad H., Levsen A., Van der Meeren T., Toklum K., 1996. *Effekter av luftkanonskyting på egg, larver og ynell*. Bergen, Undersekkelser ved Hauforskningstittuttet ogto-clgisk Laboratorium, Universitet Bergen.
- Bouwma P.E., Herrnkind W.F., 2009. Sound production in Caribbean spiny lobster *Panulirus argus* and its role in escape during predatory attack by *Octopus briareus*. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 43 (1), 3-13.
- Boyd I.L., Frisk G., Urban E., Tyack P., Ausubel J., Seeyave S., Cato D., Southall B., Weise M., Andrew R., Akamatsu T., Dekeling R., Erbe C., Farmer D., Gentry R., Gross T., Hawkins A., Li F., Metcalf K., Miller J.H., Moretti D., Rodrigo C., Shinke T., 2011. An International Quiet Ocean Experiment. *Oceanography*, 24 (2), 174-181.
- Braasch A., Joost M., Ketzer C., 2013. Responses of harbour porpoises to pile driving on a temporal and spatial scale. *Naturvårdsverket report*, 6546.
- Brandt M.J., Diederichs A., Nehls G., 2009. *Harbour Porpoise Responses to Pile Driving at the Horns Rev II Offshore Wind Farm in the Danish North Sea: Final Report to DONG Energy*. Husum, BioConsult SH.
- Brandt M.J., Diederichs A., Betke K., Nehls G., 2011. Responses of harbour porpoises to pile driving at the Horns Rev II offshore wind farm in the Danish North Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 421, 205-216.
- Brandt M.J., Dragon A.C., Diederichs A., Bellmann M.A., Wahl V., Piper W., Nabe-Nielsen J., Nehls G., 2018. Disturbance of harbour porpoises during construction of the first seven offshore wind farms in Germany. *Marine Ecology Progress Series*, 596, 213-232
- Brandt M.J., Dragon A.C., Diederichs A., Schubert A., Kosarev V., Nehls G., Wahl V., Michalik A., Braasch A., Hinz C., Ketzer C., Todeskino D., Gauger M., Laczny M., Piper W., 2016. *Effects of Offshore Pile Driving on Harbour Porpoise Abundance in the German Bight: Assessment of Noise Effects*. Husum/Oldenburg/Neu Brodestorf, BioConsult SH/IBL Umweltplanung GmbH/Institute of Applied Ecology (IfAO).

- Branscomb E.S., Rittschof D., 1984. An investigation of low frequency sound waves as a means of inhibiting barnacle settlement. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 79 (2), 149-154.
- Branstetter B.K., St Leger J., Acton D., Stewart J., Houser D., Finneran J.J., Jenkins K., 2017. Killer whale (*Orcinus orca*) behavioral audiograms. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 141 (4), 2387-2398.
- Brasseur S., Kirkwood R., Aarts G., 2018. *Seal Monitoring and Evaluation for the Gemini Offshore Windfarm: Tconstruction-2015 Report. Report Number Coo4/18*. Wageningen, Wageningen Marine Research.
- Breithaupt T., Atema J., 2000. The timing of chemical signaling with urine in dominance fights of male lobsters (*Homarus americanus*). *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 49 (1), 67-78.
- Bruce M., Doherty T., Kaplan J., Sutherland C., Atema J., 2018. American lobsters, *Homarus americanus*, use vision for initial opponent evaluation and subsequent memory. *Bulletin of Marine Science*, 94 (3), 517-532.
- Bruintjes R., Simpson S.D., Harding H., Bunce T., Benson T., Rossington K., Jones D., 2016. The impact of experimental impact pile driving on oxygen uptake in black seabream and plaice. In : *Proceedings of Meetings on Acoustics 4ENAL*. Melville, Acoustical Society of America, 27 (1), 010042.
- Bruns B., Kuhn C., Stein P., Gatermann J., Elmer K.H., 2014. The new noise mitigation system "Hydro Sound Dampers": history of development with several hydro sound and vibration measurements. In : *Inter-Noise and Noise-Con: Congress and Conference Proceedings*, 16-19 novembre. Melbourne, International Institute of Noise Control Engineering, 249 (2), 4915-4923.
- Budelmann B.U., 1992. Hearing in crustacea. In : *The Evolutionary Biology of Hearing* (Webster D.B., Fay R.R., Popper A.N., dir.). New York, Springer-Verlag, 131-139.
- Budelmann B.U., Bleckmann H., 1988. A lateral line analogue in cephalopods: water waves generate microphonic potentials in the epidermal head lines of *Sepia* and *Lolliguncula*. *Journal of Comparative Physiology A: Neuroethology, Sensory, Neural, and Behavioral Physiology*, 164 (1), 1-5.
- Burgess W.C., Blackwell S.B., Abbott R., 2005. Underwater acoustic measurements of vibratory pile driving at the Pipeline 5 crossing in the Snohomish River, Everett, Washington. *Greeneridge Report 322-2*. Santa Barbara, Greeneridge Sciences Inc.
- Bush B.M.H., Laverack M.S., 1982. Mechanoreception. In : *The Biology of Crustacea. Volume 3: Neurobiology, Structure and Function* (Atwood H.L., Sandeman D.V., dir.). New York, Academic Press, 399-468.
- Butler J.M., Maruska K.P., 2020. Underwater noise impairs social communication during aggressive and reproductive encounters. *Animal Behaviour*, 164, 9-23.
- Butler J., Parnell E., Širović A., 2017. Who's making all that racket? Seasonal variability in kelp forest soundscapes. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 141 (5), 3864.
- Caldwell J., Dragoset W., 2000. A brief overview of seismic air-gun arrays. *The Leading Edge*, 19 (8), 817-928.
- California Department of Transportation, 2001. *San Francisco-Oakland Bay Bridge: East Span Seismic Safety Project. Pile Installation Demonstration Project: Fisheries Impact Assessment*. Sacramento, California Department of Transportation.
- Canning S., Lye G., Givens L., Pendlebury C., 2013. *Analysis of Marine Ecology Monitoring Plan Data from the Robin Rigg Offshore Wind Farm, Scotland (Operational Year 2)*. Dalry, Natural Power Consultants.
- Carstensen J., Henriksen O.D., Teilmann J., 2006. Impacts of offshore wind farm construction on harbour porpoises: acoustic monitoring of echolocation activity using porpoise detectors (T-PODs). *Marine Ecology Progress Series*, 321, 295-308.

- Casaretto L., Picciulin M., Hawkins A.D., 2015. Seasonal patterns and individual differences in the calls of male haddock *Melanogrammus aeglefinus*. *Journal of Fish Biology*, 87 (3), 579-603.
- Casper B.M., 2006. *The Hearing Abilities of Elasmobranch Fishes*. Thèse de doctorat, Tampa, Université of South Florida.
- Casper B.M., Halvorsen M.B., Matthews F., Carlson T.J., Popper A.N., 2013a. Recovery of barotrauma injuries resulting from exposure to pile driving sound in two sizes of hybrid striped bass. *PLoS One*, 8 (9), e73844.
- Casper B.M., Smith M.E., Halvorsen M.B., Sun H., Carlson T.J., Popper A.N., 2013b. Effects of exposure to pile driving sounds on fish inner ear tissues. *Comparative Biochemistry and Physiology-Part A: Molecular*, 166 (2), 352-360.
- CEDA, 2011. CEDA position paper: Underwater sound in relation to dredging. *CEDA Position Paper* 23. Central Dredging Association.
- Celi M., Filiciotto F., Vazzana M., Arizza V., Maccarrone V., Ceraulo M., Mazzola S., Buscaino G., 2015. Shipping noise affecting immune responses of European spiny lobster (*Palinurus elephas*). *Canadian Journal of Zoology*, 93 (2), 113-121.
- Chapman D.M.F., Ellis D.D., 1998. The elusive decibel: thoughts on sonars and marine mammals. *Canadian Acoustics*, 26 (2), 29-31.
- Chapman C.J., Hawkins A.D., 1973. A field study of hearing in the cod, *Gadus morhua* L. *Journal of Comparative Physiology*, 85, 147-167.
- Charifi M., Miserazzi A., Sow M., Perrigault M., Gonzalez P., Ciret P., Benomar S., Massabuau J.-C., 2018. Noise pollution limits metal bioaccumulation and growth rate in a filter feeder, the Pacific oyster *Magallana gigas*. *PLoS One*, 13 (4), e0194174.
- Charifi M., Sow M., Ciret P., Benomar S., Massabuau J.-C., 2017. The sense of hearing in the Pacific oyster, *Magallana gigas*. *PLoS One*, 12 (10), e0185353.
- Choi C.H., Scardino A.J., Dylejko P.G., Fletcher L.E., Juniper R., 2013. The effect of vibration frequency and amplitude on biofouling deterrence. *Biofouling*, 29 (2), 195-202.
- Christian J.R., Buchanan R.A., Mathieu A., White D., Thomson D.H., 2003. Effect of seismic energy on snow crab (*Chionoecetes opilio*). *Environmental Studies Research Funds Report* 144. Calgary, Environmental Studies Research Funds.
- Clark C.W., Ellison W.T., Southall B.L., Hatch L., Van Parijs S.M., Frankel A., Ponirakis D., 2009. Acoustic masking in marine ecosystems: intuitions analysis and implication. *Marine Ecology Progress Series*, 395, 201-222.
- Codarin A., Wysocki L.E., Ladich F., Picciulin M., 2009. Effects of ambient and boat noise on hearing and communication in three fish species living in a marine protected area Miramare Italy. *Marine Pollution Bulletin*, 58 (12), 1880-1887.
- Cohen M.J., Dijkgraaf S., 1961. Mechanoreception. In : *The Physiology of Crustacea. Volume 2* (Waterman T.H., dir.). New York, Academic Press, 65-108.
- Collins M., 1993. An energy-conserving parabolic equation for elastic media. *The Journal of The Acoustical Society of America*, 94 (2), 975-982.
- Collins M., 1994. A complete energy-conservation correction for the elastic parabolic equation. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 105 (2), 2907.
- Cook S.L., Forrest T.G., 2005. Sounds produced by nesting leatherback sea turtles (*Dermochelys coriacea*). *Herpetological Review*, 36 (4), 387-390.
- Cooper J., 1982. Methods of reducing mortality of seabirds caused by underwater blasting. *Marine Ornithology*, 10, 109-114.

- Coquereau L., Grall J., Chauvaud L., Gervaise C., Clavier J., Jolivet A., Di Iorio L., 2016a. Sound production and associated behaviours of benthic invertebrates from a coastal habitat in the north-east Atlantic. *Marine Biology*, 163 (5), 127.
- Coquereau L., Grall J., Clavier J., Jolivet A., Chauvaud L., 2016b. Acoustic behaviours of large crustaceans in NE Atlantic coastal habitats. *Aquatic Biology*, 25, 151-163
- Cragg S.M., Nott J.A., 1977. The ultrastructure of the statocysts in the pediveliger larvae of *Pecten maximus* (L.) (Bivalvia). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 27 (1), 23-36.
- Cranford T.W., Krysl P., 2015. Fin whale sound reception mechanisms: skull vibration enables low-frequency hearing. *PloS One*, 10 (1), e0116222.
- Crowell S.E., Wells-Berlin A.M., Carr C.E., Olsen G.H., Therrien R.E., Yannuzzi S.E., Ketten D.R., 2015. A comparison of auditory brainstem responses across diving bird species. *Journal of Comparative Physiology A: Neuroethology, Sensory, Neural, and Behavioral Physiology*, 201 (8), 803-815.
- Curé C., Isojunno S., Siemensma M.L., Wensveen P.J., Buisson C., Sivle L.D., Benti B., Roland R., Kvadsheim P.H., Lam F.-P.A., Miller P.J.O., 2021. Severity scoring of behavioral responses of sperm whales (*Physeter macrocephalus*) to novel continuous versus conventional pulsed active sonar. *Journal of Marine Science and Engineering*, 9 (4), 444
- Curé C., Isojunno S., Visser F., Wensveen P.J., Sivle L.D., Kvadsheim P.H., Lam F.P., Miller P.J.O., 2016. Biological significance of sperm whale responses to sonar: comparison with anti-predator responses. *Endangered Species Research*, 31 (1), 89-102.
- Cziko P.A., Munger L.M., Santos N.R., Terhune J.M., 2020. Weddell seals produce ultrasonic vocalizations. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 148 (6), 3784-3796.
- Dahl P.H., Dall'Osto D.R., Farrell D.M., 2015. The underwater sound field from vibratory pile driving. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 137 (6), 3544-3554.
- Dahl P.H., Jenkins A.K., Casper B., Kotecki S.E., Bowman V., Boerger C., Dall'Osto D.R., Babina M.A., Popper A.N., 2020. Physical effects of sound exposure from underwater explosions on Pacific sardines (*Sardinops sagax*). *The Journal of the Acoustical Society of America*, 147 (4), 2383-2395.
- Dähne M., Gilles A., Lucke K., Peschko V., Adler S., Krügel K., Sundermeyer J., Siebert U., 2013. Effects of pile-driving on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) at the first offshore wind farm in Germany. *Environmental Research Letters*, 8 (2), 025002.
- Dähne M., Tougaard J., Carstensen J., Rose A., Nabe-Nielsen J., 2017. Bubble curtains attenuate noise from offshore wind farm construction and reduce temporary habitat loss for harbour porpoises. *Marine Ecology Progress Series*, 580, 221-237.
- Day J.A., 2006. Likely sensitivity of bottlenose dolphins to pile-driving noise. *Water and Environmental Journal*, 20 (1), 48-54.
- Day R.D., Fitzgibbon Q.P., McCauley R.D., Hartmann K., Semmens J.M., 2020. Lobsters with pre-existing damage to their mechanosensory statocyst organs do not incur further damage from exposure to seismic air gun signals. *Environmental Pollution*, 267, 115478.
- Day R.D., McCauley R.D., Fitzgibbon Q.P., Hartmann K., Semmens J.M., 2016. Seismic air gun exposure during early-stage embryonic development does not negatively affect spiny lobster *Jasus edwardsii* larvae (Decapoda: Palinuridae). *Scientific Reports*, 6, (1), 22723.
- Day R.D., McCauley R.D., Fitzgibbon Q.P., Hartmann K., Semmens J.M., 2017. Exposure to seismic air gun signals causes physiological harm and alters behavior in the scallop *Pecten fumatus*. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 114 (40), 8537-8546.
- Day R.D., McCauley R.D., Fitzgibbon Q.P., Hartmann K., Semmens J.M., 2019. Seismic air guns damage rock lobster mechanosensory organs and impair righting reflex. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 286 (1907), 20191424

