



Pêches et Océans  
Canada

Fisheries and Oceans  
Canada

Sciences des écosystèmes  
et des océans

Ecosystems and  
Oceans Science

## **Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS)**

---

**Compte rendu 2017/026**

**Région de la capitale nationale**

**Compte rendu de la réunion d'examen national par les pairs d'un cadre fondé sur les risques pour l'évaluation des répercussions cumulatives des projets de développement maritime (PDM) sur les mammifères marins et les tortues de mer**

**Du 3 au 5 mars 2015  
Ottawa (Ontario)**

**Président : G. B. Stenson<sup>2</sup>  
Réviseurs : V. Lesage<sup>1</sup> et J. W. Lawson<sup>2</sup>**

<sup>1</sup> Pêches et Océans Canada  
Institut Maurice-Lamontagne  
C. P. 1000, 850, route de la Mer  
Mont-Joli (Québec) G5H 3Z4

<sup>2</sup> Pêches et Océans Canada  
C. P. 5667  
St. John's (Terre-Neuve-et-Labrador) A1C 5X1

---

## Avant-propos

Le présent compte rendu a pour but de consigner les principales activités et discussions qui ont eu lieu au cours de la réunion. Il peut contenir des recommandations sur les recherches à effectuer, des incertitudes et les justifications des décisions prises pendant la réunion. Le compte rendu peut aussi faire l'état de données, d'analyses ou d'interprétations passées en revue et rejetées pour des raisons scientifiques, en donnant la raison du rejet. Bien que les interprétations et les opinions contenues dans le présent rapport puissent être inexactes ou propres à induire en erreur, elles sont quand même reproduites aussi fidèlement que possible afin de refléter les échanges tenus au cours de la réunion. Ainsi, aucune partie de ce rapport ne doit être considérée en tant que reflet des conclusions de la réunion, à moins d'une indication précise en ce sens. De plus, un examen ultérieur de la question pourrait entraîner des changements aux conclusions, notamment si des renseignements supplémentaires pertinents, non disponibles au moment de la réunion, sont fournis par la suite. Finalement, dans les rares cas où des opinions divergentes sont exprimées officiellement, celles-ci sont également consignées dans les annexes du compte rendu.

### Publié par :

Pêches et Océans Canada  
Secrétariat canadien de consultation scientifique  
200, rue Kent  
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

<http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/>  
[csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca](mailto:csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca)



© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2017  
ISSN 2292-4264

### La présente publication doit être citée comme suit :

MPO. 2017. Compte rendu de la réunion d'examen national par les pairs d'un cadre fondé sur les risques pour l'évaluation des répercussions cumulatives des projets de développement maritime (PDM) sur les mammifères marins et les tortues de mer; du 3 au 5 mars 2015. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Compte rendu 2017/026.

### Also available in English:

DFO. 2017. *Proceedings of the National Peer Review of a Risk-Based Framework for assessing Cumulative Impacts of Marine Development Projects (MDPs) on Marine Mammals and Turtles; March 3-5, 2015. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Proceed. Ser. 2017/026.*

---

---

## TABLE DES MATIÈRES

SOMMAIRE .....	V
SUMMARY .....	VI
INTRODUCTION .....	1
EXPOSÉS SUR DES SUJETS PERTINENTS AU CADRE .....	1
CONTEXTE JURIDIQUE DE L'ÉVALUATION D'IMPACT AU CANADA .....	1
ÉTABLISSEMENT DES SEUILS POUR LES DPS, LES DTS ET LA PERTURBATION – UN POINT DE VUE DE LA NOAA.....	3
ÉTABLISSEMENT DES SEUILS CONCERNANT L'EXPOSITION AU BRUIT – UN POINT DE VUE DES MARSOUINS COMMUNS .....	5
ÉVALUER L'EXPOSITION CUMULATIVE AU BRUIT.....	6
ÉVALUER LES CONSÉQUENCES DE LA PERTURBATION POUR LA POPULATION – ICI ET MAINTENANT .....	9
EFFET DE MASQUE : COMMENT TENONS-NOUS COMPTE DE L'INFLUENCE DES SONS ANTHROPIQUES SUR LES ENVIRONNEMENTS ACOUSTIQUES MARINS (PAR RAPPORT AUX MAMMIFÈRES MARINS)?.....	11
TENIR COMPTE DU CONTEXTE COMPORTEMENTAL DANS L'ÉTABLISSEMENT DES SEUILS POUR ÉVALUER LA PERTURBATION.....	13
UNE APPROCHE DE REMPLACEMENT POUR L'ÉVALUATION DES RÉPERCUSSIONS ACOUSTIQUES NON FONDÉE SUR LE NIVEAU REÇU OU SUR LA RÉACTION COMPORTEMENTALE.....	15
APERÇU DU CADRE D'ÉVALUATION DU RISQUE ÉCOLOGIQUE CUMULATIF (CEREC)..	17
ÉTAPES DU CEREC (« CASES »).....	18
OBSERVATIONS GÉNÉRALES SUR L'APPROCHE PROPOSÉE.....	22
ÉTABLIR LE CONTEXTE – ESTIMER LES DOMMAGES ADMISSIBLES TOTAUX TOUT EN TENANT COMPTE DE LA VULNÉRABILITÉ DES CP (CASE A) .....	26
ÉTABLISSEMENT DU SEUIL POUR DÉFINIR LES DOMMAGES (CASE A) .....	28
ÉVALUER LA SENSIBILITÉ DES CP (CASE B) ET ANALYSER LE RISQUE (CASE C).....	28
ANALYSE DE RISQUE – MODÈLE DE RISQUE DE COLLISION AVEC UN NAVIRE (CASE C) .....	31
ÉVALUER LES RISQUES (CASE D) .....	32
TRAITER LES RISQUES – ATTÉNUATION ET SURVEILLANCE (CASE E).....	33
TENIR COMPTE DE L'INCERTITUDE.....	33
EXAMEN DE L'AVIS SCIENTIFIQUE PRÉLIMINAIRE .....	34
REMERCIEMENTS .....	34
RÉFÉRENCES CITÉES.....	34
ANNEXE 1 : CADRE DE RÉFÉRENCE .....	37
ANNEXE 2 : LISTE DES PARTICIPANTS .....	39
ANNEXE 3 : ORDRE DU JOUR.....	40

---

ANNEXE 4 : UNE APPROCHE DE REMPLACEMENT POUR L'ÉVALUATION DES EFFETS ACOUSTIQUES NON FONDÉE SUR LE NIVEAU REÇU OU SUR LA RÉACTION COMPORTEMENTALE .....	44
INTRODUCTION.....	44
PARTIE 1 : PROPORTION DE L'HABITAT PERDU EXPRIMÉE EN TEMPS/ÉTENDUE DE LA ZONE.....	44
PARTIE 2 : EXAMEN AU CAS PAR CAS DES SITUATIONS PARTICULIÈRES .....	45
LE RÔLE DES MESURES D'ATTÉNUATION.....	46

---

## SOMMAIRE

Le Programme de protection des pêches de Pêches et Océans Canada (MPO) a demandé qu'on élabore une approche nationale et des normes minimales pour évaluer les répercussions des projets de développement maritime (PDM) sur les mammifères marins et les tortues marines. Plus particulièrement, une orientation claire était nécessaire pour identifier l'information requise de la part des promoteurs afin d'évaluer les impacts, les critères qui déterminent la probabilité et la magnitude des impacts, les approches à la gestion de l'incertitude, et les manières d'intégrer les impacts à l'échelle des populations et au niveau régional.

Il existe un besoin de l'industrie, et un désir des gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux d'un processus réglementaire efficace de revue des PDM. Cependant, l'absence d'une orientation claire et d'une d'approche nationale d'évaluation des répercussions pourrait donner lieu à la perception d'un manque de cohérence entre les projets et les régions et de partialité des examens réalisés. Cela pourrait avoir pour effet un dialogue étendu et de longues périodes d'examen.

Un examen scientifique par des pairs a été tenu à Ottawa en mars 2015 afin de poursuivre le développement d'un cadre national de gestion du risque. Des experts internationaux et du MPO dans les domaines de l'acoustique, de la dynamique des populations, de l'évaluation de risque et des impacts cumulatifs, et de l'écologie comportementale ont assisté à la réunion. L'avis scientifique provenant de cette réunion pourrait devenir un standard national pour le MPO lors de l'évaluation des impacts de PDM sur les mammifères marins, et être utilisé pour développer des lignes directrices pour l'industrie afin d'adresser les enjeux liés aux mammifères marins lors de la production de leur énoncés des incidences environnementales. Ce standard pourrait aussi servir de base pour des efforts similaires pour d'autres biotes marins.

---

## SUMMARY

The Fisheries and Oceans Canada (DFO) Fisheries Protection Program requested the development of a national approach and minimum standards for assessing the impacts of Marine Development Projects (MDP) on marine mammals and sea turtles. In particular, clear guidance was needed to identify the information required from proponents to assess the impacts, the criteria to determine probability and magnitude of impacts, the approaches to the management of uncertainty, and the ways to add impacts at the population and regional levels.

There is a need for industry, and a desire by Federal, Provincial and Territorial governments for an efficient regulatory review process for MDP. However, the lack of clear guidance and a national approach to impact assessment may lead to a perception of inter-regional and/or inter-project inconsistency, and unfairness in the reviews. This may result in extended dialogues and prolonged periods of review.

A scientific peer review was held in Ottawa in March 2015 to further develop a national risk-based framework. DFO and international experts in the field of acoustics, population dynamics, risk-assessment, cumulative impact assessment, and behavioural ecology attended. The scientific advice developed at this meeting could form the basis for a national standard for DFO when assessing impacts of MDP on marine mammals, and be used to develop guidelines to the industry for addressing marine mammal issues in their Environmental Impact Statements. This standard might also provide the basis for similar efforts for other marine biota.

---

## INTRODUCTION

À Québec, en mars 2014, Pêches et Océans Canada (MPO) a tenu un atelier international pour solliciter les connaissances d'experts scientifiques ayant de l'expérience liée aux approches d'évaluation des répercussions afin d'orienter l'élaboration de l'ébauche d'un cadre national fondé sur le risque. S'appuyant sur des discussions découlant de l'atelier de 2014, un cadre révisé a été rédigé en vue d'un examen officiel par les pairs à Ottawa en mars 2015 par Pêches et Océans Canada et des experts internationaux dans les domaines de l'acoustique, de la dynamique des populations, de l'évaluation du risque, de l'évaluation des répercussions cumulatives et de l'écologie comportementale.

Le président, Garry Stenson, donne un aperçu de l'objet et des objectifs précis de la réunion, c'est-à-dire l'examen de l'ébauche du cadre d'évaluation et d'analyse du risque, fondé sur les recommandations formulées lors de l'atelier de 2014, y compris les critères pour déterminer la probabilité et l'ampleur des répercussions des divers agents de stress sur les mammifères marins et les tortues de mer, cerner les lacunes dans les données et les méthodes proposées pour corriger les situations (annexe 1). On souligne que l'intention de la réunion n'est pas de présenter un produit final, mais de revoir le travail en cours.

Les participants se présentent (annexe 2) et un bref exposé est donné sur le processus d'examen par les pairs du Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS) ainsi que sur les lignes directrices et les politiques pertinentes. En raison de l'arrivée tardive de certains participants clés, le projet d'ordre du jour est révisé (annexe 3) et adopté.

M<sup>me</sup> Hilary Moors-Murphy (MPO – Secteur des sciences) est désignée comme rapporteuse principale pour la réunion.

Le compte rendu comporte deux sections. La première section donne les grandes lignes du résumé et des discussions associées aux divers exposés présentés par des experts invités. La deuxième section résume les discussions sur le Cadre d'évaluation du risque écologique cumulatif (CEREC). Étant donné que plusieurs des commentaires reçus ne pouvaient pas être intégrés sans modifier de façon importante le CEREC, le compte rendu sépare les commentaires qui ont été abordés dans les documents de recherche finaux (Lesage *et al.* manuscrit non-publié<sup>1</sup>; Lawson et Lesage manuscrit non-publié<sup>2</sup>) de ceux qui seront pris en considération dans la prochaine version.

## EXPOSÉS SUR DES SUJETS PERTINENTS AU CADRE

### CONTEXTE JURIDIQUE DE L'ÉVALUATION D'IMPACT AU CANADA

**Présentateur :** Jack Lawson, MPO (Région de Terre-Neuve-et-Labrador)

**Résumé :** Les outils législatifs actuels permettant de protéger les mammifères marins et les tortues de mer au Canada sont examinés. Cela comprend la *Loi sur les pêches* (LP), qui protège actuellement l'habitat des pêches commerciales, récréatives et autochtones, y compris

---

<sup>1</sup> Lesage, V., Lawson, J.W., Gomez, C. (2016). Cumulative Ecological Risk Assessment Framework (CERAF) to quantify impacts from marine development projects on marine mammals and sea turtles. Secr. can. de consult. sci. du MPO, manuscrit non-publié (8817).

<sup>2</sup> Lawson, J.W., Lesage, V. (2016). Modelling ship strike risks for marine mammals and sea turtles. Secr. can. de consult. sci. du MPO, manuscrit non-publié (8818).

---

des mammifères marins, et assure une protection indirecte à certaines pêches autres que les pêches commerciales, récréatives et autochtones en protégeant l'habitat de leurs proies (si ces dernières constituent des espèces exploitées) ou si elles sont les proies d'une espèce visée par les pêches commerciales, récréatives et autochtones. En vertu de la LP, le *Règlement sur les mammifères marins* interdit de tuer, de blesser ou d'importuner un mammifère marin (à moins de détenir un permis délivré par le ministre). La *Loi sur les espèces en péril* (LEP) interdit de tuer, de blesser et de harceler des individus d'une espèce en voie de disparition et menacée, et de détruire leur habitat essentiel. La *Loi sur les océans* (LO) est un outil de gestion intégrée des océans qui assure l'élaboration de règlements et l'établissement d'objectifs, de critères et de lignes directrices pour assurer le maintien de la qualité du milieu marin (QMM). Ces textes législatifs ont été utiles pour aborder les effets cumulatifs en permettant aux organismes de réglementation d'établir des limites/seuils (critères de QMM) qu'il ne faut pas dépasser dans le cas d'agents de stress donnés, et en établissant des lignes directrices pour mettre en œuvre des mesures visant à assurer l'atteinte d'objectifs précis liés au maintien de la QMM. La LO prévoit l'examen de projets et, dans certaines régions, comme la Nouvelle-Écosse et Terre-Neuve-et-Labrador, des comités fédéraux-provinciaux ont été mis sur pied pour effectuer ces examens.

Les objectifs institutionnels de Pêches et Océans Canada (MPO) applicables dans le contexte d'un CEREC traitent en grande partie des enjeux reliés au fait de blesser et de harceler des individus, au rétablissement des populations et à la disponibilité d'habitats convenables. L'approche du CEREC appuie l'accumulation d'effets provenant de multiples agents de stress, plutôt que d'examiner chacun des éléments, afin de tenir compte des synergies qui peuvent exister entre les agents de stress (p. ex. la répercussion nette de deux agents de stress pourrait être supérieure à la somme de chacun pris séparément). Se fondant sur ce qui suit, les critères en fonction desquels on estime la probabilité de répercussions et l'ampleur d'activités ou de projets de développement maritime (PDM) gérés en vertu de la LEP, de la LP et de la LO comprendraient le risque de :

1. *causer des perturbations permanentes à l'habitat d'espèces des pêches commerciales, récréatives et autochtones;*
2. *causer la destruction de l'habitat d'espèces des pêches commerciales, récréatives et autochtones, ou de l'habitat essentiel d'espèces en péril;*
3. *causer la mort d'une espèce visée par la LP ou la LEP;*
4. *harceler ou déranger une espèce visée par la LP ou la LEP;*
5. *compromettre le rétablissement d'une espèce visée par la LEP.*

Étant donné ces interdictions de nature juridique, il était nécessaire de déterminer les circonstances où les effets (c.-à-d. blesser ou harceler des individus, compromettre le rétablissement) ou lorsque la modification ou la destruction de l'habitat étaient susceptibles de survenir.