- Dazey E., McIntosh B., Brown S., Dudzinski K.M., 2012. Assessment of underwater anthropogenic noise associated with construction activities in Bechers Bay Santa Rosa Island California. *Journal of Environmental Protection*, 3 (10), 1286-1294.
- de Gurjão L.M., de Freitas J.E.P., Araújo D.S., 2005. Observations of marine turtles during seismic surveys off Bahia, Northeastern Brazil. *Marine Turtle Newsletter*, 108, 8-9.
- de Jong K., Amorim M.C.P., Fonseca P.J., Fox C.J., Heubel K.U., 2018a. Noise can affect acoustic communication and subsequent spawning success in fish. *Environmental Pollution*, 237, 814-823.
- de Jong K., Amorim M.C.P., Fonseca P.J., Heubel K.U., 2018b. Noise affects multimodal communication during courtship in a marine fish. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 6, 113.
- de Soto N.A., Delorme N., Atkins J., Howard S., Williams J., Johnson M., 2013. Anthropogenic noise causes body malformations and delays development in marine larvae. *Scientific Reports*, 3, 2831.
- Debusschere E., De Coensel B., Bajek A., Botteldooren D., Hostens K., Vanaverbeke J., Vandendriessche S., Van Ginderdeuren K., Vincx M., Degraer S., 2014. In situ mortality experiments with juvenile sea bass (*Dicentrarchus labrax*) in relation to impulsive sound levels caused by pile driving of windmill foundations, *PLoS One*, 0109280.
- Debusschere E., Hostens K., Adriaens D., Ampe B., Botteldooren D., De Boeck G., De Muynck A., Kumar Sinha A., Vandendriessche S., Van Hoorebeke L., Vincx M., Degraer S., 2016. Acoustic stress responses in juvenile sea bass *Dicentrarchus labrax* induced by offshore pile driving. *Environmental Pollution*, 208, 747-757.
- Degraer S., Brabant R., Rumes B., 2009. *Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: Early Environmental Impact Assessment and Spatio-Temporal Variability*. Bruxelles, Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Management Unit of the North Sea Mathematical Models, Marine Ecosystem Management Section.
- DeRuiter S.L., Doukara K.L., 2012. Loggerhead turtles dive in response to airgun sound exposure. *Endangered Species Research*, 16, 55-63.
- DeRuiter S.L., Southall B.L., Calambokidis J., Zimmer W.M.X., Sadykova D., Falcone E.A., Friedlaender A.S., Joseph J.E., Moretti D., Schorr G.S., Thomas L., Tyack P.L., 2013. First direct measurements of behavioural responses by Cuvier's beaked whales to mid-frequency active sonar. *Biology Letters*, 9 (4), 20130223.
- Di Iorio L., Gervaise C., Jaud V., Robson A.A., Chauvaud L., 2012. Hydrophone detects cracking sounds: non-intrusive monitoring of bivalve movement. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 432-433, 9-16.
- Diederichs A., Nehls G., Dähne M., Adler S., Koschinski S., Verfuß U., 2008. *Methodologies for Measuring and Assessing Potential Changes in Marine Mammal Behaviour, Abundance or Distribution Arising from the Construction, Operation and Decommissioning of Offshore Windfarms*. Londres, Cowrie Ltd.
- Dragon A.C., Brandt M.J., Diederichs A., Nehls G., 2016. Wind creates a natural bubble curtain mitigating porpoise avoidance during offshore pile driving. In : *Proceedings of Meetings on Acoustics 4ENAL*. Melville, Acoustical Society of America, 27 (1), 070022.
- Duarte C.M., Chapuis L., Collin S.P., Costa D.P., Devassy R.P., Eguiluz V.M., Erbe C., Gordon T.A.C., Halpern B.S., Harding H.R., Havlik M.N., Meekan M., Merchant N.D., Miksis-Olds J., Parsons M., Predagovic M., Radford A.N., Radford G.A., Simpson S.D., Slabbekoorn H., Staaterman E., Van Opzeeland I.C., Winderen J., Zhang X., Juanes F., 2021. The soundscape of the Anthropocene ocean. *Science*, 371 (6529), eaba4658.
- Duncan A.J., Lucke K., Erbe C., McCauley R.D., 2016. Issues associated with sound exposure experiments in tanks. In : *Proceedings of Meetings on Acoustics 4ENAL*. Melville, Acoustical Society of America, 27 (1), 070008.

- Edrén S.M., Andersen S.M., Teilmann J., Carstensen J., Harders P.B., Dietz R., Miller L.A., 2010. The effect of a large Danish offshore wind farm on harbor and gray seal haul-out behavior. *Marine Mammal Science*, 26 (3), 614-634.
- Eggleston D.B., Lillis A., Bohnenstiehl D.R., 2016. Soundscapes and larval settlement: larval bivalve responses to habitat-associated underwater sounds. In : *The Effects of Noise on Aquatic Life II* (Popper A.N., Hawkins A., dir.). New York, Springer, 255-263.
- Ellers O., 1995. Behavioral control of swash-riding in the clam *Donax variabilis*. *The Biological Bulletin*, 189 (2), 120-127.
- Elmer K.H., Gerasch W.J., Neumann T., Gabriel J., Betke K., Schultz V., Glahn M., 2006. Measurement and reduction of offshore wind turbine construction noise. In : *8th German Wind Energy Conference – DEWEK 2006*, 22-23 novembre. 2006, Wilhelmshaven (Allemagne), Deutsches Windenergie-Institut.
- Elmer K.H., Savary J., 2014. New Hydro Sound Dampers to reduce piling underwater noise. In : *Inter-Noise and Noise-Con: Congress and Conference Proceedings*, 16-19 novembre. Melbourne, International Institute of Noise Control Engineering, 5551-5560.
- Erbe C., 2002. Underwater noise of whale-watching boats and potential effects on killer whales (*Orcinus orca*), based on an acoustic impact model. *Marine Mammal Science*, 18 (2), 394-418.
- Erbe C., 2009. Underwater noise from pile driving in Moreton Bay QLD. *Acoustics Australia*, 37 (3), 87-92.
- Erbe C., Farmer D.M., 2000. Zones of impact around icebreakers affecting beluga whales in the Beaufort Sea. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 108, 1332-1340.
- Erbe C., Reichmuth C., Cunningham K., Lucke K., Dooling R., 2016. Communication masking in marine mammals: a review and research strategy. *Marine Pollution Bulletin*, 103 (1-2), 15-38.
- Falk M.R., Lawrence M.J., 1973. *Seismic Exploration: Its Nature and Effects on Fish. Technical Report Series N° CEN T-73-9*. Winnipeg, Department of the Environment Fisheries and Marine Service.
- Fay R.R., 1988. *Hearing in Vertebrates: A Psychophysics Databook*. Winnetka, Hill-Fay Associates.
- Ferrara C.R., Vogt R.C., Harfush M.R., Sousa-Lima R.S., Albavera E., Tavera A., 2014. First evidence of leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*) embryos and hatchlings emitting sounds. *Chelonian Conservation and Biology*, 13 (1), 110-114.
- Fewtrell J.L., McCauley R.D., 2012. Impact of air gun noise on the behaviour of marine fish and squid. *Marine Pollution Bulletin*, 64 (5), 984-993.
- Fields D.M., Handegard N.O., Dalen J., Eichner C., Malde K., Karlsen Ø., Skiftesvik A.B., Durif C.M.F., Browman H.I., 2019. Airgun blasts used in marine seismic surveys have limited effects on mortality, and no sublethal effects on behaviour or gene expression, in the copepod *Calanus finmarchicus*. *ICES Journal of Marine Science*, 76 (7), 2033-2044.
- Finfer D.C., Leighton T.G., White P.R., 2008. Issues relating to the use of a 61.5 dB conversion factor when comparing airborne and underwater anthropogenic noise levels. *Applied Acoustics*, 69 (5), 464-471.
- Finneran J.J., 2016. *Auditory Weighting Functions and TTS/PTS Exposure Functions for Marine Mammals Exposed to Underwater Noise*. San Diego, Space and Naval Warfare Systems Center Pacific (SSC Pacific).
- Finneran J.J., Carder D.A., Schlundt C.E., Ridgeway S.H., 2005. Temporary threshold shift in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) exposed to mid-frequency tones. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 118 (4), 2696-2705.
- Finneran J.J., Schlundt C.E., Dear R., Carder D.A., Ridgeway S.H., 2002. Temporary shift in masked hearing thresholds in odontocetes after exposure to single underwater impulsive sounds from a seismic watergun. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 111 (6), 2929-2940.

- Fish J.F., 1966. Sound production in the american lobster, *Homarus americanus* H. Milne Edwards (Decapoda Reptantia). *Crustaceana*, 11 (1), 105-106.
- Fitzgibbon Q.P., Day R.D., McCauley R.D., Simon C.J., Semmens J.M., 2017. The impact of seismic air gun exposure on the haemolymph physiology and nutritional condition of spiny lobster, *Jasus edwardsii*. *Marine Pollution Bulletin*, 125 (1-2), 146-156.
- Florenz K.H., 2004. *European Parliament Resolution on the Environmental Effects of High-Intensity Active Naval Sonar*. Bruxelles, Committee on the Environment, Public Health and Food Safety, European Parliament.
- Genesis Oil and Gas Consultants, 2011. *Review and Assessment of Underwater Sound Produced from Oil and Gas Sound Activities and Potential Reporting Requirements under the Marine Strategy Framework Directive*. Londres, Department of Energie and Climate Change.
- Gervaise C., Simard Y., Roy N., Kinda B., Menard N., 2012. Shipping noise in whale habitat: characteristics sources budget and impact on belugas in Saguenay-St. Lawrence Marine Park hub. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 132 (1), 76-89.
- Gilles A., Dähne M., Peschko V., Adler S., Ronnenberg K., Viquerat S., Siebert U., 2013. Harbour porpoises in the southern North Sea: analysis of potential influences of alpha ventus in the context of general distribution trends. In : *StUKplus Conference « Five Years of Ecological Research at Alpha Ventus: Challenges, Results and Perspectives »*, 30-31 octobre, Berlin.
- Goldbogen J.A., Southall B.L., DeRuiter S.L., Calambokidis J., Friedlaender A.S., Hazen E.L., Falcone E.A., Schorr G.S., Douglas A., Moretti D.J., Kyburg C., McKenna M.F., Tyack P.L., 2013. Blue whales respond to simulated mid-frequency military sonar. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280 (1765), 20130657.
- Goodall C., Chapman C., Neil D., 1990. The acoustic response threshold of the Norway lobster, *Nephrops norvegicus* (L.) in a free sound field. In : *Frontiers in Crustacean Neurobiology* (Wiese K., Krenz W.-D., Tautz J., Reichert H., Mulloney B., dir.). Birkhäuser, Basel, 106-113.
- Goold J.C., Fish P.J., 1998. Broadband spectra of seismic survey air-gun emissions with reference to dolphin auditory thresholds. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 103 (4), 2177-2184.
- Gordon J., Leaper R., Hartley F.G., Chappell O., 1992. Effects of whale watching vessels on the surface and underwater acoustic behaviour of sperm whales off Kaikoura, New Zealand. *Science & Research Series*, 52, Wellington, New Zealand Department of Conservation.
- Gordon J., Northridge S., 2002. Potential impacts of acoustic deterrent devices on Scottish marine wildlife. *Scottish Natural Heritage Commissioned Report F01AA404*, 1-63. Inverness, Scottish Natural Heritage.
- Graham A.L., Cooke S.J., 2008. The effects of noise disturbance from various recreational boating activities common to inland waters on the cardiac physiology of a freshwater fish the largemouth bass (*Micropterus salmoides*). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 18 (7), 1315-1324.
- Graham I.M., Merchant N.D., Farcas A., Barton T.R., Cheney B., Bono S., Thompson P.M., 2019. Harbour porpoise responses to pile-driving diminish over time. *Royal Society Open Science*, 6 (6), 190335
- Gray M., Rogers P.H., Zeddies D.G., 2016. Acoustic particle motion measurement for bioacousticians: principles and pitfalls. In : *Proceedings of Meetings on Acoustics 4ENAL*. Melville, Acoustical Society of America, 27 (1), 010022.
- Grießmann T., Rustemeier J., Rolfes R., 2009. Forschungsplattform FINO3 – Einsatz des großen Blasenschleier, Buchtitel: 19. In : *Symposium: Aktuelle Probleme der Meeresumwelt*, 9-10 juin, Hambourg.