**Discussion :** On fait remarquer que certaines dispositions de la LO relatives à la QMM (alinéa 32-d et paragraphe 51-2 de la Loi) pouvaient servir pour aider à fixer des limites (seuils) pour des agents de stress précis, et que ceci devrait être précisé dans le document présentant le CEREC (Lesage *et al.* 2016). On signale également le fait que bien que la *Loi canadienne sur l'évaluation environnementale* (LCEE) ne comporte aucune disposition précise concernant les répercussions qui s'appliquent dans le contexte du présent cadre, le CEREC pouvait servir d'outil dans le contexte des évaluations réalisées en vertu de la LCEE.

Une clarification est apportée quant à l'objectif du cadre, soit d'estimer les effets tant à l'échelle des individus que des populations, étant donné les dispositions juridiques (c.-à-d. blesser ou harceler des individus, compromettre le rétablissement).

---

L'acceptabilité de blessures aux individus dans le contexte des effets à l'échelle de la population a été évaluée à l'aide de la définition par les gestionnaires du niveau de risque acceptable en vertu des buts/objectifs du plan de rétablissement à long terme, c'est-à-dire les dommages admissibles totaux (DAT) pour une population.

Un participant fait remarquer que le document présentant le CEREC (Lesage *et al.* 2016) devrait être modifié afin de refléter l'interprétation actuelle de la LP en ce qui concerne la protection de l'habitat des mammifères marins. On conclut que les dispositions de la LP relatives à l'habitat s'appliquaient à tous les mammifères marins, peu importe s'ils étaient pêchés ou non, ou s'ils soutenaient une pêche commerciale, récréative ou autochtone ou non.

## **ÉTABLISSEMENT DES SEUILS POUR LES DPS, LES DTS ET LA PERTURBATION – UN POINT DE VUE DE LA NOAA**

**Présentatrice :** Amy Scholik-Schlomer, National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) – Pêches (États-Unis [É.-U.]

**Résumé :** L'Office of Protected Resources (OPR) de la NOAA s'emploie à conserver, protéger et rétablir les espèces en vertu de la *Marine Mammal Protection Act* (MMPA) et de la *Endangered Species Act* (ESA) en collaborant avec les bureaux régionaux, les centres scientifiques et divers partenaires. L'un des principaux enjeux pour l'OPR est d'évaluer les effets des sons sous-marins sur les espèces marines protégées (c.-à-d. les mammifères marins, les tortues de mer et les poissons protégés). À l'heure actuelle, les seuils acoustiques de la NOAA concernant les mammifères marins, qui s'appliquent habituellement aux sources sonores aiguës associées à des activités uniques et qui servent d'outil unique dans le cadre d'une évaluation d'impact beaucoup plus vaste, sont brièvement décrits (NOAA 2013). Depuis la mise en place des seuils sonores actuels de la NOAA, il y a eu de nombreuses avancées scientifiques qui ont permis de comprendre les répercussions du bruit sur les mammifères marins ainsi que les caractéristiques des sources sonores qui les rendent encore plus néfastes. Ainsi, la NOAA était en voie de mettre à jour ses seuils acoustiques par l'élaboration d'un document d'orientation, qui favorise l'uniformité au sein de l'organisme et parmi les promoteurs. Plus particulièrement, la NOAA a commencé à mettre à jour les seuils acoustiques associés aux déplacements permanents et temporaires du seuil (DPS/DTS) fondés sur les meilleures données scientifiques disponibles. Le DPS et le DTS ont divisé les sources en deux catégories (impulsives/non impulsives), ont fourni des niveaux d'exposition métrique doubles (pression maximale/niveau d'exposition au bruit cumulatif [SEL<sub>c</sub>]), ont tenu compte des mammifères marins dans cinq groupes auditifs fonctionnels (cétacés ayant une audibilité des fréquences basses, moyennes ou élevées; otariidés pinnipèdes et phocidés pinnipèdes) et ont intégré les fonctions de pondération auditive des mammifères marins. Ces seuils à jour étaient plus complexes que les seuils actuels, qui présentaient quelques difficultés pour s'assurer que les promoteurs, à des niveaux variables de capacité à modéliser l'exposition au bruit, étaient en mesure d'appliquer correctement la nouvelle orientation. La NOAA travaillait à l'élaboration d'autres approches simples visant à aider les promoteurs, ainsi qu'à l'ébauche d'un plan pour faciliter la transition vers la nouvelle orientation, étant donné que les promoteurs se trouvaient à des stades variés du processus de demande/permis/consultation lorsque la nouvelle orientation a été mise dans sa version finale. En raison des complexités et de la forte variabilité associées à la façon dont les mammifères marins réagissent au bruit sur le plan comportemental, les seuils associés à la perturbation comportementale seront examinés dans un prochain document d'orientation. Comme pour les répercussions des sons sous-marins sur les tortues de mer, on ne possédait que très peu de données, et les seuils pour les mammifères marins servaient souvent de seuils substitués. Cependant, un récent groupe d'experts de l'American National

---

Standards Institute (ANSI) a laissé entendre que les poissons offriraient une meilleure analogie avec les tortues de mer que les mammifères marins.

**Discussion :** Des clarifications sont demandées au sujet de la gestion du harcèlement de niveau A (blessures graves et mortalité) et de niveau B (sublétales) par la NOAA. L'auteure répond que les rapports d'évaluation des stocks (RES) du National Marine Fisheries Service (NMFS) fixent les niveaux de prélèvement biologique potentiel (PBP) et déterminent la mortalité anthropique annuelle totale et les blessures graves infligées aux mammifères marins, que ce soit relié à la pêche ou non. La somme des blessures graves totales et de la mortalité anthropique infligées par un projet ou une autre activité au cours d'une année donnée doit être inférieure au PBP estimatif. Le NMFS a classé le DPS comme une blessure, mais non comme une « blessure grave », qui se définit comme plutôt susceptible (c.-à-d. plus de 50 %) d'entraîner la mort. Ainsi, ces sortes de blessures n'étaient pas prises en compte dans les RES. En ce qui a trait à l'acoustique, si un individu était mort à cause d'une explosion ou d'un sonar de la marine (ou une autre source sonore), les RES en tenaient compte. Les effets sublétaux (niveau B) ont été pris en compte dans le processus de délivrance de permis de la MMPA. Ces effets comprenaient le harcèlement comportemental, de même que les DPS/DTS. En vertu du processus de délivrance de permis de la NOAA, des prises accessoires ont été approuvées si elles étaient considérées être « un petit nombre » qui a au plus un « effet négligeable » et aucun « effet défavorable impossible à atténuer » sur la disponibilité de l'espèce ou du stock à des fins de « subsistance ».

Un participant signale que le fait de classer les sonars comme une source « non impulsive » peut ne pas convenir, étant donné que les sonars présentent les caractéristiques d'une source impulsive. L'auteure fait remarquer que la classification utilisée dans les lignes directrices de la NOAA se fondait sur Southall *et al.* (2007).

Le groupe demande si la NOAA envisage d'utiliser des approches ne comportant pas de seuils pour mesurer la gravité des réactions comportementales. L'auteure indique que la NOAA est ouverte aux idées sur la question, même si l'approche retenue doit atteindre l'objectif de quantifier les effets comportementaux. En l'absence de suggestions pour de nouvelles approches permettant d'atteindre cet objectif, on utilise le seuil de niveau sonore de 120 décibels (dB)<sub>rms</sub> référencé à 1 µPa pour les sources non impulsives afin de réduire au maximum les effets comportementaux et de rester dans la catégorie du harcèlement de niveau B.

On a élaboré un seuil des effets comportementaux (harcèlement de niveau B) pour les sources sonores impulsives propres au marsouin commun (160 dB<sub>rms</sub>) parce qu'il semble être plus sensible que les autres cétacés qui appartiennent au groupe auditif fonctionnel à fréquences élevées (180 dB<sub>rms</sub>). Dans le cas du groupe auditif fonctionnel à basses fréquences (c.-à-d. les mysticètes), les seuils concernant les effets comportementaux ont été extrapolés à partir d'études sur le dauphin à gros nez. Quelques participants signalent que le dauphin à gros nez est relativement résilient et peut-être moins sensible que d'autres espèces et, par conséquent, les seuils acoustiques élaborés pour les dauphins peuvent ne pas s'appliquer aux mysticètes. À l'aide des données élaborées pour les espèces plus sensibles comme le marsouin commun pour les espèces dont l'ouïe n'a pas été bien définie (notamment la baleine à bec) serait plus prudent. Une solution consisterait à présenter le tableau des seuils de la NOAA deux fois, une fois pour résumer les meilleures données scientifiques disponibles (où certaines cellules seraient vierges en raison des lacunes dans les connaissances), et une deuxième fois en incluant les seuils substitués pour les groupes auditifs fonctionnels pour lesquels les données étaient limitées ou absentes.

---

L'auteure apporte aussi des clarifications aux points suivants :

Bien que l'on utilise la modélisation acoustique dans le cadre du processus d'évaluation pour calculer le nombre de prises de niveau A et de niveau B, il n'existe aucune exigence pour que les promoteurs valident l'exactitude du modèle acoustique dès qu'un permis est accordé.

L'échéancier pour la réévaluation des seuils proposés dans les lignes directrices de la NOAA se fera aux trois à cinq ans. Cependant, les lignes directrices peuvent être modifiées si on le juge justifié à la suite de la parution de nouveaux renseignements importants.

## **ÉTABLISSEMENT DES SEUILS CONCERNANT L'EXPOSITION AU BRUIT – UN POINT DE VUE DES MARSOUINS COMMUNS**

**Présentateur :** Andrew Wright, Université George Mason (États -Unis)

**Résumé :** L'incidence du bruit sous-marin sur la vie marine demande la détermination de critères d'exposition afin d'éclairer les mesures d'atténuation. Southall *et al.* (2007) ont proposé des seuils d'exposition au bruit non pondérés, mais ils ont ensuite suggéré un système de pondération (pondération-m) pour déterminer les niveaux reçus (RL) qui ont filtré certains des niveaux sonores auxquels divers groupes de mammifères marins étaient exposés. Cela pose problème, étant donné que le RL pondéré n'a jamais atteint le RL non pondéré. Il fallait prendre en considération la pondération du seuil acoustique et du bruit reçu; ce facteur a été reconnu et intégré aux lignes directrices de la NOAA de 2013. Cependant, on pose la question à savoir si une pondération fondée sur un audiogramme était plus appropriée.

En prenant en considération une gamme d'études sur le terrain sur le marsouin commun, des données expérimentales laissaient entendre que les seuils de pression acoustique concernant les réactions comportementales ou le début de phonotaxie négative étaient remarquablement uniformes dans 11 études. Le seuil de réaction diminuait avec l'augmentation de la fréquence maximale du signal, et se situait en parallèle de l'audiogramme incliné, mais avec un décalage positif de 40 à 50 dB par rapport au seuil auditif. Une gamme de nouvelles expériences relatives au DTS laissaient entendre que les marsouins communs et les marsouins aptères n'étaient pas plus sensibles au bruit que prévu. Ces données ont été extrapolées d'études sur les dauphins à gros nez qui indiquaient que le DTS dépendait de façon décisive de la fréquence de stimulation, et que les niveaux d'exposition au bruit (SEL) qui provoquaient le DTS étaient raisonnablement uniformes à environ 100 dB au-dessus du seuil auditif dans le cas des sons purs. Les participants suggèrent qu'une pondération des fréquences à l'aide d'une fonction filtrante s'approchant de l'audiogramme inversé pourrait convenir pour évaluer les répercussions. Comme le DTS dépendait de la fréquence et de l'audiogramme, le SEL et l'audiogramme inversé/la pondération-m semblaient constituer la mesure appropriée pour déterminer les seuils. Savoir si la phonotaxie négative est une bonne approximation de l'effet sur le comportement est demeuré une lacune dans les connaissances.

**Discussion :** On laisse entendre que les courbes de bruit seraient plus pertinentes que les audiogrammes inverses afin de tenir compte de la capacité auditive, mais les humains constituaient la seule espèce pour laquelle les courbes de bruit (pondération-C) conviennent. L'auteur indique que l'on avait utilisé au départ les courbes de bruit; par contre, les seuils pointillés du DTS semblaient suivre de plus près les courbes de pondération-A et, ainsi, on avait peu de soutien pour utiliser la pondération-C.

---

## ÉVALUER L'EXPOSITION CUMULATIVE AU BRUIT

**Présentatrice :** Christine Erbe, Centre for Marine Science & Technology, Université Curtin (Australie)

**Résumé :** L'expression « exposition cumulative au bruit » fait habituellement référence à l'énergie acoustique totale qu'un animal reçoit d'une ou de plusieurs sources de bruit au cours d'une certaine période. Sur le plan technique, le SEL équivaut à 10 fois le logarithme de la pression au carré (P) reçue intégrée au fil du temps (T). Le SEL était égal au niveau de pression de la moyenne quadratique ( $SPL_{rms}$ ) plus 10 fois le logarithme de la durée d'exposition (T). Le SEL était proportionnel à l'énergie totale reçue. On le mesurait en dB par rapport à  $1 \mu\text{pascal}^2 \text{ seconde}$  (Erbe 2011).

$$SEL = 10 \log_{10} \left( \int_T P(t)^2 dt \right)$$
$$SEL = SPL_{rms} + 10 \log_{10} T \quad [\text{dB re } 1 \mu\text{Pa}^2 \cdot \text{s}]$$

On pouvait mesurer le SEL sur le terrain en enregistrant le tracé sur une période donnée de la pression hydroacoustique ( $P[t]$ ) à la position de l'animal au cours de la durée (T), et en utilisant l'équation ci-dessus. Lors de l'étude d'impact sur l'environnement, avant les opérations anthropiques, le SEL était habituellement modélisé à l'aide des [modèles de propagation](#) des sons appropriés. On déterminait les SELc de la même façon par la mesure ou la modélisation, en utilisant l'équation ci-dessus, en l'intégrant sur de longues périodes, durant lesquelles le bruit était reçu de sources continues ou multiples.

Un exemple très simple était celui d'un dauphin à bosse (*Sousa chinensis*) passant à côté d'un pilon en activité (Erbe 2012). On a utilisé des enregistrements du pilon à diverses distances pour déterminer une courbe de SEL en tant que fonction de distance (R) pour chaque coup du pilon (Erbe 2009). Le dauphin hypothétique a passé près du pilon en ligne droite, le point d'approche le plus près se situant à une distance de 200 m, à une vitesse constante de 5 m/s. Le long de cette trajectoire, il a été exposé à des centaines de coups de pilon. Le SEL par coup augmentait à mesure que le dauphin se rapprochait du pilon, et diminuait par la suite. Le SELc, intégré pour tous les coups, a augmenté de façon monotone sur toute la trajectoire, atteignant asymptotiquement un niveau de 202 dB re  $1 \mu\text{Pa}^2 \cdot \text{s}$  (Erbe 2012).

Dans un exemple plus complexe, le SELc a été cartographié sur un récif de corail entier durant un relevé sismique (Erbe et King 2009). Le SEL reçu sur le plancher océanique a été calculé pour chaque coup du relevé de six semaines, puis intégré. L'effort de calcul a été réduit de deux ordres de grandeur en utilisant un réseau neutre pour limiter l'environnement de propagation acoustique à 64 trajectoires représentatives. La carte de SELc après six semaines de relevés sismiques a été superposée aux cartes d'habitats du récif de corail. Le pourcentage de la superficie du récif qui a été sondée par SELc au-delà de certains seuils a été calculé.