- Guerra A., Gonzalez A.F., Dawe E.G., Rocha F., 2004. Records of giant squid in the north-eastern Atlantic, and two records of male *Architeuthis* sp. off the Iberian Peninsula. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 84, 427-431.
- Guerra A., González A.F., Pascual S., Dawe E.G., 2011. The giant squid *Architeuthis*: an emblematic invertebrate that can represent concern for the conservation of marine biodiversity. *Biological Conservation*, 144 (7), 1989-1997.
- Guo S., Lee H.P., Teo S.L., Khoo B.C., 2012. Inhibition of barnacle cyprid settlement using low frequency and intensity ultrasound. *Biofouling*, 28 (2), 131-141.
- Haelters J., Dulière V., Vigin L., Degraer S., 2015. Towards a numerical model to simulate the observed displacement of harbour porpoises *Phocoena phocoena* due to pile driving in Belgian waters. *Hydrobiologia*, 756 (1), 105-116.
- Hanlon R.T., Budelmann B.U., 1987. Why cephalopods are probably not “deaf”. *The American Naturalist*, 129 (2), 312-317.
- Hanlon R.T., Messenger J.B., 2018. *Cephalopod Behaviour*. Cambridge, Cambridge University Press.
- Hansen K.A., Hernandez A., Mooney T.A., Rasmussen M.H., Sørensen K., Wahlberg M., 2020. The common murre (*Uria aalge*), an auk seabird, reacts to underwater sound. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 147 (6), 4069-4074.
- Hansen K.A., Maxwell A., Siebert U., Larsen O.N., Wahlberg M., 2017. Great cormorants (*Phalacrocorax carbo*) can detect auditory cues while diving. *The Science of Nature*, 104 (5-6), 45.
- Harris S.A., Shears N.T., Radford C.A., 2016. Ecoacoustic indices as proxies for biodiversity on temperate reefs. *Methods in Ecology and Evolution*, 7 (6), 713-724.
- Harris C.M., Thomas L., 2015. *Status and Future of Research on the Behavioural Responses of Marine Mammals to US Navy Sonar*. CREEM Technical Report 2015-3, St. Andrews, University of St. Andrews.
- Hastie G.D., Russell D.J.F., McConnell B., Moss S., Thompson D., Janik V.M., 2015. Sound exposure in harbour seals during the installation of an offshore wind farm: predictions of auditory damage. *Journal of Applied Ecology*, 52 (3), 631-640.
- Hastie G.D., Russell D.J.F., McConnell B., Thompson D., Janik V.M., 2016. Multiple-pulse sounds and seals: results of a harbor seal (*Phoca vitulina*) telemetry study during wind farm construction. In : *The Effects of Noise on Aquatic Life II* (Popper A.N., Hawkins A., dir.). New York, Springer, 425-430.
- Hastings M.C., Popper A.N., 2005. *Effects of Sound on Fish*. Sacramento, California Department of Transportation.
- Hawkins A.D., Hazelwood R.A., Popper A.N., Macey P.C., 2021. Substrate vibrations and their potential effects upon fishes and invertebrates. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 149 (4), 2782-2790.
- Hawkins A.D., Johnson C., Popper A.N., 2020. How to set sound exposure criteria for fishes. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 147 (3), 1762-1777.
- Hawkins A.D., Johnstone A.D.F., 1978. The hearing of the Atlantic salmon *Salmo salar*. *Journal of Fish Biology*, 13 (6), 655-673.
- Hawkins A.D., Myrberg Jr. A.A., 1983. Hearing and sound communication underwater. In : *Bioacoustics: A Comparative Approach* (Lewis D.B., dir.). Londres, Academic Press, 347-405.
- Hawkins A.D., Popper A.N., 2012. *Effects of Noise on Fish Fisheries and Invertebrates in the U.S. Atlantic and Arctic from Energy Industry Sound-Generating Activities*. Washington D.C., U.S. Department of the Interior.
- Hawkins A.D., Popper A.N., 2017. A sound approach to assessing the impact of underwater noise on marine fishes and invertebrates. *ICES Journal of Marine Science*, 74 (3), 635-651.

- Hawkins A.D., Popper A.N., 2018. Directional hearing and sound source localization by fishes. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 144 (6), 3329-3350.
- Hawkins A.D., Roberts L., Cheesman S., 2014. Responses of free-living coastal pelagic fish to impulsive sounds. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 135 (5), 3101-3116.
- Heinisch P., Wiese K., 1987. Sensitivity to movement and vibration of water in the North Sea shrimp *Crangon crangon* L. *Journal of Crustacean Biology*, 7 (3), 401-413.
- Henninger H.P., Watson III W.H., 2005. Mechanisms underlying the production of carapace vibrations and associated waterborne sounds in the American lobster, *Homarus americanus*. *Journal of Experimental Biology*, 208 (17), 3421-3429.
- Hildebrand J.A., 2009. Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean. *Marine Ecology Progress Series*, 395, 5-20.
- Houser D.S., Finneran J.J., 2006. Variation in the hearing sensitivity of a dolphin population determined through the use of evoked potential audiometry. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 120 (6), 4090-4099.
- Hubert J., Campbell J., van der Beek J.G., den Haan M.F., Verhave R., Verkade L.S., Slabbekoorn H., 2018. Effects of broadband sound exposure on the interaction between foraging crab and shrimp: a field study. *Environmental Pollution*, 243 (B), 1923-1929.
- Hughes A.R., Mann D.A., Kimbro D.L., 2014. Predatory fish sounds can alter crab foraging behaviour and influence bivalve abundance. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281 (1788), 20140715.
- Iafrate J.D., Watwood S.L., Reyier E.A., Scheidt D.M., Dossot G.A., Crocker S.E., 2016. Effects of pile driving on the residency and movement of tagged reef fish. *PLoS One*, 11 (11), e0163638.
- ICES, 2005. *Report of the Ad-hoc Group on the Impact of Sonar on Cetaceans and Fish*. Copenhagen, International Council for the Exploration of the Sea.
- International Fund for Animal Welfare, 2008. *Ocean Noise: Turn it Down. A Report on Ocean Noise Pollution*. Yarmouth Port, IFAW International Headquarters.
- International Maritime Organisation, 2009. *Noise from Commercial Shipping and its Adverse Effects on Marine Life*. Londres, Marine Environment Protection Committee, International Maritime Organization.
- Isojunno S., Curé C., Kvadsheim P.H., Lam F.-P.A., Tyack P.L., Wensveen P.J., O'Malley Miller P.J., 2016. Sperm whales reduce foraging effort during exposure to 1-2 kHz sonar and killer whale sounds. *Ecological Applications*, 26 (1), 77-93.
- Isojunno S., Wensveen P.J., Lam F.-P.A., Kvadsheim P.H., von Benda-Beckmann A.M., Martín López L.M., Kleivane L., Siegal E.M., Miller P.J.O., 2020. When the noise goes on: received sound energy predicts sperm whale responses to both intermittent and continuous navy sonar. *Journal of Experimental Biology*, 223 (7), jeb219741.
- Ivanova S.V., Kessel S.T., Espinoza M., McLean M.F., O'Neill C., Landry J., Hussey N.E., Williams R., Vagle S., Fisk A.T., 2020. Shipping alters the movement and behavior of Arctic cod (*Boreogadus saida*), a keystone fish in Arctic marine ecosystems. *Ecological Applications*, 30 (3), e02050.
- Jansen J.K., Brady G.M., Ver Hoef J.M., Boveng P.L., 2015. Spatially estimating disturbance of harbor seals (*Phoca vitulina*). *PLoS One*, 10 (7), e0129798.
- Jasny M., J. Reynolds, Horowitz C., Wetzler A., 2005. *Sounding the Depth II: The Rising Toll of Sonar Shipping and Industrial Ocean Noise on Marine Life*. New York, Natural Resources Defense Council.
- Jeffs A., Tolimieri N., Montgomery J.C., 2003. Crabs on cue for the coast: the use of underwater sound for orientation by pelagic crab stages. *Marine and Freshwater Research*, 54 (7), 841-845.

- Jensen F.B., Kuperman W.A., Porter M.B., Schmidt H., 2011. *Computational Ocean Acoustics*. New York, Springer.
- Jézéquel Y., 2020. *Ecologie acoustique du homard Européen (Homarus gammarus) et de la langouste rouge (Palinurus elephas)*. Thèse de doctorat, Brest, Université de Bretagne occidentale.
- Jézéquel Y., Bonnel J., Chauvaud L., 2021a. Potential for acoustic masking due to shipping noise in the European lobster (*Homarus gammarus*). *Marine Pollution Bulletin*, 173, 112934.
- Jézéquel Y., Jones I.T., Bonnel J., Chauvaud L., Atema J., Mooney T.A., 2021b. Sound detection by the American lobster (*Homarus americanus*). *Journal of Experimental Biology*, 224 (6), jeb240747.
- Jézéquel Y., Bonnel J., Coston-Guarini J., Chauvaud L., 2019. Revisiting the bioacoustics of European spiny lobsters *Palinurus elephas*: comparison of antennal rasps in tanks and *in situ*. *Marine Ecology Progress Series*, 615, 143-157.
- Jézéquel Y., Bonnel J., Coston-Guarini J., Guarini J. M., Chauvaud L., 2018. Sound characterization of the European lobster *Homarus gammarus* in tanks. *Aquatic Biology*, 27, 13-23.
- Jézéquel Y., Chauvaud L., Bonnel J., 2020a. Spiny lobster sounds can be detectable over kilometres underwater. *Scientific Reports*, 10 (1), 1-11.
- Jézéquel Y., Coston-Guarini J., Chauvaud L., Bonnel J., 2020b. Acoustic behaviour of male European lobsters (*Homarus gammarus*) during agonistic encounters. *Journal of Experimental Biology*, 223 (4), jeb211276.
- Johansen S., Larsen O.N., Christensen-Dalsgaard J., Seidelin L., Huulvej T., Jensen K., Lunnerrryd S.-G., Boström M., Wahlberg M., 2016. In-air and underwater hearing in the great cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*). In : *The Effects of Noise on Aquatic Life II* (Popper A.N., Hawkins A., dir.). New York, Springer, 505-512.
- Johansson T.A., Andersson M.H., 2012. *Ambiant Underwater Noise Levels at Norra Midjöbanken during the Construction of the Nord Stream Pipeline*. Stockholm, Defence and Security, Systems and Technology/Totalförsvarets forskningsinstitut (FOI).
- Jolivet A., Tremblay R., Olivier F., Gervaise C., Sonier R., Genard B., Chauvaud L., 2016. Validation of trophic and anthropic underwater noise as settlement trigger in blue mussels. *Scientific Reports*, 6, 33829.
- Jones I.T., Peyla J.F., Clark H., Song Z., Stanley J.A., Mooney T.A., 2021. Changes in feeding behavior of longfin squid (*Doryteuthis pealeii*) during laboratory exposure to pile driving noise. *Marine Environmental Research*, 165, 105250.
- Jones I.T., Stanley J.A., Mooney T.A., 2020. Impulsive pile driving noise elicits alarm responses in squid (*Doryteuthis pealeii*). *Marine Pollution Bulletin*, 150, 110792.
- Josso N., 2010, *Caractérisation des milieux sous marins en utilisant des sources mobiles d'opportunité*. Thèse de doctorat, Grenoble, Institut national polytechnique de Grenoble.
- Karavanich C., Atema J., 1998. Olfactory recognition of urine signals in dominance fights between male lobster, *Homarus americanus*. *Behaviour*, 135 (6), 719-730.
- Kastelein R.A., Bunskoek P., Hagedoorn M., Au W.L. de Haan D., 2002. Audiogram of a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) measured with narrow-band frequency-modulated signals. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 112 (1), 334-344.
- Kastelein R.A., De Haan D., Vaughan N., Staal C., Schooneman N.M., 2001. The influence of three acoustic alarms on the behavior of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) in a floating pen. *Marine Environmental Research*, 52 (4), 351-371.
- Kastelein R.A., van der Heul S., Terhune J.M., Verboom W.C., Triesscheijn R.J.V., 2006. Deterring effects of 8-45 kHz tone pulses on harbour seals (*Phoca vitulina*) in a large pool. *Marine Environmental Research*, 62 (5), 356-373.

- Kastelein R.A., van Heerden D., Gransier R., Hoek L., 2013. Behavioral responses of a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) to play-back of broadband pile driving sounds. *Marine Environmental Research*, 92, 206-214.
- Ketten D.R., 1992. The marine mammal ear: specializations for aquatic audition and echolocation. In : *The Evolutionary Biology of Hearing* (Webster D.B., Fay R.R., Popper A.N., dir.). New York, Springer-Verlag, 717-750.
- Ketten D.R., 2002. Marine mammal auditory systems: a summary of audiometric and anatomical data and implications for underwater acoustic impacts. *Polarforschung*, 72 (2-3), 79-92.
- Kikuchi R., 2010. Risk formulation for the sonic effects of offshore wind farms on fish in the EU region. *Marine Pollution Bulletin*, 60 (2), 172-177.
- Kinda B., Gervaise C., Chauvaud L., Jaud V., Busson S., Robson T., 2010. Sono-proxy : un capteur non intrusif du comportement de la coquille Saint Jacques. *Annales hydrographiques*, 7 (776), 1-8.
- Koschinski S., Culik B.M., Henriksen O.D., Tregenza N., Ellis G., Jansen C., Kathe G., 2003. Behavioural reactions of free-ranging porpoises and seals to the noise of a simulated 2 MW windpower generator. *Marine Ecology Progress Series*, 265, 263-273.
- Koschinski S., Lüdemann K., 2013. *Development of Noise Mitigation Measures in Offshore Wind Farm Construction*. Nehnten/Hambourg, Bundesamt für Naturschutz.
- Kyhn L.A., Sveegaard S., Tougaard J., 2014. Underwater noise emissions from a drillship in the Arctic. *Marine Pollution Bulletin*. 86 (1-2), 424-433.
- Ladich F., 2014. Fish bioacoustics. *Current Opinion in Neurobiology*, 28, 121-127.
- Ladich F., Fay R.R., 2013. Auditory evoked potential audiometry in fish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 23, 317-364.
- Ladich F., Schulz-Mirbach T., 2016. Diversity in fish auditory systems: one of the riddles of sensory biology. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 4, 28, doi: 10.3389/fevo.2016.00028.
- Lagardère J.P., 1982. Effects of noise on growth and reproduction of *Crangon crangon* in rearing tanks. *Marine Biology*, 71 (2), 177-185.
- Lagardère J.P., Régnault M.R., 1980. Influence du niveau sonore de bruit ambiant sur le métabolisme de *Crangon crangon* (Decapoda : Natantia) en élevage. *Marine Biology*, 57 (3), 157-164.
- Lamens P., Askarinejad A., Sluijsmans R.W., Feddema A., 2020. Ground response during offshore pile driving in a sandy slope. *Géotechnique*, 70 (4), 281-291.
- Larsen O.N., Wahlberg M., Christensen-Dalsgaard J., 2020. Amphibious hearing in a diving bird, the great cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*). *Journal of Experimental Biology*, 223 (6), jeb217265.
- Laverack M.S., 1962. Responses of cuticular sense organs of the lobster, *Homarus vulgaris* (Crustacea) — II. Hair-fan organs as pressure receptors. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 6 (2), 137-145.
- Laverack M.S., 1963. Responses of cuticular sense organs of the lobster, *Homarus vulgaris* (Crustacea) — III. Activity invoked in sense organs of the carapace. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 10 (4), 261-272.
- Leite L., Campbell D., Versiani L., Nunes J.A.C., Thiele T., 2016. First report of a dead giant squid (*Architeuthis dux*) from an operating seismic vessel. *Marine Biodiversity Record*, 9 (1), 26.
- Lenhardt M.L., Klinger R.C., Musick J.A., 1985. Marine turtle middle-ear anatomy. *Journal of Auditory Research*, 25 (1) 66- 72.
- Leonhard S.B., Pedersen J., 2006. *Benthic Communities at Horns Rev Before, During and After Construction of Horns Rev Offshore Wind Farm: Final Report*. Aarhus, Bioconsult.
- Leroy C.C., 1964. Sound attenuation between 200 and 10 000 cps measured along single paths. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 36 (5), 1014-1014.

- López B.D., Mariño F., 2011. A trial of acoustic harassment device efficacy on free-ranging bottlenose dolphins in Sardinia, Italy. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, 44 (4), 197-208.
- Lovell J.M., Findlay M.M., Moate R.M., Yan H.Y., 2005. The hearing abilities of the prawn *Palaemon serratus*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular and Integrative Physiology*, 140 (1), 89-100.
- Lucke K., Lepper P.A., Blanchet M.A., Siebert U., 2011. The use of an air bubble curtain to reduce the received sound levels for harbor porpoises *Phocoena phocoena*. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 130 (5), 3406-3412.
- Lucke K., Siebert U., Lepper P.A., Blanchet M.A., 2009. Temporary shift in masked hearing thresholds in a harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) after exposure to seismic airgun stimuli. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 125 (6), 4060-4070.
- Luczkovich J.J., Krahforst C.S., Kelly K.E., Sprague M.W., 2016. The Lombard effect in fishes: how boat noise impacts oyster toadfish vocalization amplitudes in natural experiments. In : *Proceedings of Meetings on Acoustics 4ENAL*. Melville, Acoustical Society of America, 27 (1), 010035.
- Luczkovich J.J., Mann D.A., Rountree R.A., 2008. Passive acoustics as a tool in fisheries science. *Transactions of the American Fisheries Society*, 137 (2), 533-541.
- Lurton X., Antoine L., 2007. *Analyse des risques pour les mammifères marins liés à l'emploi des méthodes acoustiques en océanographie. Rapport final*. Brest, Ifremer.
- Lusseau D., 2003. Male and female bottlenose dolphins *Tursiops* spp. have different strategies to avoid interactions with tour boats in Doubtful Sound, New Zealand. *Marine Ecology Progress Series*, 257, 267-274.
- Madsen P.T., 2005. Marine mammals and noise: problems with root mean square sound pressure levels for transients. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 117 (6), 3952-3957
- Malakoff D., 2010. A push for quieter ships. *Science*, 328 (5985), 1502-1503.
- Marine Mammal Commission, 2007. The Marine Mammal Protection Act of 1972. Updated for 2007 Amendments by NOAA's National Marine Fisheries Service. Silver Spring, Marine Mammal Commission.
- Martin K.J., Alessi S.C., Gaspard J.C., Tucker A.D., Bauer G.B., Mann D.A., 2012. Underwater hearing in the loggerhead turtle (*Caretta caretta*): a comparison of behavioral and auditory evoked potential audiograms. *Journal of Experimental Biology*, 215 (17), 3001-3009.
- Maruska K.P., Sisneros J.A., 2015. Comparison of electrophysiological auditory mesures in fishes. In : *Fish Hearing and Bioacoustics: An Anthology in Honor of Arthur N. Popper and Richard R. Fay* (Sisneros J.A., dir.). Springer, New York, p. 227-254.
- Matuschek R., Betke K., 2009. Measurements of construction noise during pile driving of offshore research platforms and wind farms. In : *Proceedings of the NAG/DAGA International Conference on Acoustics*. Rotterdam, NAG/DAGA, 262-265.
- Mauro M., Pérez-Arjona I., Perez E.J.B., Ceraulo M., Bou-Cabo M., Benson T., Espinosa V., Beltrame F., Mazzola S., Vazzana M., Buscaino G., 2020. The effect of low frequency noise on the behaviour of juvenile *Sparus aurata*. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 147 (6), 3795-3807.
- Maxwell A., Hansen K.A., Ortiz S.T., Larsen O.N., Siebert U., Wahlberg M., 2017. In-air hearing of the great cormorant (*Phalacrocorax carbo*). *Biology Open*, 6 (4), 496-502.
- McCauley R.D., Day R.D., Swadling K.M., Fitzgibbon Q.P., Watson R.A., Semmens J.M., 2017. Widely used marine seismic survey air gun operations negatively impact zooplankton. *Nature Ecology and Evolution*, 1 (7), 0195.

- McCauley R.D., Fewtrell J., Duncan A.J., Jenner C., Jenner M.-N., Penrose J.D., Prince R.I.T., Adhitya A., Murdoch J., McCabe K., 2000. Marine seismic surveys—a study of environmental implications. *The APPEA Journal*, 40 (1), 692-708.
- McCauley R.D., Fewtrell J., Popper A.N., 2003. High-intensity anthropogenic sound damages fish ears. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 113 (1), 638-642.
- McConnell B., Lonergan M., Dietz R., 2012. *Interactions between Seals and Offshore Wind Farms*. Londres, The Crown Estates.
- McDonald M., Hildebrand J., Wiggins S.M., 2006. Increases in deep ocean ambient noise in the Northeast Pacific West of San Nicolas Island. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 120 (2), 711-718.
- McKenna M.F., Ross D., Wiggins S.M., Hildebrand J.A., 2012. Underwater radiated noise from modern commercial ships. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 131 (1), 92-103.
- McKenna M.F., Wiggins S.M., Hildebrand J., 2013. Relationship between container ship underwater noise levels and ship design operational and oceanographic conditions. *Scientific Reports*, 3, 1760.
- McKenzie Maxon C., 2000. *Offshore Wind Turbine Construction: Offshore Pile-Driving Underwater and Above Water Measurements and Analysis*. Copenhagen, Ødegaard and Danneskiold-Samsø A/S.
- Meißner K., Schabelon H., Bellebaum J., Sordyl H., 2006. *Impacts of Submarine Cables on the Marine Environment: A Literature Review*. Neu Brodesdorf, Federal Agency of Nature Conservation.
- Mendelson M., 1969. Electrical and mechanical characteristics of a very fast lobster muscle. *The Journal of Cell Biology*, 42 (2), 548-563.
- Meyer-Rochow V.B., Penrose J.D., 1974. Sound and sound emission apparatus in puerulus and post-puerulus of the western rock lobster *Panulirus longipes* (Milne Edwards). *Journal of Experimental Zoology*, 189 (2), 283-289.
- Miller P.J.O., Biassoni N., Samuels A., Tyack P.L., 2000. Whale songs lengthen in response to sonar. *Nature*, 405 (6789), 903.
- Miller P.J.O., Kvadsheim P.H., Lam F.-P.A., Tyack P.L., Curé C., DeRuiter S.L., Kleivane L., Sivle L., van IJsselmuide S.P., Visser F., Wensveen P.J., von Benda-Beckmann A.M., Martín López L., Narazaki T., Hooker S.K., 2015. Northern bottlenose whales are highly sensitive to noise disturbance. *Royal Society Open Science*, 2 (6), 140484.
- Miller P.J.O., Kvadsheim P.H., Lam F.-P.A., Wensveen P., Antunes R., Alves A.C., Visser F., Kleivane L., Tyack P.L., Doksæter Sivle L., 2012. The severity of behavioral changes observed during experimental exposures of killer (*Orcinus orca*), long-finned pilot (*Globicephala melas*), and sperm (*Physeter macrocephalus*) whales to naval sonar. *Aquatic Mammals*, 38, 362-401.
- Miller L.J., Solangi M., Kuczaj II S.A., 2008. Immediate response of Atlantic bottlenose dolphins to high-speed personal watercraft in the Mississippi Sound. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 88 (6), 1139-1143.
- Mills S.C., Beldade R., Henry L., Laverty D., Nedelec S.L., Simpson S.D., Radford A.N., 2020. Hormonal and behavioural effects of motorboat noise on wild coral reef fish. *Environmental Pollution*, 262, 114250.
- Montgomery J.C., Jeffs A., Simpson S.D., Meekan M., Tindle C., 2006. Sound as an orientation cue for the pelagic larvae of reef fishes and decapod crustaceans. *Advances in Marine Biology*, 51, 143-196.
- Mooney T.A., Hanlon R.T., Christensen-Dalsgaard J., Madsen P.T., Ketten D.R., Nachtigall P.E., 2010. Sound detection by the longfin squid (*Loligo pealeii*) studied with auditory evoked potentials: sensitivity to low-frequency particle motion and not pressure. *Journal of Experimental Biology*, 213 (21), 3748-3759.