Par exemple, le SELc pouvait être déterminé sur le terrain dans le cas d'une baleine marquée traversant un habitat bruyant. Les étiquettes d'enregistrement acoustique sur l'animal pouvaient enregistrer le son reçu au cours d'une période de temps, à partir duquel on pouvait calculer le SELc. Parallèlement, le champ de bruit pouvait être mesuré par des hydrophones stationnaires ou modélisés, et on pouvait suivre visuellement un animal remontant périodiquement à la surface pendant qu'il se déplaçait dans le champ de bruit. Le RL par rapport au temps pouvait être déterminé à partir de la trajectoire de l'animal dans tout le champ de bruit mesuré ou modélisé. Cela a été fait par JASCO Applied Sciences dans le cadre du projet de surveillance des baleines grises de Sakhalin Energy lors d'un relevé sismique en 2010, au cours duquel le niveau sonore à la baleine a été estimé par une modélisation du

---

champ sonore de la source sismique rajusté par corrélation avec des niveaux mesurés à des enregistreurs fixes.

Les intégrations de SELc provenant de la navigation sur de très longues périodes (un an) ont été faites en fonction des données du Système d'identification automatique des navires dans les eaux de la Colombie-Britannique (Erbe *et al.* 2012a). Une carte des heures cumulatives du trafic maritime par classe de navire a été convertie en une carte de SELc. La carte modélisée de SELc a été « validée » à l'aide de mesures prises à 12 enregistreurs autonomes. Étant donné les différences dans les durées et les heures d'enregistrement, on n'a pas pu confirmer de valeurs absolues, mais le classement des sites en termes de SELc reçu a pu être validé (Erbe *et al.* 2014). Le seuil pour la carte de SELc a été établi par l'un des indicateurs de qualité de l'eau suggérés en Europe, où le SPL<sub>rms</sub> moyen annuel dépassait 100 dB dans le tiers des bandes d'octaves centrées à 63 et 125 Hertz (Hz) (Erbe *et al.* 2012a).

Dans une étude de suivi, les spectres de bruit reçu des navires ont été filtrés par audiogramme avant l'intégration sur le temps, et la carte de SELc pondérée a été corrélée avec les cartes de densité d'animaux pour 10 espèces que l'on trouve dans les eaux de la Colombie-Britannique (Erbe *et al.* 2014). Il en est résulté 10 cartes indiquant les points névralgiques, où de nombreux animaux sont exposés à des niveaux élevés de bruit. À l'étape suivante, les cartes de SELc pondéré ont été corrélées avec l'inverse des cartes de densité donnant des sites de refuge possibles ou potentiels, où de nombreux animaux seraient exposés à des niveaux minimums de bruit (Williams *et al.* 2015).

À l'aide d'algorithmes de traitement améliorés et en augmentant la puissance de calcul, la modélisation de SELc a produit un éventail de cartes globales du bruit des navires.

La variabilité temporelle de SELc a été évaluée en intégrant sur de brèves périodes et en traçant le pourcentage de temps que certaines valeurs de SELc ont été atteintes, ou après l'application d'une pondération d'audiogramme, le pourcentage de temps pendant lequel le bruit était audible pour certaines espèces. Cela a été effectué dans le cadre d'une évaluation des bruits des navires provenant de l'aménagement industriel proposé dans le nord de la Colombie-Britannique (Erbe *et al.* 2012b).

Un scénario plus complexe voulait que des populations entières d'animaux traversaient un champ de bruit et réagissaient au bruit ainsi qu'à d'autres facteurs environnementaux. Des modèles fondés sur des agents ou des modèles d'animaux tentent d'estimer la trajectoire d'animaux individuels dans l'environnement, en assurant un suivi du SELc reçu par chaque animal. Des modèles comportementaux pouvaient être intégrés à ces modèles. Les modèles pouvaient être exécutés à de multiples reprises, et le SELc serait présenté en tant que quantité statistique par rapport à tous les récepteurs et exécutions. Il existe plusieurs de ces modèles, notamment l'Acoustic Integration Model (AIM), SAFESIMM, 3 MB/ESME, SAKAMATA, NEMO, InSPIRe, etc.

Quoi qu'il en soit, le calcul du SELc a été simplifié. Les équations et les modèles acoustiques semblaient compliqués, mais ils étaient bien établis. Les modèles de propagation du son qui ont été couramment utilisés dans les études d'impact sur l'environnement ont été mis au point il y a de nombreuses décennies et ont été essayés et mis à l'épreuve dans chaque océan. Des bases de données océanographiques physiques et chimiques étaient disponibles au public, à partir desquelles on a pu déterminer l'environnement de propagation du son hydroacoustique avec une exactitude raisonnable dans la plupart des océans du monde. La plus grande source d'incertitude dans la modélisation de la propagation du son était habituellement le manque de connaissances sur la géologie du plancher océanique, qui déterminait l'environnement de propagation du son géoacoustique. L'incertitude a été évaluée lors de la cartographie des SELc du trafic maritime au large de la Colombie-Britannique (Erbe *et al.* 2012a). Les erreurs dans le

---

niveau de la source, les environnements hydroacoustiques et géoacoustiques, et les positions des récepteurs dans chaque cellule de la grille ont été estimés, et leur incidence sur l'erreur globale dans le SELc a été déterminée en exécutant le modèle de propagation du son avec les extrêmes de ces paramètres d'intrant.

La détermination du SELc et de son incertitude constitue une technique bien documentée. Les scientifiques savent comment accumuler les expositions de façon physique et acoustique, mais non de façon biologique. En outre, l'incertitude du modèle physique a pu être évaluée, mais non celle du modèle biologique. Une résolution ou un degré de confiance précis dans le modèle physique pouvait être atteint sans beaucoup d'efforts supplémentaires pour ce qui est du temps et de l'argent. Parallèlement, un degré précis de confiance dans le modèle biologique exigerait d'énormes efforts et nécessiterait de nombreuses années.

La grande question avait trait aux effets biologiques d'une exposition cumulative au son. Comment peut-on déterminer l'importance biologique d'expositions cumulatives? Comment les effets s'accumulent-ils en réalité? Quelles propriétés sont cumulatives? Quelles sont les propriétés « dommageables » du son (SELc, intensité, pression de crête, durée de hausse de pression, aplatissement, niveau de sensation, vitesse des particules, etc.)? Est-ce que ces propriétés du son se combinent à différents seuils pour causer des dommages? Ces quantités ne sont pas toutes cumulatives dans un sens physique. L'énergie s'additionne et peut être accumulée au fil du temps. Le SEL de deux coups de pilon lors de l'enfoncement d'un pieu a été la somme des SEL de chaque coup. Le  $SPL_{rms}$  n'est pas additif et après deux coups, le  $SPL_{rms}$  n'avait pas changé par rapport au premier coup. Cela était le résultat du fait que le  $SPL_{rms}$  était la pression intégrée au carré normalisée par la durée. Dans le cas des sons pulsés, comment devrait-on répartir le temps pour le rétablissement entre les expositions?

Enfin, comment a-t-on évalué les effets des agents de stress cumulatifs dans le cas des agents de stress acoustiques ou non acoustiques? À quel moment les effets des agents de stress étaient-ils synergiques? Est-ce que les effets des agents de stress étaient additifs ou multiplicatifs?

**Discussion :** Une clarification est demandée à savoir dans quelle mesure les modèles acoustiques étaient précis pour prédire ce qui était mesuré de façon empirique. L'auteure estime que les modèles étaient suffisamment précis et que l'incertitude associée à la composition benthique ou du plancher océanique, qui avait une très grande incidence sur l'exactitude des résultats, était estimée de façon appropriée pour donner un contexte aux résultats.

Le groupe pose des questions au sujet des échelles spatiales, temporelles et de fréquence à l'égard desquelles les modèles étaient précis pour prédire l'exposition, et de la façon dont l'incertitude a été intégrée dans les prévisions. L'auteure indique que l'exactitude aux diverses échelles pouvait être mesurée et validée à l'aide de données adéquates. L'incertitude associée à des paramètres de modèles, notamment la variabilité saisonnière dans les propriétés de propagation, pouvait être intégrée dans les modèles acoustiques. Cependant, l'auteure réitère que la plus grande incertitude repose plus dans la biologie des espèces cibles que dans la modélisation acoustique.

Le groupe demande que l'auteure fournisse des recommandations pour une façon opérationnelle d'aller de l'avant pour ajouter des niveaux de bruit et l'exposition au bruit, y compris les contributions provenant des nouveaux PDM. L'auteure indique qu'en Australie, on demande aux promoteurs d'effectuer une surveillance du bruit ambiant pendant un an à l'endroit du PDM proposé, puis de réaliser une analyse statistique fondée sur ces données afin de déterminer la référence. Dès qu'un PDM est ajouté, il est possible de calculer la proportion

---

de temps pendant laquelle les niveaux de bruit dépassent un certain seuil déterminé au préalable.

Cette question donne lieu à une discussion sur ce que constituerait une ligne de base adéquate pour ce qui est des niveaux de bruit, étant donné que, dans certaines zones, les niveaux actuels peuvent déjà être trop élevés et, par conséquent, ne pas constituer le bon point de référence. Une base de référence près de l'espace de communication initial peut être idéale, mais le défi consistait à déterminer ce niveau alors que les données ont existé pendant plusieurs décennies au-delà de cet état. Les discussions sur la constitution d'une échelle temporelle adéquate pour cumuler le bruit ont permis de déterminer que les décisions doivent être fondées à la fois sur les données spatiales et les données temporelles. Il était aussi nécessaire de déterminer la résolution à utiliser pour chaque échelle, par exemple, en Europe, une échelle spatiale de 5 km et une échelle temporelle de un jour ont souvent été utilisées pour calculer le SELc. On fait également remarquer que le choix du modèle acoustique dépendrait de la question d'intérêt.

Le groupe demande une clarification au sujet de la façon dont les seuils de SELc ont été fixés dans le cas des sources impulsives. Cependant, on fait remarquer qu'il n'existait aucune ligne directrice quant à la façon de modéliser et d'établir de tels seuils.

## **ÉVALUER LES CONSÉQUENCES DE LA PERTURBATION POUR LA POPULATION – ICI ET MAINTENANT**

**Présentateur :** David Lusseau, Université d'Aberdeen (Écosse)

**Résumé :** En 2000, la Commission de réglementation de l'énergie nucléaire des États-Unis a proposé le cadre des conséquences des perturbations acoustiques pour les populations (PCAD) afin d'évaluer la façon dont le bruit anthropique touche l'état de conservation des populations de mammifères marins. De récents résultats de recherche ont fait progresser ce cadre pour estimer la probabilité selon laquelle les perturbations comportementales anthropiques touchaient la démographie de leurs populations. Le cadre des conséquences des perturbations sur les populations (CPP) (New *et al.* 2014) a servi à estimer la relation mécaniste entre les activités des individus et leur état en même temps que les influences de variabilités de l'état sur la capacité des individus d'avoir des contributions démographiques (en survivant ou se reproduisant). Dans le cas des cétacés, plusieurs études ont pointé du doigt l'investissement reproductif diminué, plus précisément la survie moindre des baleineaux à l'âge du sevrage, dans le cas des individus qui sont exposés à une perturbation répétée de leurs activités, causée par les activités humaines en mer. On a présenté trois développements récents dans le domaine des CPP qui abordaient des défis semblables en eaux canadiennes.

La plus récente mise en œuvre du cadre des CPP a évalué les risques associés à d'importants développements dans le domaine vital des dauphins à gros nez dans la mer du Nord, une espèce prioritaire pour la conservation. Un obstacle important à la mise en œuvre du cadre des CPP était le manque de données nécessaires pour éclairer les relations mécanistes dans les CPP. Ainsi, on a eu recours à une approche intérimaire, en se fiant à l'avis d'experts pour éclairer les relations mécanistes dans les CPP lorsqu'il manquait des données (Harwood *et al.* 2014). On a eu recours à une simulation axée sur les individus (New *et al.* 2013; examen de Pirota *et al.* 2016), paramétrée à l'aide de données provenant de la population de dauphins et d'activités humaines dans le domaine vital des dauphins (Pirota *et al.* 2013; 2014a; 2014b; 2015). La simulation a prédit l'exposition cumulative à différents risques auxquels la population ferait face en fonction de scénarios de développements prévus. Cette approche a facilité l'évaluation des effets probables des développements sur l'état de conservation de la population et a évalué l'incertitude en fonction de cette estimation. Cette approche intérimaire du cadre des

---

CPP a représenté une excellente solution de rechange pour offrir de solides conseils relativement à des décisions sur le consentement de développement lorsqu'une mise en œuvre complète du cadre des CPP n'était pas possible. Cependant, un plan de surveillance devrait être établi pour recueillir les renseignements nécessaires afin de remplacer l'opinion d'expert pour les décisions futures. Par conséquent, il a offert une première étape en vue d'un régime de gestion adaptatif.

Un deuxième exemple de la mise en œuvre du cadre des CPP a été présenté dans le cas du tourisme lié au petit rorqual en Islande. Une approche énergétique compartimentée a été utilisée pour estimer la probabilité que l'exposition au tourisme influence le succès reproductif des petits rorquals femelles (Christiansen et Lusseau 2015). Cette approche a d'abord estimé la perturbation des activités des baleines causée par les interactions avec les navires (Christiansen *et al.* 2013a 2013b). On a utilisé des modèles de capture-recapture spatialement explicites pour estimer l'exposition cumulative des baleines au trafic maritime au cours de la saison de recherche de nourriture (Christiansen *et al.* 2015). Enfin, on a utilisé les données existantes sur la chasse à la baleine pour estimer la graisse que les petits rorquals ont acquise au cours d'une saison de recherche de nourriture (Christiansen *et al.* 2013c). À partir de cette compilation, les femelles qui gagnaient plus ou moins de graisse qu'une baleine typique au cours de la saison pouvaient être identifiées. Ces dernières baleines, les baleines en moins bon état, avaient tendance à avoir aussi des fœtus plus petits, vraisemblablement le résultat d'un investissement reproductif réduit pendant la grossesse (Christiansen *et al.* 2014a). Finalement, ces estimations, ainsi que les incertitudes qui y sont associées, ont été mises ensemble afin d'évaluer l'effet probable de l'industrie d'observation des baleines sur la croissance fœtale des petits rorquals au cours de la saison de recherche de nourriture (Christiansen et Lusseau 2015). On a utilisé un modèle de bioénergie (Christiansen *et al.* 2014b) pour relier les perturbations des activités au bilan énergétique. Cette approche a démontré que les niveaux actuels d'exposition sont peu susceptibles d'avoir des conséquences sur la population.

Finalement, on a présenté de nouvelles avenues pour prévoir les CPP à partir des premiers principes. Cette initiative visait à mettre au point des outils d'analyse prospectifs en vue de l'évaluation rapide (PATRA) des CPP. On a introduit la notion de résilience comportementale (Natrass et Lusseau 2016) comme mesure pour déterminer, a priori, la capacité qu'avaient les animaux de compenser les perturbations. Le travail empirique sur les CPP a permis de conclure que cette capacité de compensation constituait la charnière sur laquelle les effets de domino (effets démographiques) pouvaient émerger de la perturbation répétée des activités ou du déplacement. Une mesure de résilience couramment mise en œuvre dans l'écologie communautaire a été utilisée pour qualifier la résilience des animaux à la perturbation. Ces premiers travaux ont démontré que les individus plus résilients ont tendance à récupérer plus rapidement d'une perturbation et à compenser l'importante variabilité environnementale. Ces premiers travaux fondamentaux ont ouvert des avenues pour mettre au point des outils permettant de fournir une catégorisation rapide des populations capables de composer avec les perturbations sans que leur état de conservation soit touché.

**Discussion :** On fait remarquer que la NOAA a souvent eu recours à des avis d'experts, et cette méthode pour obtenir le meilleur état des connaissances a résisté à l'épreuve de l'examen par les pairs, et à l'examen des affaires judiciaires. La clé de cette approche se trouve dans le nombre d'experts consultés et dans le fait qu'on s'assure qu'ils proviennent d'un éventail de sources. Une grande difficulté consiste à présenter des valeurs absolues plutôt que des échelles relatives.

L'exposé fait état des calculs « sous le capot » requis pour éclairer les avis scientifiques sur le changement dans la trajectoire des populations associé à l'ajout de nouveaux PDM, et

---

comprenant l'incertitude dans ces conclusions, soit le produit final remis aux organismes de réglementation.