- Mooney T.A., Smith A., Larsen O.N., Hansen K.A., Rasmussen M., 2020. A field study of auditory sensitivity of the Atlantic puffin, *Fratercula arctica*. *Journal of Experimental Biology*, 223 (15), jeb228270.
- Moretti D., Thomas L., Marques T., Harwood J., Dilley A., Neales B., Shaffer J., McCarthy E., New L., Jarvis S., Morrissey R., 2014. A risk function for behavioral disruption of Blainville's beaked whales (*Mesoplodon densirostris*) from mid-frequency active sonar. *PloS One*, 9 (1), e85064.
- Morris C.J., Cote D., Martin B., Mullowney D., 2020. Effects of 3D seismic surveying on snow crab fishery. *Fisheries Research*, 232, 105719.
- Morris C.J., Cote D., Martin B., Kehler D., 2018. Effects of 2D seismic on the snow crab fishery. *Fisheries Research*, 197, 67-77.
- Moulton J.M., 1957. Sound production in the spiny lobster *Panulirus argus* (Latreille). *The Biological Bulletin*, 113 (2), 286-295.
- Moulton J.M., 1963. Acoustic behaviour of fishes. In : *Acoustic Behaviour of Animals* (Busnel R.G., dir.). Amsterdam, Elsevier, 655-693.
- Mulligan B.E., Fischer R.B., 1977. Sounds and behavior of the spiny lobster *Panulirus argus* (Latreille, 1804) (Decapoda, Palinuridae). *Crustaceana*, 32 (2), 185-199.
- Mulsow J., Houser D.S., Finneran J.J., 2014. Aerial hearing thresholds and detection of hearing loss in male California sea lions (*Zalophus californianus*) using auditory evoked potentials. *Marine Mammal Science*, 30 (4), 1383-1400.
- Myrberg Jr. A.A., Spies J.Y., 1980. Hearing in damselfishes: an analysis of signal detection among closely related species. *Journal of Comparative Physiology*, 140, 135-144.
- Nachtigall P.E., Pawloski J.L., Au W.W.L., 2003. Temporary threshold shifts and recovery following noise exposure in the Atlantic bottlenosed dolphin (*Tursiops truncatus*). *The Journal of the Acoustical Society of America*, 113 (6), 3425-3429.
- Nachtigall P.E., Supin A.Y., Pawloski J.L., Au W.W.L., 2004. Temporary threshold shifts after noise exposure in the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) measured using evoked auditory potentials. *Marine Mammal Science*, 20, 673-687.
- National Research Council, 2003. *Ocean Noise and Marine Mammals*. Washington D.C., National Academies Press.
- Nedwell J.R., Brooker A., Barham R., 2012. *Assessment of the Underwater Noise During the Installation of Export Power Calbes at the Beatrice Offshore Wind farm: Subacoustech Environmental Report N° E318R0106*. Southampton, Subacoustech Ltd.
- Nedwell J.R., Edward B., 2004. *A Review of Measurements of Underwater Man-Made Noise Carried out by Subacoustech Ltd, 1993-2003: Report N° 534R0109*. Southampton, Subacoustech Ltd.
- Nedwell J.R., Edwards B., Turnpenny A.W.H., Gordon J., 2004. *Fish and Marine Mammal Audiograms: A Summary of Available Information. Subacoustech Environmental Report N° 534 R 0214*. Southampton, Subacoustech Ltd.
- Nedwell J.R., Howell D., 2004. *A Review of Offshore Windfarm Related Underwater Noise Sources. Subacoustech Environmental Report N° 544 R 0308*. Southampton, Subacoustech Ltd.
- Nedwell J.R., Langworthy J., Howell D., 2003. *Assessment of Sub-Sea Acoustic Noise and Vibration from Offshore Wind Turbines and its Impact on Marine Wildlife; Initial Measurements of Underwater Noise During Construction of Offshore Windfarms and Comparison with Background Noise. Subacoustech Environmental Report N° 544R0411*. Southampton, Subacoustech Ltd.
- Nedwell J.R., Turnpenny A.W.H., Lovell J., Parvin S.J., Workman R., Spinks J.A.L., Howell D., 2007. *A Validation of the dB_{re} as a Measure of the Behavioural and Auditory Effects of Underwater Noise: Subacoustech Environmental Report N° 534R1231*. Southampton, Subacoustech Ltd.

- Nedelec S.L., Campbell J., Radford A.N., Simpson S.D., Merchant N.D., 2016. Particle motion: the missing link in underwater acoustic ecology. *Methods in Ecology and Evolution*, 7 (7), 836-842.
- Nedelec S.L., Radford A.N., Simpson S.D., Nedelec B., Lecchini D., Mills S.C., 2014. Anthropogenic noise playback impairs embryonic development and increases mortality in a marine invertebrate. *Scientific Reports*, 10.1038/srep05891.
- Nehls G., Betke K., Eckelmann S., Ros M., 2007. *Assessment and Costs of Potential Engineering Solutions for the Mitigation of the Impacts of Underwater Noise Arising from the Construction of Offshore Windfarms*. Husum/Londres, BioConsult SH/Cowrie Ltd.
- Nehls G., Mueller-Blenkle C., Dorsch M., Girardello M., Gauger M., Laczny M., Meyer-Löbbecke A., Wengst N., 2014. *Horns Rev 3 Offshore Wind Farm: Marine Mammals*. Husum/Fredericia, BioConsult SH/Energinet.
- Nehls G., Rose A., Diederichs A., Bellmann M., Pehlke H., 2016. Noise mitigation during pile driving efficiently reduces disturbance of marine mammals. In : *The Effects of Noise on Aquatic Life II* (Popper A.N., Hawkins A., dir.). New York, Springer, 755-762.
- Neo Y.Y., Hubert J., Bolle L.J., Winter H.V., Slabbekoorn H., 2018. European seabass respond more strongly to noise exposure at night and habituate over repeated trials of sound exposure. *Environmental Pollution*, 239, 367-374.
- NMFS, 2016. *Technical Guidance for Assessing the Effects of Anthropogenic Sound on Marine Mammal Hearing: Underwater Acoustic Thresholds for Onset of Permanent and Temporary Threshold Shifts*. Silver Spring, U.S. Department of Commerce/National Oceanic and Atmospheric Administration/ National Marine Fisheries Service.
- NMFS, 2018. *2018 Revisions to: Technical Guidance for Assessing the Effects of Anthropogenic Sound on Marine Mammal Hearing (Version 2.0): Underwater Acoustic Thresholds for Onset of Permanent and Temporary Threshold Shifts*. Silver Spring, U.S. Department of Commerce/National Oceanic and Atmospheric Administration/ National Marine Fisheries Service.
- Norro A.M.J., Rumes B., Degraer S.J., 2013. Differentiating between underwater construction noise of monopile and jacket foundations for offshore windmills: a case study from the Belgian part of the North Sea. *The Scientific World Journal*, 2013, 897624.
- Nowacek D.P., Thorne L.H., Johnston D.W., Tyack P.L., 2007. Responses of cetaceans to anthropogenic noise. *Mammal Review*, 37 (2), 81-115.
- Nowacek S.M., Wells R.S., Solow A.R., 2001. Short-term effects of boat traffic on bottlenose dolphins *Tursiops truncatus*, in Sarasota Bay, Florida. *Marine Mammal Science*, 17 (4), 673-688.
- Oerlemans S., Sijtsma P., Méndez López B., 2007. Location and quantification of noise sources on a wind turbine. *Journal of Sound and Vibration*, 299 (4-5), 869-883.
- Offutt G.C., 1970. Acoustic stimulus perception by the American lobster *Homarus americanus* (Decapoda). *Experientia*, 26 (11), 1276-1278.
- Olesiuk P.F., Nichol L.M., Sowden M.J., Ford J.K.B., 2002. Effect of the sound generated by an acoustic harassment device on the relative abundance and distribution of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) in Retreat Passage British Columbia. *Marine Mammal Science*, 184, 843-862.
- Packard A., Karlsen H.E., Sand O., 1990. Low frequency hearing in cephalopods. *Journal of Comparative Physiology A: Neuroethology, Sensory, Neural, and Behavioral Physiology*, 166 (4), 501-505.
- Paillard M., Lacroix D., Lamblin V. (dir.), 2009. *Énergies renouvelables marines. Étude prospective à l'horizon 2030*. Versailles, Éditions Quæ.
- Palka D.L., Hammond P.S., 2001. Accounting for responsive movement in line transect estimates of abundance. *Canadian Journal of Fish Aquatic Sciences*, 58 (4), 777-787.

- Parvin S.J., Nedwell J.R., Harland E., 2007. *Lethal and Physical Injury of Marine Mammals and Requirements for Passive Acoustic Monitoring*. Subacoustech Environmental Report N° 565Ro212. Southampton, Subacoustech Ltd.
- Patek S.N., 2001. Spiny lobsters stick and slip to make sound. *Nature*, 411 (6834), 153-154.
- Patek S.N., Caldwell R.L., 2006. The stomatopod rumble: low frequency sound production in *Hemisquilla californiensis*. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, 39 (2), 99-111.
- Payne J.F., Andrews C.A., Fancey L.L., Cook A.L., Christian J.R., 2007. *Pilot Study on the Effects of Seismic Air Gun Noise on Lobster* (*Homarus americanus*). St. John's, Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences No. 2712.
- Pearson W.H., Skalski J.R., Sulkin S.D., Malme C.I., 1994. Effects of seismic energy releases on the survival and development of zoeal larvae of dungeness crab (*Cancer magister*). *Marine Environmental Research*, 38 (2), 93-113.
- Peng C., Zhao X., Liu S., Shi W., Han Y., Guo C., Jiang J., Wan H., Shen T., Liu G., 2016. Effects of anthropogenic sound on digging behavior, metabolism, Ca²⁺/Mg²⁺ ATPase activity, and metabolism-related gene expression of the bivalve *Sinonovacula constricta*. *Scientific Reports*, 6 (1), 24266.
- Pichegru L., Nyengera R., McInnes A.M., Pistorius A., 2017. Avoidance of seismic survey activities by penguins. *Scientific Reports*, 6 (1), 16305.
- Pine M.K., Hannay D.E., Insley S.J., Halliday W.D., Juanes F., 2018. Assessing vessel slowdown for reducing auditory masking for marine mammals and fish of the western Canadian Arctic. *Marine Pollution Bulletin*, 135, 290-302.
- Pine M.K., Jeffs A.G., Radford C.A., 2012. Turbine sound may influence the metamorphosis behaviour of estuarine crab megalopae. *PLoS One*, 7 (12), e51790.
- Pine M.K., Jeffs A.G., Radford C.A., 2016. Effects of underwater turbine noise on crab larval metamorphosis. In: *The Effects of Noise on Aquatic Life II* (Popper A.N., Hawkins A., dir.). New York, Springer, 847-452.
- Pine M.K., Nikolich K., Martin B., Morris C., Juanes F., 2020. Assessing auditory masking for management of underwater anthropogenic noise. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 147 (5), 3408-3417.
- Piniak W.E.D., Eckert S.A., Harms C.A., Stringer E.M., 2012. *Underwater Hearing Sensitivity of the Leatherback Sea Turtle* (*Dermochelys coriacea*): Assessing the Potential Effect of Anthropogenic Noise. Herndon, US Department of the Interior/Bureau of Ocean Energy Management/Headquarters/OCS Study BOEM 2012-1156.
- Piniak W.E.D., Mann D.A., Harms C.A., Jones T.T., Eckert S.A., 2016. Hearing in the juvenile green sea turtle (*Chelonia mydas*): a comparison of underwater and aerial hearing using auditory evoked potentials. *PLoS One*, 11 (10), e0159711.
- Popov V.V., Supin A.Y., 1990. Auditory brain stem responses in characterization of dolphin hearing. *Journal of Comparative Physiology A: Neuroethology, Sensory, Neural, and Behavioral Physiology*, 166 (3), 385-393.
- Popper A.N., Fay R.R., 2011. Rethinking sound detection by fishes. *Hearing Research*, 273 (1-2), 25-36.
- Popper A.N., Hawkins A.D., 2018. The importance of particle motion to fishes and invertebrates. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 143 (1), 470-488.
- Popper A.N., Hawkins A.D., Fay R.R., Mann D.A., Bartol S., Carlson T.J., Coombs S., Ellison W.T., Gentry R.L., Halvorsen M.B., Løkkeborg S., Rogers P.H., Southall B.L., Zeddies D.G., Tavolga W.N., 2014. *Sound Exposure Guidelines for Fishes and Sea Turtles. A Technical Report Prepared by ANSI-Accredited Standards Committee S3/SC1 and Registered with ANSI*. Berlin/New York, ASA Press/Springer.