## **EFFET DE MASQUE : COMMENT TENONS-NOUS COMPTE DE L'INFLUENCE DES SONS ANTHROPIQUES SUR LES ENVIRONNEMENTS ACOUSTIQUES MARINS (PAR RAPPORT AUX MAMMIFÈRES MARINS)?**

**Présentateur :** Christopher Clark, Université Cornell (É.-U.)

**Résumé :** L'océan vibre aux sons de la vie. Les baleines, les dauphins, les marsouins, les phoques et les lions de mer sont tous bien connus pour leur diversité complexe de sons servant à communiquer, à s'accoupler, à naviguer et à chercher de la nourriture. On ne connaît aucun vertébré marin sourd, et les poissons sont connus pour produire un étonnant éventail de sons, en particulier les mâles dans le cadre de la reproduction. De nouvelles découvertes commencent à révéler que les invertébrés écoutent et contribuent au chœur. La santé de l'écosystème acoustique de l'océan dépend d'un océan habituellement tranquille, mais les niveaux de bruit ambiant ont augmenté de façon marquée au cours des 40 à 60 dernières années en raison des activités anthropiques. On présente les échelles spatiales et temporelles en fonction desquelles les activités humaines génératrices de sons ont influé sur les écosystèmes aquatiques des océans. Des exemples des coûts qui en résultent pour les populations de baleines sont donnés. Le trafic maritime commercial mondial compte pour 95 à 97 % du commerce mondial. L'exploitation et la mise en valeur des ressources énergétiques extracôtières, en particulier dans l'hémisphère nord, n'ont cessé d'augmenter au cours des 20 dernières années. Les systèmes de sonars de toutes sortes, pour la défense, la pêche et la prospection de ressources, se sont multipliés partout dans le monde. Ces activités, collectivement, exercent d'énormes influences sur l'écosystème acoustique marin, en particulier dans la bande de basses fréquences (de 10 à 1 000 Hz), et il existe peu de régions qui sont encore vierges sur le plan acoustique. L'inquiétude au sujet de l'effet du bruit s'est concentrée sur les effets aigus (p. ex. des dommages auditifs, la panique) qui surviennent dans des zones relativement petites dans des circonstances extrêmement rares. Les évaluations d'impact se fondent sur le niveau sonore estimé auquel un individu est exposé, mais ce paradigme dose-réponse ne parvient pas à prédire les réactions à court terme dans des situations plus typiques, parce qu'il ne tient pas compte du contexte comportemental ou écologique dans lequel l'exposition survient. À long terme, en raison surtout de la nature chronique et quasi omniprésente des niveaux de bruit océanique élevés, ce qu'il faut, c'est un paradigme qui tient compte des conséquences des niveaux sonores élevés sur les populations et les écosystèmes pendant des périodes prolongées. Ainsi, des études ont indiqué que des baleines noires du sanctuaire marin du banc Stellwagen au large de Boston ont perdu de manière courante plus de 60 % de leurs possibilités de communiquer à cause du trafic maritime. L'empreinte acoustique d'un relevé sismique typique à l'aide de canons à air a fait augmenter les niveaux de bruit de fond de 20 à 30 Db dans des zones pouvant atteindre 100 000 km<sup>2</sup>. Le point final est celui-ci : la question n'est pas de savoir si les activités humaines ont eu une incidence sur l'environnement acoustique marin ou s'il existe des outils pour évaluer les échelles spatiales, temporelles et spectrales des influences humaines; la question est de savoir si des discussions au sujet des échelles de l'impact des activités humaines cesseront et si des mesures sont prises pour aider au rétablissement de la santé écologique des océans vivants.

L'exposé avait pour but de discuter pourquoi la perte de l'espace de communication (effet de masque) constitue un problème, et de démontrer comment on peut la mesurer. L'un des points soulevés est que la seule façon de voir les effets sur les individus et les populations, c'est s'ils surviennent. Cependant, une fois que les effets se sont produits, il pourrait être trop tard pour agir. L'un des enjeux concerne la capacité limitée de l'observation humaine, et le fait que les

---

effets ne sont pas tous observables. L'actuel paradigme de réglementation n'a pas été fondé sur les meilleurs concepts ou preuves scientifiques disponibles.

Il fallait tenir compte des répercussions à l'échelle et à la résolution appropriées (spatiales, temporelles, spectrales). Dans le cas des animaux captant les basses fréquences, l'échelle était le bassin océanique. On disposait de suffisamment de données pour définir l'espace bioacoustique actif chez certains cétacés à fanons (p. ex. la baleine bleue, le rorqual commun, le petit rorqual, le rorqual à bosse, la baleine noire et la baleine boréale) et les caractéristiques des vocalisations des baleines. La question est devenue de savoir quel est le chevauchement dans l'espace acoustique actif de diverses espèces et diverses sources de bruit anthropique. Par exemple, il y a eu 35 activités sismiques au cours de l'été 2014 dans l'Atlantique Nord.

Une façon d'avancer consistait à se concentrer sur des secteurs préoccupants précis pour certaines espèces. On a examiné l'effet de masque et la perte de l'espace de communication en raison des activités de transport maritime dans le cas des baleines noires de la zone du banc Stellwagen. Les effets du bruit des canons à air pour les relevés sismiques sur les vocalisations des cétacés à fanons ont également été mesurés. Un enjeu concernant la communication des mammifères marins et l'espace acoustique était la réverbération du bruit à distance des relevés sismiques en raison de la persistance acoustique (c.-à-d. que les niveaux de bruit ne reviennent pas au niveau ambiant entre les pulsations : le bruit devient continu).

**Discussion :** Des discussions ont lieu au sujet de l'échelle des répercussions provenant de l'effet de masque et de l'efficacité des mesures d'atténuation. On fait remarquer que les mesures d'atténuation associées au PDM sont en grande partie inefficaces pour ce qui est d'éviter les effets négatifs sur l'espace de communication. Dans le cas des cétacés à fanons et d'autres espèces qui communiquent à de basses fréquences, les effets de masque peuvent se produire à l'échelle du bassin océanique et, par conséquent, les animaux ne seraient pas en mesure d'empêcher la perte de leur espace de communication en s'éloignant.

Le groupe discute en profondeur de façons pratiques d'inclure l'effet de masque et la perte de l'espace acoustique dans l'évaluation d'impact des PDM. L'auteur met le groupe en garde contre le regroupement de l'effet de masque et de la « réaction comportementale », parce que les conséquences ne sont pas observables; elles donnent lieu à une perte de possibilité. Comme on l'a souligné dans l'exposé, les données pour définir l'espace bioacoustique actif existent pour plusieurs espèces, et il est relativement facile de modéliser l'empreinte de différentes sources de bruit pour identifier où se trouvent les zones problématiques en calculant le chevauchement. Un important défi dans l'évaluation des répercussions n'est pas de définir l'espace bioacoustique, mais de déterminer quelle partie de cet espace est activement utilisée et, par conséquent, pourrait être perdue.

Dans le contexte juridique canadien, un environnement acoustique adéquat fait officiellement partie de la définition de l'habitat essentiel et il doit être préservé. Le défi réside dans la définition du niveau d'effet de masque qui nuit à la fonctionnalité de l'habitat essentiel et du seuil au-delà duquel il peut y avoir des effets sur les indices vitaux. Il est suggéré d'utiliser une série chronologique de l'abondance de mammifères marins et de modèles prédictifs comme outil pour évaluer le rendement maximal soutenu et les effets des PDM, et plus de sources de bruit chronique comme le transport maritime sur les taux de croissance des populations.

On s'entend pour dire que l'effet de masque/perte de l'espace de communication devrait être officiellement ajouté au CEREC comme étant un effet distinct des réactions comportementales, assorti d'un aperçu des méthodes nécessaires pour calculer cet effet. Le groupe s'entend également pour dire que des façons de lier les changements dans l'environnement acoustique aux changements dans les indices vitaux devraient aussi être explorées plus en profondeur, même si l'on reconnaît que l'état actuel des connaissances peut être limitatif à ce moment-ci.

---

## TENIR COMPTE DU CONTEXTE COMPORTEMENTAL DANS L'ÉTABLISSEMENT DES SEUILS POUR ÉVALUER LA PERTURBATION

**Présentatrice :** Catalina Gomez, MPO (Région de Terre-Neuve-et-Labrador)

**Résumé :** Lors de la réunion de mars 2014, lorsqu'une ébauche initiale du CEREC a été révisée, on a recommandé de réaliser une analyse documentaire évaluant les réactions comportementales fondées sur le contexte des mammifères marins exposés à divers niveaux de sons anthropiques.

S'appuyant sur le travail fait par Southall *et al.* (2007), plus de 300 sources documentaires, y compris plus de 40 espèces de mammifères marins, ont été analysées afin de compiler et de résumer les renseignements sur les méthodes, les espèces, les sources sonores, le contexte d'exposition et les réactions comportementales des mammifères marins. Les espèces ont été classées dans un des quatre groupes en fonction de la capacité auditive, suivant les méthodes proposées par Southall *et al.* (2007) et la NOAA (2013). Les sources sonores ont été catégorisées comme étant soit impulsives, soit non impulsives, et elles ont été décrites en fonction de leur niveau de pression (SPL), de leur fréquence (Hz) et de leur durée ou cycle de fonctionnement. Le niveau reçu (RL) et les mesures associées à l'endroit où se trouve l'animal ont également été pris en note, de même que le degré de mobilité de la source, sa profondeur et sa distance par rapport aux animaux exposés, ainsi que la curiosité des animaux exposés par rapport à la source sonore. Certaines études ont mis en évidence les « niveaux de sensation » ou le rapport signal-bruit comme variables explicatives importantes du degré observé de réaction des animaux, mais la plupart ont indiqué le RL comme étant le principal facteur. Un problème rencontré était le degré élevé de variabilité entre les études dans la façon dont on mesurait et déclarait le RL. Chaque étude a aussi été cotée en fonction du niveau de détails fournis dans l'étude.

Le degré de réaction comportementale semblait être grandement particulier au contexte, et vraisemblablement influencé par l'état comportemental avant l'exposition, même s'il y avait une forte variabilité entre les études dans la façon dont le comportement était consigné. Bien qu'on ait défini six catégories pour le contexte d'exposition dans des études précédentes, ces définitions n'ont pas été utilisées de façon uniforme dans d'autres études.

On a attribué une cote de gravité aux réactions comportementales en fonction de l'échelle proposée par Southall *et al.* (2007), où 0 signifiait « aucune réponse » et 9, « forte réponse ». Cependant, plusieurs problèmes ont été recensés avec cette stratégie de catégorisation. Une approche remplaçant celle de Southall *et al.* (2007) est proposée pour classer la gravité. La première modification consistait à prendre en considération des indices de gravité observationnelle et le comportement acoustique séparément de façon à les classer relativement à leur importance biologique et en fonction de celle-ci. On suggère également des points limites en remplacement de ceux proposés par Southall *et al.* (2007) pour la gravité relative des effets comportementaux : toute réaction associée à une cote de 3 ou moins était censée être de faible importance biologique; toute réponse associée à une cote de 6 ou plus était censée être d'importance biologique élevée (6 ou 7) ou très élevée (de 8 à 10); une cote de 6 correspondait à une réaction qui faisait intervenir un certain comportement d'évitement ou une cessation prolongée des vocalisations.

On recommande que des normes et des instructions claires soient établies pour déclarer les données acoustiques (mesures) et pour concevoir des programmes de surveillance afin de documenter les effets éventuels de projets de développement, dans le but de faciliter les comparaisons entre les études.

---

**Discussion :** Le groupe convient de façon générale qu'il s'agissait d'une bonne analyse documentaire qui était utile, mais il n'est pas tout à fait unanime quant à ce qu'il fallait faire avec les données dorénavant. Les auteurs indiquent que l'analyse n'était pas complète et que des tendances pourraient émerger à l'avenir et indiquer comment les animaux changent leur comportement en présence de différentes sources de bruit. On pourrait faire des énoncés généraux au sujet des espèces et de la réaction au RL et au contexte.

Le groupe est intrigué par la diminution paradoxale mais constante de la probabilité d'une réaction très grave avec l'augmentation du RL parmi les divers types de sources sonores non impulsives. Cela déclenche une discussion générale sur les biais potentiels, et des approches de remplacement de l'analyse des données. Les points clés de la discussion comprennent la possibilité que cette tendance inversée soit associée à des animaux réagissant à des RL plus faibles, ou à des sons qui imitent des prédateurs mieux que d'autres sons. Par contre, il pourrait aussi en résulter une augmentation des réactions physiologiques ou de la façon dont les catégories de gravité ont été définies. Par exemple, les animaux peuvent avoir la capacité d'accroître la réaction à une augmentation du bruit à un niveau moins élevé de gravité (p. ex. augmenter le comportement natatoire), mais ne pas pouvoir augmenter la réaction dans des circonstances plus graves (p. ex., s'ils évitent à 160 dB, mais qu'ils ne peuvent pas éviter de nouveau à 180 dB). D'autres points clés comprennent l'avantage possible d'interpréter les données de façon différente, par exemple : pondérer les réactions pour tenir compte du groupe auditif fonctionnel et de la composante du son qui est effectivement reçue par l'animal, examiner chaque espèce séparément, se concentrer sur une source sonore précise, tenir compte des différences entre des activités brèves, mais aiguës par rapport à des activités prolongées et constantes, ou tenir compte de la sensibilité différentielle (moment critique ou habitat essentiel, etc.). Le groupe s'entend en général pour dire que le fait de fractionner davantage les données réduira la taille de l'échantillon et pourrait compliquer l'extraction de données utiles, tout en n'évitant pas la variabilité naturellement élevée attendue dans les réactions comportementales.

Cette discussion soulève également la question de la pertinence d'utiliser une réaction comportementale au RL afin d'évaluer la gravité des effets, compte tenu de la variabilité observée et de la plage de réponses particulières au contexte. On s'entend en général pour dire que le RL n'est peut-être pas une bonne approximation de la gravité des réponses dans tous les cas (p. ex., la présence de navires pourrait être aussi importante, voir plus importante, que le RL du bruit du navire; Pirota *et al.* 2015). D'autres approches de l'utilisation du RL pourraient comprendre l'utilisation de la proximité en tant que paramètre. Cependant, la majorité du groupe estime que le RL ne peut pas être rejeté comme outil pour évaluer l'exposition à ce moment-ci, étant donné le manque de paramètres de remplacement, dont la validité est démontrée. Dans certains cas, la gravité peut être évaluée uniquement à l'aide de la réaction comportementale et du taux d'exposition. Par exemple, ce serait le cas si des animaux s'échouaient après une exposition ou si les animaux ne pouvaient pas se permettre de participer à des stratégies anti-évitement.

Il y a consensus au sein du groupe pour dire que l'approche de Southall *et al.* (2007) doit être révisée afin de classer la gravité dans un paramètre plus près de l'importance biologique et des effets sur les indices vitaux. L'auteure propose une approche, mais il pourrait y avoir d'autres variantes que l'on pourrait examiner. On fait également remarquer que la durée et, par conséquent, la gravité d'une réaction peuvent être reliées aux besoins physiologiques de l'espèce (p. ex., ce qui pourrait être « prolongé » pour un marsouin commun peut être « bref » pour un rorqual à bosse); que cette échelle de gravité est non linéaire et, par conséquent, devrait être interprétée avec prudence; et qu'un changement dans le comportement peut être plus facilement observé chez de petits odontocètes que chez les grands cétacés.

---

On demande une clarification pour savoir si les cotes de « gravité très élevée » étaient exclues de la méta-analyse, et comment cela aurait une incidence sur l'analyse. L'auteure confirme que cette classe était exclue de l'analyse, mais a proposé de la rajouter et de la combiner à la catégorie « gravité élevée ». Le groupe fait remarquer que l'on devrait accorder plus d'attention aux valeurs aberrantes (p. ex., les baleines à bec qui réagissent à des niveaux d'exposition sonore plus faibles, vraisemblablement en raison de leur réaction antiprédateurs). Le groupe estime également qu'il est important d'assurer le suivi de la taille de l'échantillon afin de mettre en perspective la variabilité naturelle qui peut être importante, même lorsque la taille de l'échantillon est grande (p. ex. l'étude dose-réponse des épaulards par Williams *et al.* (2014)).