- Popper A.N., Salmon M., Horch K.W., 2001. Acoustic detection and communication by decapod crustaceans. *Journal of Comparative Physiology A: Neuroethology, Sensory, Neural, and Behavioral Physiology*, 187 (2), 83-89.
- Porter M.B., 1992. *The KRAKEN Normal Mode. Report N° NRL/MR/5120-92-6920*, Washington D.C., Naval Research Laboratory.
- Porter M.B., Buckner H.P., 1987. Gaussian beam tracing for computing ocean acoustic fields. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 82 (4), 1349-1359.
- Porter M., Liu Y., 1994. Finite-element ray tracing. *Theoretical and Computational Acoustics*, 2, 947-956.
- Radford C., Jeffs A., Tindle C., Montgomery J.C., 2008. Resonating sea urchin skeletons create coastal choruses. *Marine Ecology Progress Series*, 362, 37-43.
- Radford C.A., Tay K., Goeritz M.L., 2016. Hearing in the paddle crab, *Ovalipes catharus*. In : *Proceedings of Meetings on Acoustics 4ENAL*. Melville, Acoustical Society of America, 27 (1), 010013.
- Reichmuth C., Holt M.M., Mulsow J., Sills J.M., Southall B.L., 2013. Comparative assessment of amphibious hearing in pinnipeds. *Journal of Comparative Physiology A: Neuroethology, Sensory, Neural, and Behavioral Physiology*, 199 (6), 491-507.
- Richards S.D., Harland E.J., Jones S., 2007. *Underwater Noise Study Supporting Scottish Executive Strategic Environmental Assessment for Marine Renewables*. Hampshire, QinetiQ Ltd.
- Richardson W.S., Wilson M.C., Nishikawa J., Hayward R.S., 1995. The well-built clinical question: a key to evidence-based decisions. *ACP Journal Club*, 123 (3), A12-3.
- Ridgway S.H., Carder D.A., 1997. Hearing deficits measured in some *Tursiops truncatus*, and discovery of a deaf/mute dolphin. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 101 (1), 590-594.
- Ridgway S.H., Joyce P.L., 1975. Studies on seal brain by radiotelemetry. In : *Proceedings of the Symposium « Biology of the Sea »* (Ronald K., Mansfield A.W., dir.). Copenhagen (Denemark), CIEM, 81-91.
- Ridgway S.H., Wever E.G., McCormick J.G., Palin J., Anderson J.H., 1969. Hearing in the giant sea turtle, *Chelonia mydas*. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 64 (3), 884-890.
- Roberts L., Cheesman S., Breithaupt T., Elliott M., 2015. Sensitivity of the mussel *Mytilus edulis* to substrate-borne vibration in relation to anthropogenically generated noise. *Marine Ecological Progress Series*, 538, 185-195.
- Roberts L., Elliott M., 2017. Good or bad vibrations? Impacts of anthropogenic vibration on the marine epibenthos. *Science of the Total Environment*, 595, 255-268.
- Roberts L., Laidre M.E., 2019a. Finding a home in the noise: cross-modal impact of anthropogenic vibration on animal search behaviour. *Biology Open*, 8 (7), bio041988.
- Roberts L., Laidre M.E., 2019b. Noise alters chemically-mediated search behavior in a marine hermit crab: studying cross-modal effects on behavior. In : *Proceedings of Meetings on Acoustics 4ENAL*. Melville, Acoustical Society of America, 37 (1), 070001.
- Roberts L., Cheesman S., Elliott M., Breithaupt T., 2016. Sensitivity of *Pagurus bernhardus* (L.) to substrate-borne vibration and anthropogenic noise. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 474, 185-194.
- Robinson S., Lepper P., Ablitt J., 2007. The measurement of the underwater radiated noise from marine piling including characterisation of a "soft start" period. In : *Proceedings of Oceans'07 Conference*, Vancouver, 29 septembre-4 mai. New York, IEEE Xplore.
- Rolland R.M., Parks S.E., Hunt K.E., Castellote M., Corkeron P.J., Nowacek D.P., Wasser S.K., Kraus S.D., 2012. Evidence that ship noise increases stress in right whales. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279 (1737), 2363-2368.

- Romano T.A., Keogh M.J., Kelly C., Feng P., Berk L., Schlundt C.E., Carder D.A., Finneran J.J., 2004. Anthropogenic sound and marine mammal health: measures of the nervous and immune systems before and after intense sound exposure. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61 (7), 1124-1134.
- Rose A., Brandt M.J., Vilela R., Diederichs A., Schubert A., Kosarev V., Nehls G., Volkenandt M., Wahl V., Michalik A., Wendeln H., Freund A., Ketzner C., Limmer B., Laczny M., Piper W., 2019. *Effects of Noise-Mitigated Offshore Pile Driving on Harbour Porpoise Abundance in the German Bight 2014-2016 (Gescha 2): Assessment of Noise Effects*. Husum/Oldenburger/Neu Brodestorf, BioConsult SH/IBL Umweltplanung GmbH/Institute of Applied Ecology (IfAO).
- Ross D., 2005. Ship sources of ambient noise. *IEEE Journal of Oceanic Engineering*, 30 (2), 257-261.
- Royal HaskoningDHV, 2020. *Report: 2019 Update on the Current state of Knowledge on the Environmental Impacts of Offshore Wind Farms*. Exeter, HaskoningDHV UK Ltd.
- Rumes B., Debusschere E., Reubens J., Norro A., Haelters J., Deneudt K., Degraer S., 2017. Determining the spatial and temporal extent of the influence of pile driving sound on harbour porpoises. In : *Environmental Impacts of Offshore Wind Farms in the Belgian Part of the North Sea: A Continued Move towards Integration and Quantification* (Degraer S., Brabant R., Rumes B., Vigin L., dir.). Bruxelles, Royal Belgian Institute of Natural Sciences/Operational Directorate Natural Environment/Aquatic and Terrestrial Ecology/Marine Ecology and Management, 129-141
- Russell D.J., Hastie G.D., Thompson D., Janik V.M., Hammond P.S., Scott-Hayward L.A., Matthiopoulos J., Jones E.L., McConnell B.J., 2016. Avoidance of wind farms by harbour seals is limited to pile driving activities. *Journal of Applied Ecology*, 53 (6), 1642-1652.
- Sabet S.S., Wesdorp K., Campbell J., Snelderwaard P., Slabbekoorn H., 2016. Behavioural responses to sound exposure in captivity by two fish species with different hearing ability. *Animal Behaviour*, 116, 1-11.
- Samson J.E., Mooney T.A., Gussekloo S.W.S., Hanlon R.T., 2014. Graded behavioral responses and habituation to sound in the common cuttlefish *Sepia officinalis*. *Journal of Experimental Biology*, 217 (24), 4347-4355.
- Scheidat M., Aarts G.M., Bakker A.G., Brasseur S., Carstensen J., van Leeuwen P.W., Leopold M., van Polanen Petel T., Reijnders P., Teilmann J., Jakob Tougaard J., Verdaat H., 2012. *Assessment of the Effects of the Offshore Wind Farm Egmond aan Zee (OWEZ) for Harbour Porpoise (Comparison T₀ and T₁). Final Report*. Wageningen, Imares.
- Scheidat M., Tougaard J., Brasseur S., Carstensen J., van Polanen Petel T., Teilmann J., Reijnders P., 2011. Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) and wind farms: a case study in the Dutch North Sea. *Environmental Research Letters*, 6 (2), 025102.
- Scheifele P.M., Andrew S., Cooper R.A., Darre M., Musiek F.E., Max L., 2005. Indication of a Lombard vocal response in the St. Lawrence River beluga. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 117, 1486-1492.
- Schlundt C.E., Finneran J.J., Carder D.A., Ridgway S.H., 2000. Temporary shift in masked hearing thresholds of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, and white whales, *Delphinapterus leucas*, after exposure to intense tones. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 107 (6), 3496-3508.
- Schmitz B., 2002. Sound production in Crustacea with special reference to the Alpheidae. In : *The Crustacean Nervous System* (Wiese K., dir.). Berlin/Heidelberg, Springer-Verlag, 536-547.
- Schulz-Mirbach T., Ladich F., Mittone A., Olbinado M., Bravin A., Maiditsch I.P., Melzer R.R., Krysl P., Heß M., 2020. Auditory chain reaction: effects of sound pressure and particle motion on auditory structures in fishes. *PLoS One*, 15 (3), e0230578.
- Schulz-Mirbach T., Ladich F., Plath M., Heß M., 2019. Enigmatic ear stones: what we know about the functional role and evolution of fish otoliths. *Biological Reviews*, 94 (2), 457-482.

- Schusterman R.J., Southall B., Kastak D., Reichmuth Kastak C., 2002. Age-related hearing loss in sea lions and their scientists. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 111 (5), 2342-2343.
- Sekiguchi H., Terazawa T., 1997. Statocyst of *Jasus edwardsii pueruli* (Crustacea, Palinuridae), with a review of crustacean statocysts. *Marine and Freshwater Research*, 48 (8), 715-720.
- Sigray P., Andersson M.H., 2011. Particle motion measured at an operational wind turbine in relation to hearing sensitivity in fish. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 130 (1), 200-207.
- Simpson S.D., Purser J., Radford A.N., 2015. Anthropogenic noise compromises antipredator behaviour in European eels. *Global Change Biology*, 21 (2), 586-593.
- Sini M.I., Canning S.J., Stockin K.A., Pierce G.J., 2005. Bottlenose dolphins around Aberdeen harbour north-east Scotland: a short study of habitat utilization and the potential effects of boat traffic. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 85 (6), 1547-1554.
- Sivle L., Kvadsheim P.H., Curé C., Isojunno S., Wensveen P.J., Lam F.-P.A., Visser F., Kleivane L., Tyack P.L., Miller P.J.O., 2015. Severity of expert-identified behavioural responses of humpback whale, minke whale and northern bottlenose whale to naval sonar. *Aquatic Mammals*, 41 (4), 469-502.
- Sivle L., Wensveen P.J., Kvadsheim P.H., Lam F.-P.A., Visser F., Curé C., Harris C.M., Miller P.J.O., 2016. Naval sonar disrupts lunge-feeding behavior in humpback whales. *Marine Ecology Progress Series*, 562, 211-220.
- Skeate E.R., Perrow M.R., Gilroy J.J., 2012. Likely effects of construction of Scroby Sands offshore wind farm on a mixed population of harbour *Phoca vitulina* and grey *Halichoerus grypus* seals. *Marine Pollution Bulletin*, 64 (4), 872-881.
- Slotte A., Kansen K., Dalen J., Ona E., 2004. Acoustic mapping of pelagic fish distribution and abundance in relation to a seismic shooting area off the Norwegian west coast. *Fisheries Research*, 67 (2), 143-50.
- Solan M., Hauton C., Godbold J.A., Wood C.L., Leighton T.G., White P., 2016. Anthropogenic sources of underwater sound can modify how sediment-dwelling invertebrates mediate ecosystem properties. *Scientific Reports*, 6 (1), 20540.
- Solé M., Lenoir M., Durfort M., López-Bejar M., Lombarte A., André M., 2013a. Ultrastructural damage of *Loligo vulgaris* and *Illex coindetii* statocysts after low frequency sound exposure. *PLoS One*, 10.1371/journal.pone.0078825
- Solé M., Lenoir M., Durfort M., López-Bejar M., Lombarte A., van der Schaar M., André M., 2013b. Does exposure to noise from human activities compromise sensory information from cephalopod statocysts? *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 95, 160-181.
- Solé M., Lenoir M., Fortuño J.M., Durfort M., van der Schaar M., André M., 2016. Evidence of Cnidarians sensitivity to sound after exposure to low frequency noise underwater sources. *Scientific Reports*, 6 (1), 37979.
- Solé M., Lenoir M., Fortuño J.M., van der Schaar M., André M., 2018. A critical period of susceptibility to sound in the sensory cells of cephalopod hatchlings. *Biology Open*, 7 (10), bio033860.
- Solé M., Sigray P., Lenoir M., van der Schaar M., Lalander E., André M., 2017. Offshore exposure experiments on cuttlefish indicate received sound pressure and particle motion levels associated with acoustic trauma. *Scientific Reports*, 7 (1), 45899.
- Soloway A.G., Dahl P.H., 2015. *Noise Source Level and Propagation Measurement of Underwater: Detonation Training at the Silver Strand Training Complex Naval Base Coronado, Coronado, CA*. Seattle, University of Washington.
- Sørensen K., Neumann C., Dähne M., Hansen K.A., Wahlberg M., 2020. Gentoo penguins (*Pygoscelis papua*) react to underwater sounds. *Royal Society Open Science*, 7 (2), 191988.