Parmi les suggestions visant à améliorer la représentation des données, mentionnons : tracer les points de données réels du RL sur des graphiques logarithmiques afin d'illustrer la plage ou l'adéquation des données; marquer les cas où l'atténuation a été appliquée pendant les activités et comment elle a eu une incidence sur les réactions des animaux; et calculer une zone d'influence (ZI) à partir des études révisées afin de fournir un meilleur lien à la méthodologie proposée dans le CEREC.

Le groupe demande que la case de l'analyse du tracé soit vérifiée pour la sensibilité, et que ce que chaque point représente, ainsi que son poids dans le calcul de la pente de régression, soit clarifié dans les analyses qui en découlent. On s'inquiète que la pente des courbes de régression subisse l'influence de l'unité statistique utilisée et du poids accordé à chaque point. L'auteure indique que les points étaient des cas qui peuvent représenter un ou plusieurs individus, et une ou plusieurs études.

Pour aborder certaines des observations et suggestions faites par le groupe, les auteurs proposent de classer les études en fonction de la qualité des données, de l'exactitude de la modélisation et des rapports, et d'évaluer les effets sur les résultats. Après une discussion plus en profondeur sur les analyses avec plusieurs participants, on présente une autre approche pour tenir compte du contexte comportemental dans l'évaluation de la perturbation. La section qui suit résume les observations reçues des deux versions.

## **UNE APPROCHE DE REMPLACEMENT POUR L'ÉVALUATION DES RÉPERCUSSIONS ACOUSTIQUES NON FONDÉE SUR LE NIVEAU REÇU OU SUR LA RÉACTION COMPORTEMENTALE**

**Présentatrice** : Catalina Gomez, MPO (Région de Terre-Neuve-et-Labrador)

**Résumé** : À la suite de l'examen de plus de 300 études dans le but d'examiner l'effet du contexte d'exposition au bruit sur la réaction comportementale chez les mammifères marins, on a conclu que la mise au point d'un modèle prédictif généralisé des répercussions acoustiques, lié aux réactions comportementales et fondé sur le RL pouvait ne pas être réalisable, étant donné la variabilité dans les données. Même s'il était possible, ce modèle nécessiterait un niveau de détail contextuel et quantifié qui le rendrait tellement compliqué qu'il ne serait pas réalisable d'un point de vue de gestion.

À la place, on propose une nouvelle approche, fondée sur la quantification des effets en tant que proportion de la perte d'habitat d'une espèce. L'approche devrait être associée à un arbre de décision ou à un ensemble de questions qui déterminent des situations particulières lorsqu'il y a des conditions ou des contextes connus qui peuvent exacerber ou atténuer les effets au-delà de ceux qui sont calculés dans un modèle simple zone-effets. On pourrait estimer la perte d'habitat à l'aide de paramètres acoustiques ou de paramètres physiques. Par exemple, la proportion de la perte d'habitat pourrait être définie en temps-zone; étant donné que la plus importante de 1) la zone d'évitement, ou de 2) la zone sur laquelle les répercussions acoustiques tels que les réactions comportementales, l'effet de masque ou les réponses aux

---

agents de stress, pourraient survenir dans les cas où les animaux ne manifestent pas l'évitement. La perte d'espace acoustique pourrait être déterminée de diverses façons. Une approche personnalisée de l'évaluation d'impact pourrait être nécessaire lorsque 1) les populations sont réputées particulièrement sensibles ou résilientes, 2) l'exposition acoustique peut être changée de façon marquée par des caractéristiques bathymétriques, 3) une importante proportion de l'habitat disponible est susceptible d'être sondée, 4) il existe peu d'habitats de remplacement; ou 5) les animaux peuvent être exposés à d'autres menaces ou facteurs de risque critiques (p. ex. moins grand succès dans la quête de nourriture, augmentation des prises accessoires ou de la prédation, échouement collectif).

L'annexe 4 donne un aperçu de l'approche proposée.

**Discussion :** La motivation relativement à la discussion sur la perte d'habitat et d'espace de communication est que la réaction comportementale constitue un paramètre polyphylétique qu'il est difficile de séparer en effets significatifs, étant donné qu'ils sont trop particuliers au contexte ou à l'espèce. Bien que le RL puisse être utile comme mesure de la gravité des répercussions, il faudrait des années pour éliminer de façon appropriée les études qui utilisent des paramètres ou des mesures qui ne conviennent pas pour les dB et pour normaliser (dans la mesure du possible) les cotes de gravité. En revanche, la perte d'habitat peut être quantifiée en fonction de la zone et de la durée de l'effet. Le modèle européen de gestion du bruit a le mérite d'être relativement facile à appliquer et constitue une méthode facilement disponible. Le groupe convient que cette approche mérite d'être étudiée, et que l'ébauche de l'approche devrait être comprise dans le compte rendu de la réunion (voir l'annexe 4).

Cependant, le groupe conclut également que le simple fait que la corrélation entre le RL et la réaction était faible dans la présente étude d'une vaste gamme d'espèces, cela ne signifiait pas que la gestion devrait abandonner l'approche du RL. Lorsqu'il existe de bonnes courbes dose-réponse, cette information pourrait être intégrée lorsque l'on définit la taille de la zone où les effets sont susceptibles de survenir. C'est principalement lorsqu'il est question d'analyses à l'échelle de l'habitat ou de l'écosystème, ou d'un ensemble d'espèces que la non-uniformité dans la réaction devient trop problématique. Il existe des recherches dans le cadre desquelles on a élaboré avec succès des courbes dose-réponse pour prédire la réaction d'évitement (p. ex. Williams *et al.* 2014).

Des clarifications sont apportées sur le modèle européen de gestion du bruit. Dans le but d'appliquer l'approche proposée relative à la perte d'habitat, il est nécessaire d'estimer les niveaux de source sonore, mais non le RL. En Europe, il y a une série de seuils pour les activités qui sont approximativement similaires, qui sont considérés comme préventifs, et au-dessus desquels on s'attendrait à ce qu'un déplacement des mammifères marins survienne. L'approche européenne ne définit pas l'ampleur de l'effet, mais détermine tout simplement si les niveaux de source sonore dépassent un seuil défini. Il s'agit d'un paramètre oui/non, et on utilise le niveau de source pour définir la taille (et la période) de la zone touchée. En Europe, on utilise la perte d'habitat comme étant l'effet clé, tandis que l'effet de masque sert d'approximation pour les effets sublétaux en général. Le seuil de source sonore pourrait être fixé à un certain niveau au-dessus du bruit ambiant (p. ex. 6 dB) comme façon d'établir la taille d'une zone physique qui couvrirait l'aire de répartition sur laquelle on s'attendrait à ce que des effets sublétaux surviennent. Cette zone est une mesure de dégradation de l'habitat, et la zone où l'on peut s'attendre à des répercussions sur les indices vitaux ou les réactions comportementales. Les incertitudes (c.-à-d. le niveau de perte d'habitat acceptable) sont semblables ou supérieures à l'incertitude concernant les réactions comportementales à l'exposition au RL (c.-à-d. l'ampleur du changement dans le comportement qui est acceptable), même si l'approche de la perte d'habitat simplifie l'application pour les questionnaires. Dans le contexte canadien, la taille de cette zone pourrait équivaloir à la zone d'influence (ZI) de la

---

CEREC. L'approche de la perte d'habitat évite un grand nombre des problèmes découlant de la mesure de la gravité de la réaction comportementale. Dans le contexte canadien, le groupe indique que l'estimation de la perte d'habitat présente une pertinence particulièrement élevée étant donné qu'il y a des dispositions pour empêcher la perte d'habitat dans la LEP et la LP. Dans le cas de l'approche relativement à la perte d'habitat, la question pour les conseillers et les gestionnaires devient alors de savoir quel est le niveau acceptable de perte d'habitat, et à cet égard, une décision devra tout de même être prise. Cependant, il est plus facile de prendre des décisions fondées sur un paramètre relativement simple (p. ex. l'étendue de la zone des effets, en km<sup>2</sup>) que sur les répercussions fondées sur la réaction comportementale, qui sont beaucoup plus difficiles à définir.

Le groupe convient que la simplification du processus proposée pour évaluer les effets comportementaux de l'exposition au bruit constitue une amélioration. On exprime toutefois des inquiétudes sur le fait que s'attaquer à l'effet de masque tout simplement au moyen de mesures spatiales/temporelles constitue une mesure un peu statique de quelque chose qui comporte plusieurs composantes (périodicité, durée, espace, fréquence et intensité), et qui est très dynamique. Par exemple, l'effet de masque survient s'il y a un chevauchement avec un signal anthropique et un animal qui veut faire un signal. Dans ce cas, cela revient à prendre une moyenne à long terme et à ne pas tenir compte du fait que toutes les crêtes de son alimentent le processus de masque.

Le groupe laisse également entendre que la navigation maritime pourrait devoir être traitée différemment dans les évaluations d'incidence cumulative, selon le volume actuel du trafic, l'uniformité dans le niveau de bruit et l'ampleur de l'énergie sonore ajoutée. Des lacunes dans la répartition des marsouins communs ont été signalées près des grandes voies de navigation en Europe. Dans les cas où le volume élevé du trafic a déjà exclu des mammifères marins d'une zone, l'examen des effets cumulatifs des ajouts au trafic actuel peut ne pas être justifié.

Finalement, on signale qu'en Europe, le DPS et le DTS sont traités de façon différente du déplacement, et que les effets physiologiques découlant de la persistance de mammifères marins qui utilisent des habitats bruyants ne sont pas pris en compte.

## **APERÇU DU CADRE D'ÉVALUATION DU RISQUE ÉCOLOGIQUE CUMULATIF (CEREC)**

**Présentateurs :** Véronique Lesage, Jack Lawson, et Catalina Gomez, MPO (Région du Québec et Région de Terre-Neuve-et-Labrador)

**Résumé :** La méthodologie proposée pour évaluer les répercussions des PDM dans un cadre fondé sur le risque cumulatif est présentée en détail dans Lesage *et al.* (2016). L'approche est cohérente avec un cadre d'évaluation du risque écologique conçu à l'origine pour la gestion des océans dans la Région du Pacifique au Canada, depuis élargie aux zones de l'Arctique. Son processus respectait la norme ISO 31000:2009 de l'Organisation internationale de normalisation « Management du risque -- Principes et lignes directrices », qui éclairait l'élaboration d'un processus de gestion intégrée des océans (GIO) pour les aires marines canadiennes. Voici les étapes principales :

1. **Établir le contexte :** Le processus consistant à articuler les objectifs d'une institution et à définir ses paramètres externes et internes à prendre en considération au moment de gérer les risques.
2. **Détermination du risque :** Processus permettant de déceler, de constater et de consigner les risques.

- 
3. **Analyse du risque** : Le processus permettant de comprendre la nature et le niveau du risque pour ce qui est de ses répercussions et de sa probabilité de survenir.
  4. **Évaluation du risque** : Le processus permettant de comparer les résultats de l'analyse du risque avec les critères de risque pour déterminer si un risque ou son ampleur est acceptable ou tolérable.
  5. **Traitement du risque** : Le processus permettant de déterminer et de recommander des options en matière de contrôle du risque ou de traitement du risque.

L'approche est tirée de plusieurs initiatives, notamment les Lignes directrices sur la méthodologie d'évaluation tous risques du gouvernement du Canada, la méthodologie d'évaluation du risque pour les composantes et les propriétés clés de l'écosystème élaborée par Pêches et Océans Canada, la méthodologie d'évaluation d'impact élaborée pour évaluer un relevé sismique en Californie, l'évaluation du risque écologique hiérarchique pour les effets de la pêche en Australie, l'élargissement prolongé de l'approche liée au PBP pour inclure et accumuler les effets non létaux, les méthodes d'évaluation du risque médiées par un facteur, et la méthodologie EPIX ANALYTICS pour classer le risque et sa gravité.

Le CEREC proposé fait intervenir une approche d'évaluation hiérarchique qui va d'une analyse du risque complète, mais en grande partie qualitative, à une approche plus concentrée et semi-quantitative, qui pourrait éventuellement devenir une approche axée sur les activités et fondée sur un modèle totalement quantitatif. Cette progression est efficace parce que de nombreux facteurs de risque potentiels pourraient être éliminés tôt dans le processus, de façon à ce que les analyses plus intensives et quantitatives, comportant d'importantes exigences en matière de données, soient limitées à un sous-ensemble des composantes ou propriétés (CP) de l'écosystème. Cela permet également une détermination plus rapide des activités à haut risque, qui à leur tour peuvent mener à des exigences pour des mesures correctives immédiates (c.-à-d. le traitement du risque).

Plus particulièrement, le CEREC proposé compte cinq grands modules (ci-après « cases »). Les cases A et B correspondent aux procédures permettant d'évaluer et d'intégrer la tolérance au risque de Pêches et Océans Canada dans l'évaluation d'un PDM donné (figure 1). La case A sert aussi à définir les objectifs de gestion, tandis que la case B sert aussi à déterminer les CP et les agents de stress potentiels associés à un PDM. La case C est l'analyse du risque et le noyau de l'évaluation du risque, où les effets provenant des divers agents de stress sont évalués pour leur probabilité d'occurrence, et les répercussions individuelles ou combinées. La case D correspond à l'étape de l'évaluation du risque, et elle constitue le processus qui permet de comparer les résultats de l'analyse du risque avec les critères de risque, afin de déterminer si la probabilité et l'ampleur d'un effet, s'il devait survenir, sont acceptables ou tolérables. La case E correspond au traitement du risque, et elle prévoit une évaluation de l'efficacité des mesures de surveillance et d'atténuation proposées pour le PDM en réduisant le risque de répercussions, y compris l'incertitude associée à l'efficacité de chaque mesure.

### **ÉTAPES DU CEREC (« CASES »)**

En quelques mots, l'analyse du risque (case C) utilise les données sur les densités de population ou la taille de l'habitat clé, y compris l'incertitude, de même que les portées spatiales et temporelles concernant les divers effets (à l'aide de seuils déterminés au préalable) afin de calculer la zone d'influence (ZI) de chaque effet potentiel et de quantifier l'exposition (N). Le taux d'occurrence de l'effet par exposition à l'agent de stress (R), et la gravité relative au décès ou à la destruction totale (S) seraient alors évalués. On peut appliquer des modificateurs à ces quantités afin de tenir compte des caractéristiques de l'agent de stress ou des CP qui pourraient modifier R ou S. Ces étapes intègrent les effets létaux et sublétaux dans une devise commune qui peut être accumulée, et comparée à celles qui sont jugées acceptables pour des

---

PDM seuls ou multiples (case D), à l'aide des échelles d'ampleur des répercussions (I) élaborées indépendamment de l'évaluation du PDM (case A).

La tolérance au risque serait déterminée par des facteurs à la fois extrinsèques (case A) et intrinsèques (case B) au PDM évalué. Les facteurs extrinsèques non reliés à un PDM (case A), tels que la variabilité des changements climatiques ou l'exposition des CP actuelle aux agents de stress environnementaux, pourraient modifier la probabilité de répercussion d'un PDM, et sont résumés sous la forme d'un indice de variabilité (IV). La vulnérabilité des CP serait évaluée indépendamment des PDM, puis prise en compte dans les évaluations des PDM à l'étape de l'évaluation du risque (case D) en ajustant l'échelle pour classer l'ampleur des répercussions (p. ex. vers un dommage admissible acceptable plus faible pour les CP ayant une vulnérabilité plus élevée). L'échelle pour coter l'ampleur des répercussions peut être rajustée davantage par les responsables de Pêches et Océans Canada, selon le niveau acceptable de dommage à une CP qu'ils sont prêts à accepter tant globalement que provenant de PDM individuels.

Les facteurs reliés à un PDM qui pourraient modifier l'ampleur des répercussions, soit en changeant directement la gravité des effets, soit en changeant le taux d'effet par exposition (R), sont évalués à la case D. L'indice de sensibilité ( $R_m$ ) résume le changement dans la gravité des effets (S) prévu comme résultat de caractéristiques précises d'un PDM ou de CP qui peuvent augmenter l'exposition (le degré de chevauchement avec les processus vitaux essentiels ou l'habitat clé, le cycle de fonctionnement d'une source sonore, le comportement des CP, l'audition fonctionnelle, etc.). La sensibilité propre à l'agent de stress,  $R_s$ , s'exprime sous la forme d'un modificateur appliqué à la cote de gravité (S) pour un effet donné, et elle constitue une mesure qui évalue, sur une échelle commune (de 0 à 1), la gravité des effets sublétaux (c.-à-d. moins de 1) et des effets létaux (c.-à-d. = 1, prélèvement). Une autre mesure, appelée le modificateur R, tient compte des caractéristiques du PDM qui pourraient modifier le taux d'effet par exposition, p. ex. les effets de la vitesse du navire sur la probabilité d'un résultat létaux de collision par rencontre. Ces valeurs s'accumulent dans l'extrait de la case C, qui représente le nombre d'individus dont les indices vitaux sont susceptibles d'être touchés par des agents de stress donnés. Fait important, tous ces paramètres comprennent des mesures d'incertitude.

La case C représente deux approches de l'analyse du risque qui exigent une base de données commune, mais aussi des ensembles de paramètres propres à l'approche : 1) une « méthodologie fondée sur une matrice » semi-quantitative qui a été adaptée à partir d'approches existantes, mais élargie de façon à inclure explicitement des indices de vulnérabilité et de sensibilité, et pour évaluer les risques cumulatifs plus quantitativement; et 2) une « méthodologie de modélisation de la viabilité, de l'énergie et du comportement/des déplacements des populations ». Cette double approche a été proposée pour tenir compte de la variabilité dans la richesse des données ou de la capacité de modélisation, ainsi que pour la tolérance au risque propre à l'espèce. Par exemple, une approche de modélisation de la trajectoire d'une population peut devenir une étape obligatoire dans une évaluation lorsque les espèces en péril peuvent être touchées, ou pour les populations à l'égard desquelles l'ampleur des répercussions est jugée élevée ou moyenne par la méthodologie axée sur une matrice.

À l'étape de l'évaluation du risque (case D), l'ampleur des répercussions (I) obtenue au moyen d'une analyse du risque est combinée à une fonction de probabilité pour évaluer les risques. La probabilité comporte deux éléments : 1) la probabilité qu'un agent de stress ( $L_s$ ) comportant des caractéristiques susceptibles de causer un effet) résultera d'activités du PDM proposé (p. ex. possibilité d'un niveau de bruit supérieur au seuil pouvant causer un DPS, ou d'un déversement d'hydrocarbures de plus de 700 tonnes) et 2) la probabilité que l'agent de stress cause un effet s'il survient ( $L_e$ ) (p. ex. possibilité qu'un déversement d'hydrocarbures entraîne la mort d'un épaulard ou d'une loutre de mer; possibilité qu'un niveau de bruit supérieur à 120 dB re 1  $\mu\text{Pa}_{\text{rms}}$  cause une perturbation). Ces cotes probables ( $L_e$  et  $L_s$ ) peuvent être combinées

---

mathématiquement à la cote d'impact I pour chaque agent de stress ou effet pour évaluer les risques individuels. Ces cotes de risque sont alors additionnées pour obtenir un risque cumulatif pour chaque agent de stress, activité ou CP. Une échelle logarithmique saisisrait de façon appropriée l'idée d'ampleur du changement entre les catégories L et I qui caractérisent de façon générale les échelles de gravité du risque.

Le processus du CEREC pourrait être terminé tout en excluant ou en incluant des mesures de surveillance ou d'atténuation afin d'évaluer leur valeur pour réduire le risque (case E, traitement du risque). L'efficacité des mesures d'atténuation pourrait être prise en compte de diverses façons dans le cadre, selon leur nature. Les mesures qui faisaient intervenir la surveillance de zones d'exclusion pourraient être prises en compte grâce à un indice d'efficacité (E) de la mesure d'atténuation. Le classement de l'efficacité des mesures d'atténuation peut aussi tenir compte de la qualité du protocole d'atténuation, ainsi que de la qualification et de l'expérience de ceux qui mettent en œuvre les mesures d'atténuation. Étant donné la différence évidente parmi les promoteurs industriels sur le plan de l'expérience et du succès dans la mise en œuvre de protocoles de surveillance et d'atténuation, le cadre propose de rajuster la capacité de réduction du risque de ces protocoles en fonction des antécédents des promoteurs également. Les résultats d'une surveillance continue pourraient donner une rétroaction dans les versions de suivi du cadre de façon à ce que les changements dans les caractéristiques des agents de stress, l'état des CP et les effets mesurés des agents de stress puissent être évalués.

Le CEREC a été résumé en termes généraux par le président de la réunion (Garry Stenson) le dernier matin de la réunion, et est donné sous forme de schéma ci-dessous (figure 2).



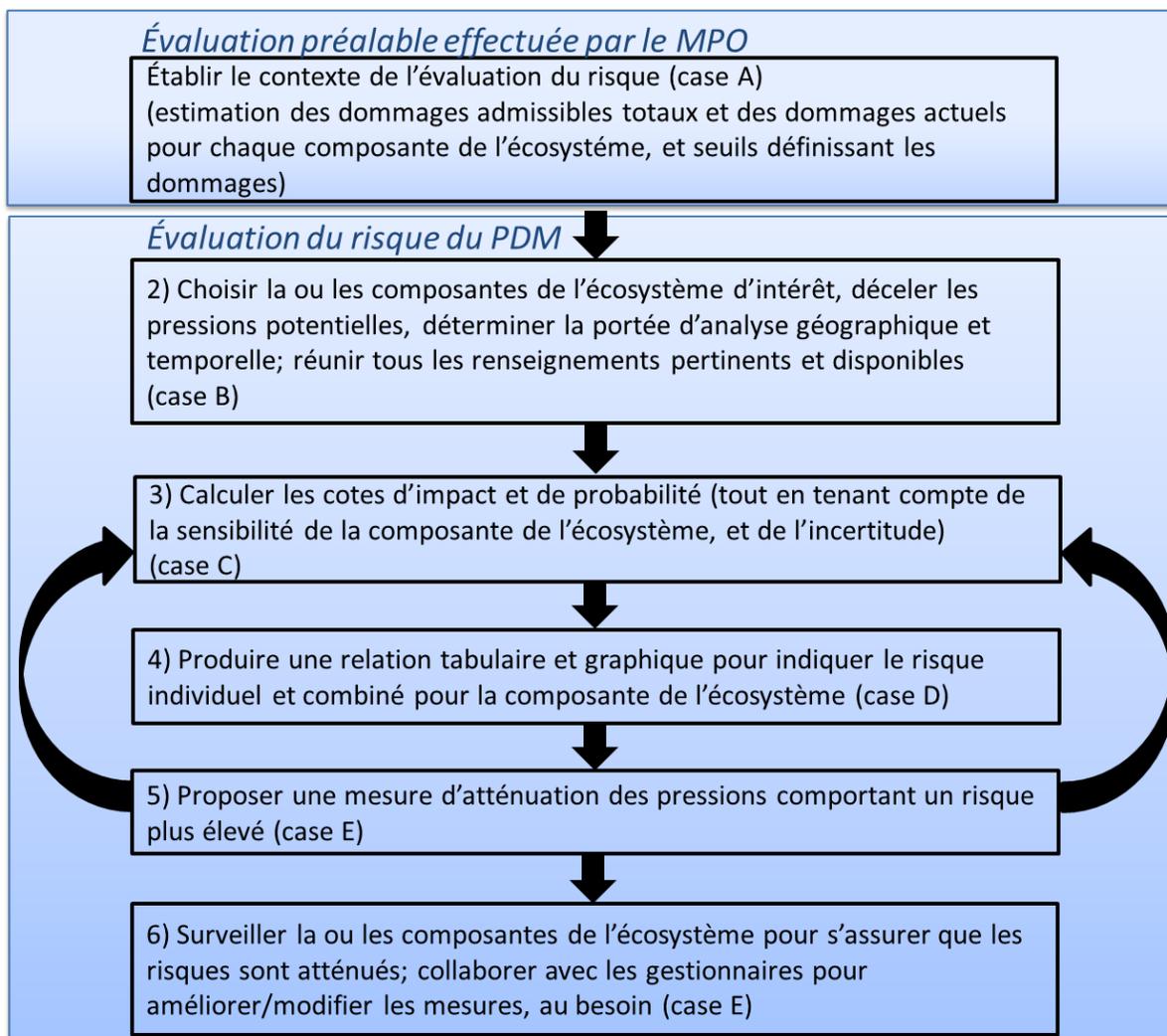


Figure 2. Aperçu des stades du CEREC pour quantifier les répercussions potentielles associées à des projets de développement maritime (PDM).

## OBSERVATIONS GÉNÉRALES SUR L'APPROCHE PROPOSÉE

Le groupe mentionne que le CEREC proposé établit la base d'un examen minutieux des PDM et intègre des façons d'aborder un grand nombre des enjeux qui sont fréquemment laissés de côté dans l'évaluation des PDM, y compris la vulnérabilité des espèces, la sensibilité propre à l'espèce concernant des agents de stress précis, la perte d'espace d'acoustique ou d'accès à l'habitat, l'incertitude et, plus particulièrement, les effets combinés. Bien que le groupe s'entende pour dire que l'approche proposée est fondamentalement un grand pas en avant et que son élaboration mérite d'être poursuivie, il y a une inquiétude générale voulant que l'approche proposée actuellement puisse être trop complexe pour permettre son opérationnalisation et, par conséquent, doit être simplifiée. Les auteurs reconnaissent que le fait d'intégrer tous les facteurs que la direction et la communauté scientifique jugent importants à prendre en compte au moment d'évaluer les répercussions de PDM, en particulier dans le contexte juridique canadien où les effets sur le niveau des populations doivent être déterminés, est difficile à faire concorder avec une approche simpliste. Ajouter une clarté quant aux sections qui seraient réalisées par le Secteur des sciences du MPO ou avec le soutien du Secteur des sciences du MPO, et les renseignements de base mis à la disposition des promoteurs et des

---

utilisateurs internes avant la création de leurs propositions de projet, contribuerait à atténuer cette perception. Par exemple, on a l'intention de mettre au point une interface informatique dans laquelle les données à jour sur l'état de conservation, l'abondance, la biologie ou l'habitat de chacune des espèces, les cotes pour des critères précis (p. ex. l'indice de vulnérabilité et plusieurs des facteurs contribuant à l'estimation de la sensibilité propre à l'agent de stress) sont disponibles, de même que des outils pour calculer la sensibilité ou les dommages nets afin d'aider les promoteurs et les analystes à appliquer le cadre. Bien que le groupe reconnaisse que ces éléments faciliteraient l'opérationnalisation, on s'entend pour dire qu'une simplification plus grande du CEREC est tout de même nécessaire. Par exemple, on suggère d'examiner les échelles de facteurs et de risques (0 à 5, 0 à 3, 0 à 1) utilisées dans le cadre pour les modifier en une plage commune de valeurs (p. ex. 0 à 1), réduisant ainsi la complexité.

Le groupe indique également que bien que le paysage juridique soit complexe au Canada, le cadre vise essentiellement à fournir un outil aux décideurs, et à donner une orientation aux promoteurs au sujet des renseignements qu'il faut pour terminer une évaluation, de la façon de calculer les effets et, dans la mesure du possible, fournir aux gestionnaires et aux promoteurs les seuils d'incidence qui ne devraient pas être dépassés. Au Royaume-Uni (R.-U.), par exemple, le premier stade d'un processus de PDM est la création d'une évaluation environnementale (EE) stratégique par les organismes de réglementation au sein de laquelle les seuils limites sont définis. Une EE est alors réalisée par le promoteur, qui doit démontrer qu'il ne dépassera pas les seuils. Dans le CEREC actuel, l'EE stratégique serait l'équivalent à la case A, et l'EE créée par le promoteur serait l'équivalent des cases B à E (figure 1). Le groupe fait savoir que la taille du projet et le niveau de risque sont totalement non reliés et, par conséquent, que le même niveau d'examen et de rigueur méthodologique de la part des gestionnaires devrait s'appliquer, indépendamment de la taille du projet.

Le groupe conclut que le CEREC (qui est conforme à la norme ISO 31000: 2009 « Management du risque – Principes et lignes directrices ») suit une logique acceptable. Une suggestion faite plus tôt d'incorporer directement les mesures d'atténuation dans l'analyse du risque (case C), plutôt que d'en tenir compte séparément une fois une première évaluation du risque faite, n'est pas acceptée par le groupe à la suite de discussions. Certains participants à la consultation scientifique par des pairs insistent sur le fait que Pêches et Océans Canada a une exigence standard de produire en toute transparence des évaluations avec et sans mesures d'atténuation, et de fournir les deux estimations des répercussions qui en résultent. Le groupe conclut que l'évaluation du risque initiale devrait viser à déterminer et à comprendre les risques relatifs au PDM sans mesure d'atténuation, puis à comprendre l'avantage ajouté des mesures d'atténuation.

Le groupe fait remarquer que la définition des dommages admissibles totaux (DAT) et la dépendance au nombre d'animaux exposés à l'étape de l'analyse du risque supposent toutes les deux que l'on dispose d'un minimum de renseignements sur l'abondance, ce qui n'est pas le cas pour de nombreux stocks de mammifères marins canadiens. L'approche du CEREC sous-entend également que chaque agent de stress suit une voie qui aboutit en changements dans l'abondance locale. Ces caractéristiques devraient être mises en évidence dans le document, de même qu'une discussion minutieuse de la quantité minimale de renseignements nécessaires pour prendre une décision avec le CEREC. Le groupe conclut que les cas pour lesquels il n'existe tout simplement pas d'information pour certaines espèces marines seront toujours problématiques, indépendamment du cadre utilisé. On souligne que dans les cas où on ne dispose pas d'estimations minimales d'abondance, il pourrait quand même être possible d'estimer les DAT, mais compte tenu de l'incertitude, l'estimation des DAT peut être un minimum. L'acquisition de données sur l'abondance saisonnière des mammifères marins pour

---

réduire l'incertitude et accroître les DAT pourrait constituer un incitatif pour acquérir de nouvelles données.

Dans les cas où l'on ne dispose pas de suffisamment de renseignements, il pourrait être possible d'élargir l'application du cadre du CEREC en assouplissant les exigences à l'étape de l'évaluation préliminaire en remplaçant l'expression « prélèvements totaux autorisés » par « limites des dommages admissibles totaux », et « abondance » par « indicateur » de façon à inclure le genre de données qui sont disponibles pour le site du PDM et l'espèce pertinente. Les indicateurs biologiques pourraient être des mesures telles que 1) le taux de grossesse ou l'épaisseur de la graisse, qui sont des données actuellement disponibles dans le cas des animaux capturés, 2) le nombre de nouveau-nés (p. ex. les phoques) ou la survie des petits (p. ex. les épaulards résidents du Sud) ou 3) les zones d'habitat disponibles. Une telle approche permettrait de relier plus facilement les changements dans certaines caractéristiques de l'habitat aux indicateurs tels que l'état corporel, mais pas nécessairement la taille de la population. Cela pourrait être intégré aux étapes de l'analyse du risque et de l'évaluation du risque (cases C et D) en remplaçant la cote d'incidence (axe des y) (voir la figure 1, case D) par une mesure convenable. Mais en faisant cela, il faudrait effectuer un changement dans la façon d'utiliser le CEREC pour obtenir les estimations des répercussions. Il serait utile d'explorer cette autre méthodologie qui utilise une espèce pour laquelle on possède beaucoup de données, dont de bons renseignements sur l'abondance et d'autres indicateurs biologiques, pour vérifier la robustesse et les enjeux éventuels, et pour établir les priorités concernant les lacunes dans les connaissances. Les populations comme celles du béluga (*Delphinapterus leucas*) de l'estuaire du Saint-Laurent, de la baleine noire de l'Atlantique Nord (*Eubalaena glacialis*), des épaulards (*Orcinus orca*) résidents du Sud ou du phoque du Groenland (*Pagophilus groenlandicus*) dans l'Atlantique Nord-Ouest seraient de bonnes candidates. Si l'on pouvait élaborer des façons d'inclure l'approche dichotomique proposée à la richesse des données, cela pourrait aider à rationaliser le processus d'application du CEREC.