- Southall B.L., Bowles A.E., Ellison W.T., Finneran J.J., Gentry R.L., Greene Jr. C.R., Tyack P.L., Ketten D.R., Miller J.H., Nachtigall P.E., Richardson W.J., Thomas J.A., 2007. Marine mammal noise-exposure criteria: initial scientific recommendations. *Bioacoustics*, 17 (1-3), 273-275.
- Southall B.L., Finneran J.J., Reichmuth C., Nachtigall P.E., Ketten D.R., Bowles A.E., Ellison W.T., Nowacek D.P., Tyack P.L., 2019. Marine mammal noise exposure criteria: updated scientific recommendations for residual hearing effects. *Aquatic Mammals*, 45 (2), 125-232.
- Spiga I., 2016. Acoustic response to playback of pile-driving sounds by snapping shrimp. In : *The Effects of Noise on Aquatic Life II* (Popper A.N., Hawkins A., dir.). New York, Springer, 1081-1088.
- Spiga I., Caldwell G.S., Bruintjes R., 2016. Influence of pile driving on the clearance rate of the blue mussel, *Mytilus edulis* (L.). In : *Proceedings of Meetings on Acoustics 4ENAL*. Melville, Acoustical Society of America, 27 (1), 040005.
- Stadler J., Woodbury D., 2009. Assessing the effects to fishes from pile driving: application of new hydroacoustic criteria. In : *INTER-NOISE and NOISE-CON Congress and Conference Proceedings*. Ottawa, 23-26 août, 4724-4731.
- Statoil, 2015. *Marine Noise Inputs: Technical Note on Underwater Noise*. Chilworth, Xodus Group Ltd.
- Stockin K.A., Lusseau D., Binedell V., Wiseman N., Orams M.B., 2008. Tourism affects the behavioural budget of the common dolphin *Delphinus* sp. in the Hauraki Gulf, New Zealand. *Marine Ecology Progress Series*, 355, 287-295.
- Sundberg J., Söderman M., 2000. *Windpower and Grey Seals: An Impact Assessment of Potential Effects by Sea-Based Windpower Plants on a Local Seal Population*. Uppsala, Anceps Ekologidata/Uppsala University.
- Szymanski M.D., Bain D.E., Kiehl K., Pennington S., Wong S., Henry K.R., 1999. Killer whale (*Orcinus orca*) hearing: auditory brainstem response and behavioral audiograms. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 106 (2), 1134-1141.
- Teilmann J., Carstensen J., 2012. Negative long term effects on harbour porpoises from a large scale offshore wind farm in the Baltic—evidence of slow recovery. *Environmental Research Letters*, 7 (4), 045101.
- Teilmann J., Tougaard J., Carstensen J., 2012. *Effects on Harbour Porpoises from Rødsand 2 Offshore Wind Farm. Scientific Report from DCE - Danish Centre for Environment and Energy*. No. 42, Aarhus, Aarhus University.
- Thiebault A., Charrier I., Aubin T., Green D.B., Pistorius P.A., 2019. First evidence of underwater vocalisations in hunting penguins. *PeerJ*, 7, e8240.
- Thomas J.A., Fisher S.R., Evans W.E., Awbrey F.T., 1983. Ultrasonic vocalizations of leopard seals (*Hydrurga leptonyx*). *Antarctic Journal*, 17, 186.
- Thompson P.M., Lusseau D., Barton T., Simmons D., Rusin J., Bailey H., 2010. Assessing the responses of coastal cetaceans to the construction of offshore wind turbines. *Marine Pollution Bulletin*, 60 (8), 1200-1208.
- Thomsen F., Lüdemann K., Kafemann R., Piper W., 2006. *Effects of Offshore Wind Farm Noise on Marine Mammals and Fish*. Hambourg/Londres, Biola/Cowrie Ltd.
- Thorp W.H., 1965. Deep-ocean sound attenuation in the sub-and low-kilocycle-per-second region. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 38 (4), 648-654.
- Thorson G., 1961. Length of pelagic larval life in marine bottom invertebrates as related to larval transport by ocean currents. In : *Oceanography* (Sears M., dir.). Washington D.C., American Association for the Advancement of Science, 455-474.

- Todd S., Stevick P., Lien J., Marques F., Ketten D., 1996. Behavioral effects of exposure to underwater explosions in humpback whales *Megaptera novaeangliae*. *Canadian Journal of Zoology*, 74 (9), 1661-1672.
- Tougaard J., Carstensen J., 2011. *Porpoises North of Sprogö before, during and after Construction of an Offshore Wind Farm*. Aarhus, National Environmental Research Institute.
- Tougaard J., Carstensen J., Henriksen O.D., Skov H., Teilmann J., 2003. *Short-Term Effects of the Construction of Wind Turbines on Harbour Porpoises at Horns Reef*. Roskilde, Hedeselskabet.
- Tougaard J., Carstensen J., Wisz M., Jespersen M., Teilmann J., Ilsted Bech N, Skov H., 2006a. *Harbour Porpoises on Horns Reef-Effects of the Horns Reef Wind Farm: Final Report to Vattenfall A/S*. Roskilde, NERI Commissioned Report.
- Tougaard J., Tougaard S., Jensen R.C., Jensen T., Teilmann J., Adelung D., Liebsch N., Müller G., 2006b. Harbour seals on Horns Reef before, during and after construction of Horns Rev Offshore Wind Farm. *Final Report to Vattenfall A/S*. Vattenfall, National Environmental Research Institute (NERI), University of Southern Denmark.
- Tougaard J., Madsen P.T., Wahlberg M., 2008. Underwater noise from construction and operation of offshore wind farms. *Bioacoustics*, 17 (1-3), 143-146.
- Tougaard J., Carstensen J., Teilmann J., Skov H., Rasmussen P., 2009a. Pile driving zone of responsiveness extends beyond 20 km for harbor porpoises (*Phocoena phocoena* (L.)). *The Journal of the Acoustical Society of America*, 126 (1), 11-14
- Tougaard J., Henriksen O.D., Miller L.A., 2009b. Underwater noise from three types of offshore wind turbines: estimation of impact zones for harbor porpoises and harbor seals. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 125 (6), 3766-3773.
- Tripovich J.S., Hall-Aspland S., Charrier I., Arnould J.P.Y., 2012. The behavioural response of Australian fur seals to motor boat noise. *PLoS One*, 7 (5), e37228.
- Tyack P.L., Zimmer W.M.X., Moretti D., Southall B.L., Claridge D.E., Durban J.W., Clark C.W., D'Amico A., DiMarzio N., Jarvis S., McCarthy E., Morrissey R., Ward J., Boyd I.L., 2011. Beaked whales respond to simulated and actual navy sonar. *PLoS One*, 6 (3).
- Tyson R.B., Piniak W.E.D., Camila D., Mann D., Hall M., Nowacek D.P., Fuentes M.M.P.B., 2017. Novel bio-logging tool for studying fine-scale behaviors of marine turtles in response to sound. *Frontiers in Marine Science*, doi: 10.3389/fmars.2017.00219
- Uffe D., 2002. *Measurements of Noise Induced from Offshore Wind Turbines and Ambient Noise in the Sea Water*. Hanovre, GigaWind.
- Vallejo G.C., Grellier K., Nelson E.J., McGregor R.M., Canning S.J., Caryl F.M., McLean N., 2017. Responses of two marine top predators to an offshore wind farm. *Ecology and Evolution*, 7 (21), 8698-8708.
- van den Akker S., van der Veen L., 2013. *Sound Solutions: Construction of Offshore Wind Farms without Underwater Noise*. Drieharingstraat, North Sea Foundation.
- van Polanen Petel T., Geelhoed S., Meesters E., 2012. *Harbour Porpoise Occurrence in Relation to the Prinses Amaliawindpark. Report Number C177/10*. Wageningen, Imares.
- Vazzana M., Celi M., Maricchiolo G., Genovese L., Corrias V., Quinci E.M., de Vincenzi G., Maccarrone V., Cammilleri G., Mazzola S., Buscaino G., Filiciotto F., 2016. Are mussels able to distinguish underwater sounds? Assessment of the reactions of *Mytilus galloprovincialis* after exposure to lab-generated acoustic signals. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular and Integrative Physiology*, 201, 61-70

- Vazzana M., Mauro M., Ceraulo M., Dioguardi M., Papale E., Mazzola S., Arizza V., Beltrame F., Inguglia L., Buscaino G., 2020. Underwater high frequency noise: biological responses in sea urchin *Arbacia lixula* (Linnaeus, 1758). *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular and Integrative Physiology*, 242, 110650.
- Vella G., Rushforth I., Mason E., Hough A., England R., Styles P., Holt T., Thorne P., 2001. *Assessment of the Effects of Noise and Vibration from Offshore Wind Farms on Marine Wildlife: Appendix D*. Londres, Crown Estate.
- Verfuss U.K., Sparling C.E., Arnot C., Judd A., Coyle M., 2016. Review of offshore wind farm impact monitoring and mitigation with regard to marine mammals. In : *The Effects of Noise on Aquatic Life II* (Popper A.N., Hawkins A., dir.). New York, Springer, 1175-1182.
- Versluis M., Schmitz B., Von der Heydt A., Lohse D., 2000. How snapping shrimp snap: through cavitating bubbles. *Science*, 289 (5487), 2114-2117.
- Viada S.T., Hammer R.M., Racca R., Hannay D., Thompson M.J., Balcom B.J., Phillips N.W., 2008. Review of potential impacts to sea turtles from underwater explosive removal of offshore structures. *Environmental Impact Assessment Review*, 28, 267-285.
- Visser F., Curé C., Kvadsheim P.H., Lam F.-P.A., Tyack P.L., Miller P.J.O., 2016. Disturbance-specific social responses in long-finned pilot whales, *Globicephala melas*. *Scientific reports*, 6 (1), 28641.
- Voellmy I.K., Purser J., Flynn D., Kennedy P., Simpson S.D., Radford A.N., 2014. Acoustic noise reduces foraging success in two sympatric fish species via different mechanisms. *Animal Behaviour*, 89, 191-198.
- Voss J., 2021. *Response of Harbour Porpoises (Phocoena phocoena L., 1758) to the FaunaGuard and Subsequent Piling During the Construction of Offshore Wind Farms*. Thèse de doctorat, Oldenbourg, Carl von Ossietzky University.
- Wahlberg M., Westerberg H., 2005. Fish hearing and reactions to sounds from offshore wind farms. *Marine Ecology Progress Series*, 288, 295-309.
- Wale M.A., Simpson S.D., Radford A.N., 2013a. Size-dependent physiological responses of shore crabs to single and repeated playback of ship noise. *Biology Letters*, 9 (2), 20121194. doi.org/10.1098/rsbl.2012.1194.
- Wale M.A., Simpson S.D., Radford A.N., 2013b. Noise negatively affects foraging and antipredator behaviour in shore crabs. *Animal Behaviour*, 86 (1), 111-118.
- Wale M.A., Briers R.A., Hartl M.G.J., Bryson D., Diele K., 2019. From DNA to ecological performance: effects of anthropogenic noise on a reef-building mussel. *Science of The Total Environment*, 689, 126-132.
- Ward D., Morison F., Morrissey E., Jenks K., Watson III W.H., 2011. Evidence that potential fish predators elicit the production of carapace vibrations by the American lobster. *Journal of Experimental Biology*, 214 (15), 2641-2648.
- Watkins W.A., 1986. Whale reactions to human activities in Cape Cod waters. *Marine Mammals Science*, 2 (4), 251-262.
- Weir C.R., 2007. Observations of marine turtles in relation to seismic airgun sound off Angola. *Marine Turtle Newsletter*, 116, 17-20.
- Wensveen P.J., Isojunno S., Hansen R.R., von Benda-Backmann A., Kleivane L., van Ijseelmuide S., Lam F.-P.A., Kvadsheim P.H., DeRuiter S.L., Curé C., Narazaki T., Tyack P.L., Miller P.J.O., 2019. Northern bottlenose whales in a pristine environment respond strongly to close and distant navy sonar signals. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 286 (1899), 20182592.
- Westwood E.K., Tindle C.T., Chapman N.R., 1996. A normal mode model for acousto-elastic ocean environments. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 100, 3631.