Le groupe reconnaît l'avantage d'utiliser une approche des CPP, et semble plus à l'aide avec cette approche qu'avec le cadre proposé médié avec les facteurs du CEREC pour évaluer les répercussions sur les individus et les populations. Cependant, le groupe reconnaît que l'application du cadre des CPP pour une évaluation ordinaire peut ne pas être réaliste, étant donné qu'il faut beaucoup de temps pour insérer les données requises dans les tableaux d'intrants et exécuter le modèle pour chaque espèce d'intérêt (p. ex., quatre études de cas ont été réalisées par Lusseau et des collaborateurs sur une période de cinq ans). Par conséquent, même dans les cas où il existe suffisamment de données sur les populations, il faut trouver une solution de rechange aux CPP. Le groupe reconnaît également que les déficiences en matière de données constituent un facteur limitatif pour appliquer les CPP comme étape obligatoire, même lorsque les risques sont considérés comme élevés ou modérés, et que cela devrait aussi être clairement indiqué dans le document qui résume le CEREC (Lesage *et al.* 2016).

Des clarifications sont demandées sur les retards possibles dans la réalisation et la révision d'EE du fait que l'on a utilisé le nouveau CEREC, et sur le processus interne de Pêches et Océans Canada pour évaluer les EE présentées par les promoteurs. Les auteurs ne prévoient pas des durées accrues pour les évaluations au point où le processus devienne inapplicable. Les EE présentées par les promoteurs sont constamment évaluées par Pêches et Océans Canada, mais le processus varie selon les risques prévus. Habituellement, les évaluations comportant des risques élevés prévus sont envoyées au Secteur des sciences du MPO pour un examen plus approfondi au moyen d'un processus d'examen par les pairs supervisé par le SCCS, même si cela n'est pas toujours le cas. On suggère que les auteurs indiquent clairement dans le document sur le cadre que l'évaluation fournie par le promoteur doit être validée et examinée par les responsables de Pêches et Océans Canada.

---

On s'entend pour dire que l'évaluation de l'espace acoustique (et de la perte qui s'ensuit) doit être prise en considération dans le CEREC, et que cela représente un très grand pas en avant comparativement à ce qui se fait actuellement ailleurs. Le contexte juridique au Canada, où le maintien d'un environnement acoustique convenable fait souvent partie des caractéristiques jugées essentielles pour maintenir la fonctionnalité de l'habitat essentiel des mammifères marins, mise sur ce genre d'évaluation. Le groupe conclut que l'évaluation de la perte d'espace de communication et le degré d'effet de masque peut se faire à l'aide des méthodes actuellement disponibles, mais que la prochaine étape, qui sera la plus difficile, sera de relier la perte d'espace acoustique ou le degré de l'effet de masque aux effets sur les fonctions biologiques et les indices vitaux. À ce moment-ci, Pêches et Océans Canada peut devoir se replier sur des hypothèses ou un recours à des avis d'experts jusqu'à ce que de meilleures données puissent être recueillies. Il sera aussi important de mettre ces effets dans un contexte de population et dans des paramètres qui sont réalisables pour la plupart des gestionnaires.

Le groupe discute de la nécessité d'avoir des lignes directrices claires concernant les paramètres acoustiques appropriés et la façon dont ils devraient être mesurés. On fait également remarquer que la méthodologie du CEREC devrait permettre de déterminer la contribution de chaque PDM à la perte d'espace acoustique. Le groupe met également en garde contre le choix de points de référence non appropriés, étant donné que de nombreux endroits au Canada répartis selon les activités anthropiques peuvent déjà dépasser les seuils où d'importants effets sont susceptibles de survenir. La période au cours de laquelle des effets sont susceptibles de devenir importants doit également être abordée.

En réaction à un énoncé selon lequel l'intégration de sources de bruit temporaires en cartographie cumulative de l'intensité des agents de stress est difficile, on fait remarquer qu'il existe des façons de le faire, et même si elle est difficile, la représentation des effets devrait être intégrée au fil du temps (c.-à-d. éviter l'activité statique ou uniforme ou les cartes d'impact).

Pour ce qui est des répercussions cumulatives, le groupe laisse entendre que l'actuelle mise en œuvre du CEREC aborde les répercussions *additives*, mais non les répercussions *cumulatives* ou *synergiques*. Par exemple, le CEREC devrait examiner les répercussions des PDM se produisant en même temps ou en succession, ou les répercussions additionnelles sur les animaux se déplaçant d'une zone de projet à une autre où de nouvelles menaces peuvent se matérialiser. La façon dont le CEREC tient compte des répercussions entre les projets pourrait être présentée de façon plus claire à l'étape de la case A, au moment de calculer les dommages actuels par rapport aux dommages admissibles totaux, et aux étapes de l'analyse de risque et de l'évaluation du risque (cases C et D), au moment de calculer le nombre d'individus potentiellement touchés. Cependant, le groupe reconnaît qu'il est très difficile de tenir compte des effets combinés de PDM multiples, et que Pêches et Océans Canada devrait envisager un mécanisme pour faciliter l'accès aux données sur les effets d'autres PDM dans la même zone ou qui ont une incidence sur la même espèce ou le même habitat. Un outil de cartographie pourrait aussi aider à visualiser le chevauchement temporel et spatial des activités de PDM et des espèces à l'étude.

Les auteurs reconnaissent que, lors des calculs effectués à l'étape de l'analyse du risque, il serait plus clair si l'on remplaçait le nombre d'individus potentiellement touchés par « dommages nets », étant donné que le nombre d'individus potentiellement touchés est indépendant de la probabilité d'occurrence. Cette modification au CEREC permettrait aux gestionnaires de décider du niveau de probabilité qui, selon eux, est l'équivalent de « susceptible de survenir » par opposition à « peu susceptible de se produire ». Ils seraient alors en mesure d'évaluer les agents de stress qui auraient un important effet sur la population, mais qui sont peu probables de survenir, séparément de ceux qui peuvent avoir une incidence moindre sur la population, mais qui sont plus susceptibles de survenir. Ces évaluations

---

pourraient alors être comparées de nouveau aux estimations des DAT. Par exemple, un gestionnaire pourrait décider que tout ce qui a une probabilité de 3 ou plus est susceptible de survenir, ensuite de répertorier les dommages (prélèvements) pour tous les effets des agents de stress ayant une valeur de 3 ou plus, et comparer le résultat aux DAT ou les accumuler en tant que dommages probables associés à un PDM.

En calculant les risques individuels et cumulatifs, le groupe recommande que des cas pilotes soient présentés comme moyen pour aider les promoteurs et les gestionnaires à déterminer si de tels calculs conviennent pour établir l'échelle des risques d'une façon qui reflète l'ampleur des répercussions potentielles.

Le groupe conclut que bien que l'actuel CEREC soit relativement clair dans la description de la mécanique pour calculer les dommages aux populations, ce n'est pas le cas des dommages à l'habitat, et que l'on devrait accorder davantage de considération aux critères reliés à l'habitat tant pour évaluer la vulnérabilité et la sensibilité propres à l'agent de stress que pour évaluer le risque global.

Le groupe reconnaît que même s'il n'a rien à voir avec l'évaluation des PDM, le cadre n'aborde pas les questions transfrontalières (p. ex. entre les provinces ou à l'échelle internationale), ce qui de toute évidence ajouterait de la complexité à l'évaluation d'impact. On suggère d'aborder cet aspect au moins qualitativement dans le cadre de l'analyse du risque.

Les membres du groupe s'entendent de façon générale pour dire que le stress subi par les animaux constitue un aspect important à prendre en considération. Cependant, le groupe reconnaît que les données sont actuellement insuffisantes pour déterminer l'ampleur et la limite saine pour le stress subi par les mammifères marins et les tortues de mer, et ainsi pour tenir compte pleinement de cet aspect dans l'actuel CEREC.

Le groupe recommande que le CEREC indique clairement là où les données de base acceptables (bruit ambiant, utilisation de l'habitat, etc.) sont nécessaires, quelles caractéristiques des données de base sont utilisées pour définir le mot « acceptable » (p. ex. l'échelle spatiale et temporelle), et qu'il indique que le cadre d'évaluation préliminaire réglementaire (case A) doit être établi pour que le CEREC soit complètement mis en œuvre.

Le groupe suggère aux auteurs de remplacer le libellé « meilleures données scientifiques disponibles » par « meilleure information disponible ». Les auteurs font remarquer que la qualité des données est prise en compte dans chacun des critères liés à l'évaluation de la sensibilité et de la vulnérabilité. Cependant, le groupe estime qu'il est crucial que le CEREC s'attaque à la question d'incertitude d'une façon plus transparente, et que le document soit révisé afin de présenter de façon plus exhaustive comment on aborde l'incertitude à chaque étape du CEREC.

## **ÉTABLIR LE CONTEXTE – ESTIMER LES DOMMAGES ADMISSIBLES TOTAUX TOUT EN TENANT COMPTE DE LA VULNÉRABILITÉ DES CP (CASE A)**

Les auteurs ont clarifié la définition des DAT : il s'agit du nombre d'individus qui peuvent être touchés sans mettre en péril la population.

Le groupe recommande que les secteurs de réglementation de Pêches et Océans Canada élaborent des objectifs de gestion propres à la population et évaluent leur tolérance au risque, en tant que condition préalable pour utiliser les produits comme le CEREC proposé. Le Secteur des sciences peut aider dans ce processus en fournissant un examen de la meilleure information disponible pour définir les limites/seuils correspondant à chacun des objectifs de gestion. Intégrer la vulnérabilité des CP (c.-à-d. les caractéristiques des espèces ou de l'habitat) dans les DAT peut prendre un certain temps à mettre en œuvre, étant donné la nécessité

---

d'évaluer chaque CP en fonction de plusieurs facteurs. Le Secteur des sciences du MPO serait chargé de fournir l'indice de vulnérabilité (IV) ainsi que les données pour chacune de ses composantes. La question de fixer des limites/seuils pour déterminer à quel moment les objectifs de gestion ont été compris, ou quand les effets sont susceptibles de se produire, peut être abordée de façon simple ou plus complexe. Le groupe recommande que le MPO opte pour des approches simples afin d'aider les utilisateurs à comprendre et à appliquer les méthodes proposées.

Des clarifications ont été fournies sur les façons de composer avec les nouveaux projets qui pourraient faire augmenter les DAT à des niveaux inacceptables. Par exemple, dans le cas où le MPO prévoit la proposition de plusieurs PDM dans une zone précise, il pourrait décider d'accepter un maximum moins élevé de dommages par PDM afin de permettre à plusieurs PDM d'aller de l'avant. Même si elle est difficile à mettre en œuvre, l'élaboration d'un cycle opérationnel pour la présentation ou l'évaluation des PDM pourrait faciliter ce processus. Entretemps, un registre en ligne des PDM et des dommages qui y sont associés pourrait aider à assurer le suivi des dommages totaux et à s'assurer que les objectifs de gestion ne sont pas compromis.

On reconnaît que l'évaluation de la vulnérabilité des CP constitue un avantage du CEREC. Cependant, des discussions portent sur l'intention de l'indice de vulnérabilité (IV). Une certaine confusion découle du malentendu selon lequel cette étape ne doit pas être terminée par le promoteur, mais par le Secteur des sciences du MPO). Des explications plus précises sont nécessaires quant à la façon dont l'IV était pris en compte au moment de fixer les dommages admissibles pour l'évaluation d'un PDM donné (tableau 6). Une suggestion, qui fait le consensus au sein du groupe et qui aurait aussi réduit la complexité du CEREC pour les analystes et les promoteurs, est de tenir compte directement de la vulnérabilité des CP lorsque Pêches et Océans Canada fixe les DAT au lieu de moduler les dommages admissibles par projet à l'aide de l'IV. On propose également d'examiner l'IV chaque fois que Pêches et Océans Canada procède à une évaluation ou des estimations des DAT.

Le groupe reconnaît que le CEREC, y compris son utilisation pour définir les DAT et l'IV, est actuellement plus en mesure de composer avec les CP qui sont des espèces qu'avec des CP qui composent l'habitat. Le groupe conclut qu'il est très important d'aborder les CP relatifs à l'habitat, et que les critères pour évaluer les DAT, la vulnérabilité et la sensibilité propres aux agents de stress devraient être examinés attentivement afin de garantir les meilleurs paramètres pour évaluer les dommages à l'habitat acceptables (c.-à-d. qui n'ont pas d'incidence sur les fonctions normales de l'habitat). Il est également suggéré d'examiner les publications récentes du SCCS du MPO portant sur la vulnérabilité et la résilience de l'habitat du poisson afin de cerner des façons éventuelles d'améliorer l'approche actuellement proposée concernant le CEREC. Cependant, on reconnaît que la définition des paramètres de l'habitat peut s'avérer difficile dans de nombreux cas; par exemple, il y a eu des efforts considérables déployés aux États-Unis par la NOAA afin d'évaluer la résilience de l'habitat (comme un aspect définissant la vulnérabilité des CP), mais on s'est rendu compte que c'était très difficile et, de façon générale, sans succès.

Le CEREC propose différentes façons de fixer les DAT, y compris la modélisation des populations et le prélèvement biologique potentiel (PBP) ou un aspect semblable. Plusieurs membres du groupe font remarquer qu'il y avait un risque de surestimer la vulnérabilité si on utilisait l'approche du PBP (par opposition à la modélisation des populations) pour calculer les DAT. Cela est attribuable au fait que le facteur de rétablissement (Fr) du PBP peut déjà tenir compte de la vulnérabilité et de la capacité réduite de certaines espèces ou populations de se rétablir comparativement à d'autres groupes. Une façon possible de contourner cette restriction lorsque l'utilisation du PBP est nécessaire consiste à calculer le PBP sans le Fr ou, en

---

revanche, d'utiliser le PBP avec le Fr sans calculer l'IV. Cependant, cela ne fonctionnerait que si la vulnérabilité est le seul critère relatif au Fr, ce qui peut ne pas être le cas.

On a eu recours à l'intervalle entre les naissances dans le CEREC comme paramètre de résilience. Cependant, on remarque également que pour certaines espèces, des données sont disponibles pour offrir une mesure de résilience réelle pour les caractéristiques du cycle biologique, plutôt que de se fier à un classement défini uniquement par l'intervalle entre les naissances. On fait aussi remarquer que l'intervalle entre les naissances pourrait ne pas être le meilleur paramètre pour la résilience parmi les caractéristiques du cycle biologique, et que la structure de la population de même que l'incertitude qui y est associée pourraient aussi servir à estimer la résilience.

### **ÉTABLISSEMENT DU SEUIL POUR DÉFINIR LES DOMMAGES (CASE A)**

Le groupe est d'accord avec les auteurs pour dire que l'obtention de seuils pour définir les dommages demeure difficile pour plusieurs effets reliés aux agents de stress.

Dans le contexte des deux exposés sur l'approche de remplacement pour évaluer les effets comportementaux du bruit, la plupart des membres du groupe conviennent que l'estimation de l'ampleur des répercussions fondée sur le RL est trop simpliste. D'autres mécanismes pour évaluer les effets comportementaux découlant du bruit sont proposés au cours de cette discussion (voir le résumé de l'exposé par Gomez *et al.* dans le présent document).

Dans le cas précis de l'empêchement, on remarque que bien que de nombreux facteurs interagissent pour causer l'empêchement, réduisant ainsi notre capacité de prédire les risques propres à un projet, on dispose de suffisamment de connaissances sur certaines espèces pour estimer le risque d'empêchement et prédire l'efficacité de certaines mesures d'atténuation (p. ex. des émetteurs acoustiques pour réduire les prises accessoires de marsouins communs).