- Wever E.G., Herman P.N., Simmons J.A., Hertzler D.R., 1969. Hearing in the blackfooted penguin, *Spheniscus demersus*, as represented by the cochlear potentials. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 63 (3), 676-680.
- Wever E.G., 1978. *The Reptile Ear*. Princeton, Princeton University Press.
- Wilke F., Kloske K., Bellmann M., 2012. *Evaluation of Systems for Ramming Noise Mitigation at an Offshore Test Pile. Project Reference Number 0325307: Final Technical Report*. Essen, RWE Offshore Logistics Company.
- Williamson R., 1988. Vibration sensitivity in the statocyst of the northern octopus, *Eledone cirrosa*. *Journal of Experimental Biology*, 134 (1), 451-454.
- Willis K.L., Christensen-Dalsgaard J., Ketten D.R., Carr C.E., 2013. Middle ear cavity morphology is consistent with an aquatic origin for testudines. *PLoS One*, 8 (1), e54086
- Winter H.V., Aarts G.M., Van Keeken O.A., 2010. *Residence Time and Behaviour of Sole and Cod in the Offshore Wind Farm Egmond aan Zee*. Wageningen, Imares Wageningen UR.
- Woodbury D.P., Stadler J.H., 2008. A proposed method to assess physical injury to fishes from underwater sound produced during pile driving. *Bioacoustics*, 17 (1-3), 289-291.
- Wysocki L.E., Ladich F., Dittami J., 2006. Noise stress and cortisol secretion in teleost fishes. *Biological Conservation*, 128, 501-508.
- Zhadan P.M., 2005. Directional sensitivity of the Japanese scallop *Mizuhopecten yessoensis* and Swift scallop *Chlamys swifti* to water-borne vibrations. *Russian Journal of Marine Biology*, 31 (1), 28-35.
- Zhang X., Guo H., Chen J., Song J., Xu K., Lin J., Zhang S., 2021. Potential effects of underwater noise from wind turbines on the marbled rockfish (*Sebasticus marmoratus*). *Journal of Applied Ichthyology*, 37 (4), 514-522.

Liste des auteurs

Julien Bonnel est chercheur au Woods Hole Oceanographic Institution (États-Unis). Ses recherches en traitement du signal et en acoustique sous-marine couvrent la surveillance acoustique passive (localisation de source et inversion environnementale), la bioacoustique et l'impact de la pollution sonore sur la vie marine. Julien Bonnel est lauréat de la médaille A.B. Wood 2019 de l'Institute of Acoustics (Royaume-Uni), du Prix R. Bruce Lindsay 2020 de l'Acoustical Society of America (États-Unis) et du prix Jeune chercheur 2022 de l'International Commission for Acoustics.

Isabelle Charrier est directrice de recherche au CNRS et dirige l'équipe « Communications acoustiques » à l'Institut des neurosciences Paris-Saclay (UMR 9197 CNRS, INSB-université Paris-Saclay). Ses recherches se concentrent sur l'étude des systèmes de communication acoustique des espèces marines, avec un intérêt particulier pour les pinnipèdes. Depuis quelques années, elle étudie l'impact des nuisances sonores d'origine anthropique sur les espèces marines (pinnipèdes, oiseaux marins).

Laurent Chauvaud est directeur de recherche au CNRS. Il dirige l'IRP BeBEST (Benthic Biodiversity Ecology, Sciences and Technologies) avec Réjean Tremblay et Frédéric Olivier. Il effectue des recherches en écologie marine tant en milieux polaires que tempérés. Il développe des travaux, en milieux côtiers, sur les pectinidés, en sclérochronologie, en écologie benthique, en écologie acoustique et sur le couplage pélagos-benthos.

Sylvain Chauvaud est le directeur des sociétés TBM Environnement et SOMME. Les deux sociétés travaillent sur l'impact des activités humaines sur la faune marine. TBM Environnement réalise des études de grands projets, notamment en lien avec les EMR. SOMME est une société spécialisée en acoustique sous-marine (mesure, propagation) et traite de l'impact du bruit sur les organismes. Il anime l'activité R&D (Recherche & Développement) et recherche des deux sociétés. Les programmes portent tous sur l'impact des activités humaines (bruit, champs électromagnétiques, turbidité...) sur les organismes.

Charlotte Curé est chargée de recherche en bioacoustique au Cerema (Centre d'études et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement, UMR Acoustique environnementale). Elle étudie les effets du bruit généré par les activités humaines sur la faune marine, et particulièrement sur les mammifères marins. Elle développe également des techniques d'effarouchement et d'attraction acoustiques chez différentes espèces de cétacés (par exemple, pour éviter des échouages imminents ou réduire les risques de collision avec les navires).

Héloïse Frouin-Mouy est post-doctorante en acoustique sous-marine au Southeast Fisheries Science Center (NOAA Fisheries, États-Unis). Elle développe des méthodes acoustiques d'estimation de la densité pour diverses populations de mammifères marins. Son expertise, acquise au sein du bureau d'études Jasco (Canada), couvre également

la bioacoustique et l'impact de la pollution sonore sur la vie marine, tant en milieux polaires que tempérés.

Youenn Jézéquel est post-doctorant en écologie marine au Woods Hole Oceanographic Institution (États-Unis). Il étudie l'impact du bruit généré lors des travaux de construction des éoliennes en mer sur le comportement et la physiologie des poissons et des invertébrés marins.

Auréli Jolivet est ingénieure halieutique et docteure en océanologie. Elle est responsable des pôles Mer et R&D du bureau d'études TBM Environnement. Elle étudie le comportement et les traits de vie des animaux (poissons et mollusques) et les réponses aux impacts des activités anthropiques. Elle est également membre de l'IRP BeBEST (Benthic Biodiversity Ecology, Sciences and Technologies).

G. Bazile Kinda est ingénieur de recherche en acoustique sous-marine au Shom (Service hydrographique et océanographique de la Marine). Ses travaux portent sur l'estimation robuste du bruit ambiant, la détection de transitoires et la propagation acoustique à grande distance, particulièrement dans les basses fréquences.

Florent Le Courtois est chargé d'études en acoustique sous-marine au Shom (Service hydrographique et océanographique de la Marine). Il est le référent auprès du ministère de la Transition écologique pour la thématique de la pollution sonore sous-marine et coprésident du groupe d'experts européens.

Delphine Mathias est ingénieure et docteure spécialisée en acoustique sous-marine, traitement du signal et propagation acoustique pour le bureau d'études SOMME. Elle apporte une expertise spécifique dans l'écologie des mammifères marins et de leur environnement par acoustique passive, ainsi que dans les méthodes expérimentales (déploiements d'instruments et protocoles).

Jérôme Mars est professeur des universités au Grenoble-INP (Grenoble Institute of Technology), une composante de l'université Grenoble Alpes. Il effectue sa recherche au sein de l'UMR 5216 GIPSA-Lab. Ses thématiques de recherche couvrent le traitement statistique du signal, la séparation de sources, le traitement d'antenne, le traitement du signal pour l'acoustique des océans et l'analyse des signaux non stationnaires. Ses derniers travaux de recherche se concentrent principalement sur le domaine de la propagation des ondes (acoustique sous-marine, signal géophysique, bioacoustique).

Frédéric Olivier est professeur au Muséum national d'Histoire naturelle (UMR 8067 BOREA, IRP BeBEST) et conduit depuis plus de 20 ans des recherches sur l'impact des activités humaines sur les écosystèmes benthiques côtiers. Il étudie actuellement les effets du bruit anthropique (aménagements des EMR, trafic maritime...) sur écologie larvaire d'invertébrés marins (moules, coquilles Saint-Jacques, pétoncle géant, praires...) en relation avec l'environnement trophique.

Gaultier Real est diplômé de l'Isen-Toulon (Institut supérieur de l'électronique et du numérique-Toulon) et de la Florida Atlantic University (États-Unis) en génie océanique. Il a ensuite soutenu une thèse en propagation acoustique en milieu aléatoire au LMA

(Laboratoire de mécanique et d'acoustique, CNRS) en 2015. Après une expérience dans l'industrie, à Thales DMS en 2016, il exerce désormais les fonctions d'expert technique en environnement et performances en lutte sous-marine à DGA Techniques navales à Toulon.

Élie Retailleau est ingénieur en acoustique sous-marine au sein du bureau d'études SOMME basé à Brest. Il participe à des projets de recherche portant sur l'impact acoustique de bruits anthropiques sur la faune marine et apporte son expertise en bioacoustique pour la réalisation de suivis environnementaux de projets maritimes (dont des projets EMR).

Andréa Thiebault est post-doctorante Marie Skłodowska-Curie (Commission européenne) à l'Institut des neurosciences Paris-Saclay (CNRS, INSB, Institut des sciences biologiques). Elle mène des recherches sur la communication acoustique en mer des oiseaux marins et sur leur vulnérabilité face aux bruits anthropiques.

*

**

Coordination éditoriale : Jérémie Salinger

Édition : Yann Lézénès

Mise en page :  **EliLoCom**

Dépôt légal : octobre 2022

Achevé d'imprimé en septembre 2022
par Isiprint

Le développement de l'éolien en mer fait aujourd'hui débat. Les effets possiblement préjudiciables des pollutions sonores sur la vie marine font partie des préoccupations légitimes de la société civile, de l'industrie et des instances politiques. Ce livre, qui réunit des experts de diverses disciplines, fait le point sur les connaissances scientifiques relatives à l'impact acoustique des projets éoliens offshore sur la faune marine et aux méthodes permettant de les réduire. Il s'inscrit dans le contexte d'un développement attendu des projets d'énergies marines renouvelables (EMR) et met l'accent sur l'impact du bruit des travaux en mer utiles à la construction, au fonctionnement et au démantèlement des éoliennes offshore sur divers compartiments de la faune marine (mammifères marins, poissons, invertébrés, oiseaux et tortues).

Cet ouvrage est destiné aux professionnels des études d'impacts, chercheurs, étudiants, industriels des EMR, ainsi qu'aux responsables territoriaux et membres d'association de protection de la nature.

Julien Bonnel est chercheur au Woods Hole Oceanographic Institution, aux États-Unis. Ses recherches en traitement du signal et en acoustique sous-marine couvrent la surveillance acoustique passive, la bioacoustique et l'impact de la pollution sonore sur la vie marine.

Sylvain Chauvaud dirige les sociétés TBM Environnement et SOMME. Il étudie l'impact des activités humaines sur la faune marine, en lien avec l'acoustique sous-marine (mesure, propagation), et l'effet produit par le bruit des activités humaines sur les organismes.

Laurent Chauvaud, directeur de recherche au CNRS, effectue des travaux de recherche en écologie marine en milieux polaires et tempérés. Il développe des projets, en milieux côtiers, portant sur la sclérochronologie, l'écologie benthique, l'écologie acoustique et sur le couplage pelagos-benthos.

Jérôme Mars est professeur des universités à Grenoble-INP. Ses thématiques de recherche couvrent le traitement statistique du signal, la séparation de sources, le traitement d'antenne, le traitement du signal pour l'acoustique des océans et l'analyse des signaux non stationnaires.

Delphine Mathias, ingénieure en acoustique sous-marine, traitement du signal et propagation acoustique, apporte une expertise spécifique en écologie des mammifères marins et de leur environnement par acoustique passive, et dans les méthodes expérimentales.

Frédéric Olivier, professeur au MNHN, mène des recherches sur l'impact des activités humaines sur les écosystèmes benthiques côtiers et étudie les effets du bruit anthropique sur l'écologie larvaire d'invertébrés marins en relation avec l'environnement trophique.

En couverture : éoliennes offshore installées en mer © New Africa/Adobe Stock.



éditions
Quæ

Éditions Cirad, Ifremer, INRAE
www.quae.com

28 €

ISBN : 978-2-7592-3544-5



9 782759 235445

ISSN : 2115-1229
Réf. : 02841