### **ÉVALUER LA SENSIBILITÉ DES CP (CASE B) ET ANALYSER LE RISQUE (CASE C)**

On s'entend pour dire que la méthode proposée pour calculer la sensibilité propre à l'agent de stress est très complète en tenant compte des nombreuses facettes de la sensibilité reliées aux CP qu'il faut prendre en considération lorsque l'on évalue les répercussions des PDM, et que cela représente un grand pas en avant.

Cependant, le groupe estime que la méthode proposée est limitée de deux façons : elle se fonde sur de nombreux paramètres, ce qui sous-entend un niveau de précision qui n'existe peut-être pas, et le CEREC semble très complexe. Les auteurs décrivent la façon dont on pouvait avoir recours à des avis d'experts pour acquérir des renseignements lorsqu'il manque des données, et on y aura recours pour ces cas dans le CEREC. Le groupe convient que cette méthode scientifique est actuellement utilisée dans les affaires judiciaires aux États-Unis, et qu'elle est reconnue comme méthode valable lorsqu'il n'existe pas de données précises. Cependant, dans le cadre de Pêches et Océans Canada, le nombre d'endroits où les valeurs fondées sur des experts seront nécessaires pourrait être problématique. Le groupe suggère fortement d'essayer de simplifier l'approche pour la rendre plus en mesure d'être utilisée comme outil de gestion. Il est proposé que les auteurs procèdent au recensement des paramètres clés pour chacun des agents de stress et des effets (p. ex. la probabilité de collision avec un navire dans le cas des baleines noires de l'Atlantique Nord), et d'envisager la façon dont ils pourraient comprimer plusieurs paramètres et en faire un ensemble réduit. Par exemple, le nombre d'animaux exposés à l'aide des seuils (p. ex. les dB sonores) pourrait être calculé, en tenant compte de leur sensibilité en tant que modificateur à l'exposition (en changeant le rayon ou les dB) et en fusionnant la gravité, son modificateur et les deux probabilités en une

---

distribution de probabilités de dommages. Malheureusement, on ne sait pas actuellement de quelle façon la distribution est obtenue.

Dans le même ordre d'idées, on fait remarquer que dans le cas de la baleine noire de l'Atlantique Nord et du risque de collision, le CEREC estimerait le risque en fonction de seulement deux paramètres (c.-à-d. la répartition des baleines et la répartition du trafic) pour déterminer les zones de chevauchement. Les renseignements relatifs au comportement en surface et à d'autres facteurs susceptibles d'influer sur le risque de collision ont été à dessein éliminés du processus d'estimation, tout simplement parce que les données n'étaient pas disponibles pour prédire ces comportements et les endroits où ils auraient lieu. Dans ce cas particulier, les mesures d'atténuation mises en œuvre se sont avérées très efficaces pour réduire le risque de collision entre les baleines noires et des navires.

On laisse entendre que dans certains cas, une ingénierie inverse de l'approche des CPP où, par exemple, le nombre de jours de perturbation du comportement qui mène à la perte d'un animal est calculé, ou le pourcentage de la population touchée ou encore la durée d'exposition pour donner une gravité précise de réaction est modifié, pourrait constituer une méthode pour combler les données manquantes des paramètres et obtenir les valeurs des modificateurs. Cependant, on reconnaît que ce genre de modélisation se fait également, dans une certaine mesure, au recours à des avis d'experts et peut être appropriée pour seulement un ensemble réduit des espèces. Dans certains cas, comme pour le risque de collision avec un navire ou d'empêchement des baleines noires de l'Atlantique Nord et les effets sur la croissance des populations, ou les fonctions de risque associées aux DPS/DTS et au contexte d'exposition, les fonctions de risque sont relativement bien décrites. Le groupe recommande que lorsque ces données existent, le MPO évite d'utiliser les paramètres et les calculs de la case C et utilise plutôt les données existantes, même si cela donne lieu à la compression de plusieurs paramètres en un seul. Les auteurs sont d'accord pour dire que cela devrait constituer l'approche privilégiée lorsque de meilleures données existent, mais que l'approche du CEREC est conçue pour estimer ces fonctions de risque pour les CP lorsque de tels renseignements n'existent pas.

Le président rappelle au groupe que l'un des objectifs du cadre est de traiter des effets cumulatifs, et que c'est à ce moment-là qu'apparaissent des questions plus complexes.

Le groupe reconnaît qu'il n'existe aucune approche équivalente proposée et mise à l'essai de sorte que l'on ne sait pas trop quel sera son rendement. Par conséquent, on recommande que l'approche soit mise à l'essai dans le cadre d'une étude de cas utilisant un PDM précis. Cela permettrait aussi de mettre à l'essai l'applicabilité du CEREC, de cerner les facteurs les plus influents et les effets d'incertitude, et de ce fait les zones où les données sont les plus nécessaires. Plusieurs membres du groupe expriment une inquiétude selon laquelle l'accumulation d'effets reliés au PDM sans une limite supérieure pourrait entraîner des dommages totaux estimatifs supérieurs à la taille de la population. Les auteurs répondent que cela met l'accent sur la nécessité d'une vérification des connaissances à chaque étape du processus d'évaluation. On laisse entendre qu'une approche combinant l'approche proposée avec des dommages totaux limités mériterait d'être examinée.

Le groupe conclut que l'objet du CEREC pourrait varier selon le niveau de données disponibles pour une CP. Il se peut que l'approche puisse être utilisée au complet uniquement dans une poignée de situations où les données sont adéquates pour calculer l'ampleur des répercussions. Cependant, le groupe estime qu'on peut et qu'on devrait l'utiliser comme outil de vérification des scénarios ou comme analyse de la sensibilité, analogue au modèle de viabilité des populations où la taille des effets est estimée pour différentes valeurs des divers paramètres et le niveau d'incertitude, ou pour déterminer quelle importance peut prendre un

---

effet avant que les organismes de réglementation doivent s'inquiéter. Un cycle de gestion adaptatif consisterait à déterminer les composantes à la base de l'incertitude afin de cerner les lacunes dans les connaissances qu'il est le plus important d'aborder.

On suggère également d'utiliser une partie du processus de la case B (figure 1) concernant l'estimation de l'indice de sensibilité propre à l'agent de stress (ISPAS) pour mettre en évidence les CP qui doivent être évalués de façon plus minutieuse. Par exemple, s'il y a un chevauchement important d'activités d'un PDM avec un habitat important ou une période critique, on devrait alors déployer plus d'efforts à remplir les paramètres de la case C et à évaluer le risque plus à fond.

On s'entend pour dire qu'il y a de la subjectivité dans une partie de la catégorisation utilisant l'analyse du risque médiée par les facteurs, et que ce point faible du CEREC devrait être clairement marqué. Dans le calcul de l'ISPAS, il est aussi recommandé que les auteurs revoient la terminologie concernant les « facteurs d'exacerbation », étant donné que cela semble sous-entendre des effets catastrophiques, tandis que ce que l'on voulait, c'était une synergie. À l'origine, l'expression était « facteurs aggravants » et le groupe convient qu'il s'agit d'une meilleure expression à utiliser.

On fait remarquer que les dommages nets (c.-à-d. le nombre d'animaux subissant des effets importants sur leurs indices vitaux) devraient être arrondis à la hausse, étant donné qu'il est illogique de tuer 0,5 individu. Cette approche est également plus préventive. Les auteurs font également remarquer que certains animaux peuvent être pris en compte plusieurs fois pour des effets multiples. Cette approche additive se voulait aussi préventive.

Une discussion suit sur le paramètre le plus approprié à utiliser dans l'analyse du risque pour quantifier le nombre d'expositions des animaux. Les auteurs proposent des densités moyennes comme point de départ, avec un facteur de pondération P (densité potentielle) dans les cas où l'abondance totale dans une zone donnée est connue. Le groupe fait une mise en garde selon laquelle l'actuelle terminologie pour P peut mener à la perception selon laquelle cette quantité est une estimation sans fondement scientifique, tandis qu'en réalité, P peut effectivement être l'une des choses que nous connaissons et représente l'une des colonnes les plus importantes du tableau. On suggère aussi de remplacer la densité moyenne par l'abondance réelle; cependant, on fait remarquer que dans les cas où il manque des données, la densité moyenne pourrait constituer la seule donnée et, par conséquent, être pertinente au CEREC. On pourrait clarifier davantage ce point en précisant que la densité moyenne des animaux n'est pas seulement un simple calcul de densité, mais qu'il comprend aussi le renouvellement et la taille relative du groupe.

En calculant le taux de base d'exposition (R) à l'aide de la ZI, on fait remarquer qu'à cause de la façon dont le bruit s'atténue, en utilisant un taux de base de 50 % d'exposition ( $R = 0,5$ ), on pourrait sous-estimer de façon importante le nombre d'animaux exposés. Par exemple, en appliquant une fonction d'étape, comme on l'a fait dans l'étude sismique réalisée en Californie (Wood *et al.* 2012), avec 10 % à un rayon de x, 50 % à un rayon de y, et 90 % à un rayon de z, le calcul pourrait être moins porté à ce biais.

---

## **ANALYSE DE RISQUE – MODÈLE DE RISQUE DE COLLISION AVEC UN NAVIRE (CASE C)**

**Présentateur :** Jack Lawson et Véronique Lesage, MPO (Région de Terre-Neuve-et-Labrador et Région de Québec)

**Résumé :** Une collision avec un navire résultant d'activités de navires associées à des PDM a le potentiel d'avoir d'importantes répercussions négatives sur les populations de mammifères marins et de tortues de mer. On propose une approche pour estimer le nombre d'animaux qui pourraient souffrir d'effets létaux après une collision avec un navire. Cette approche prend en considération le nombre d'intersections navire-animal pendant les transits, modifié par une étude récente qui a démontré l'influence des caractéristiques hydrodynamiques d'un gros navire en déplacement sur les animaux qui ne sont pas frappés par la proue du navire, mais qui pourraient être aspirés vers la coque et les hélices au moment où le navire passe. Cette estimation a été modifiée par la suite en intégrant des variables pour tenir compte de la probabilité qu'une collision avec un navire soit mortelle en tant que fonction de la vitesse du navire, fondée sur une analyse de régression logistique de données sur les baleines frappées par des navires.

On pouvait accumuler plusieurs facteurs de risque qualitatifs propres à un navire et à une espèce en un seul indice de sensibilité propre à l'espèce qui pouvait alors être entré dans le cadre plus grand d'évaluation du risque de Pêches et Océans Canada (document de travail 2).

Il semble qu'il y ait peu d'approches d'atténuation et de surveillance qui soient susceptibles de réduire le risque de collision avec un navire dans le cas des mammifères marins et des tortues de mer. La réduction de la vitesse du navire et la réduction du chevauchement spatial entre les navires et les mammifères marins et les tortues de mer sont considérées comme deux des meilleures approches.

**Discussion :** Le groupe estime que l'approche proposée pour estimer le risque de collision est bonne sur le plan conceptuel, et que l'ajout de modificateurs pour moduler le risque de collision est approprié. Le groupe estime également qu'il aurait été utile de donner un exemple où le modèle était appliqué au complet.

On s'entend pour dire que la vitesse du navire est un élément clé, étant donné qu'elle semble constituer le facteur le plus important causant les décès. Une étude récente (Conn et Silber 2013), qui comportait plusieurs nouveaux enregistrements de blessures graves subies lors d'une collision à des vitesses moins élevées des navires, a modifié la relation existante entre la létalité et la vitesse de la collision à une relation qui est moins extrême que celle utilisée auparavant (Vanderlaan et Taggart 2007). Un examen plus attentif des données pour étayer les deux fonctions pourrait être justifié. Par exemple, est-il plus vraisemblable que la probabilité d'être frappé par un navire stationnaire soit de 20 %, comme il est indiqué dans le modèle précédent, ou de 0 % comme il est indiqué dans le nouveau modèle? Adapter la forme de la courbe dépend fortement de la croyance voulant que les limites soient 1 et 0. On fait remarquer que les navires stationnaires dont les systèmes de propulsion sont en marche, ou qui utilisent un positionnement dynamique, peuvent quand même infliger des blessures ou causer la mort à des mammifères marins qui frappent les unités de propulsion, la probabilité de « collision » avec le navire à une vitesse de 0 est probablement petite, mais non de 0. Sachant aussi que les baleines mortes flottant à la surface de l'eau sont frappées par des navires, il est probable que si ces collisions étaient comprises comme des données véritables de collision avec un navire, une relation très différente pourrait être obtenue et la probabilité de 50 % de létalité pourrait changer de façon importante. On fait remarquer qu'il y a très peu de rapports sur les collisions avec des navires dans l'Arctique et on ne sait pas au juste si cela est attribuable à une sous-déclaration des cas. Par conséquent, l'utilisation de renseignements propres à une zone

---

pourrait être problématique, en particulier dans le cas de l'Arctique. L'absence d'autopsies complètes dans la plupart des régions du Canada est aussi problématique pour documenter correctement les décès reliés à une collision avec un navire.

On s'entend pour dire que la liste de facteurs à prendre en considération en qualifiant les modificateurs pour moduler le risque de collision n'est pas exhaustive, et que son importance relative peut varier entre les espèces, les catégories d'âge, le contexte social, etc. Il se peut qu'il y ait des renseignements utiles à recueillir des relevés sur transects en mer au sujet de l'attraction par opposition à l'évitement des navires par les diverses espèces, qui pourraient être intégrés dans le modèle pour inscrire les données sur l'aspect comportemental du risque de collision. Les auteurs indiquent que le modèle proposé intègre ce genre de renseignements dans l'évaluation du risque de collision.

Les auteurs reconnaissent que les modificateurs, tels qu'ils sont actuellement proposés, qualifient la sensibilité relative à une collision avec un navire, mais n'évaluent pas quantitativement le risque modulé.

On fait remarquer que le modèle proposé (Lawson et Lesage manuscrit non-publié<sup>3</sup>) suppose une répartition uniforme des navires tandis qu'en réalité, les navires suivent souvent des voies précises et, par conséquent, leur répartition est inégale. Les auteurs reconnaissent ce fait et indiquent que dans les cas où les voies sont connues, les densités de mammifères marins propres à la zone de transit prévue devraient être utilisées, si elles sont disponibles. Idéalement, le modèle se fonderait sur la répartition relative du trafic maritime par opposition aux animaux, afin de tenir compte de la concentration des animaux (et des navires).

Chion *et al.* (2012) ont élaboré un modèle de risque de collision pour l'estuaire du Saint-Laurent. Après vérification, ce modèle sera disponible sur Internet en tant que rapport non publié, en français.

## ÉVALUER LES RISQUES (CASE D)

L'approche proposée nécessite le calcul de deux composantes de probabilité. La première représente la probabilité qu'un agent de stress découle d'activités du PDM proposé ( $L_s$ ) (p. ex. la probabilité d'un niveau de bruit supérieur au seuil causant des DPS), tandis que la seconde représente la probabilité que l'agent de stress cause un effet ( $L_e$ ).

Cette suggestion donne lieu à une discussion plus large sur la terminologie et la structure du tableau présentant les notes et les définitions de probabilité, étant donné que l'on pensait que les définitions proposées incluaient à la fois une limite de données (c.-à-d. la probabilité que ces données soient connues) et  $L_s$ . On a aussi l'impression qu'en calculant les dommages nets, il existe une certaine composante de probabilité qui est déjà comprise lors du calcul de la fraction d'animaux exposés qui subiraient des effets. Cette discussion donne également lieu à des commentaires sur la pertinence d'utiliser deux types de probabilité (c.-à-d.  $L_e$  et  $L_s$ ). Les auteurs apportent des clarifications sur les deux éléments de la probabilité : 1) la probabilité d'un agent de stress comportant des caractéristiques menant à l'effet défini découlant d'activités du PDM ( $L_s$ ) proposé (p. ex. la possibilité d'un niveau de bruit supérieur au seuil causant un DPS, ou d'un déversement d'hydrocarbure de plus de 700 tonnes) et 2) la probabilité que l'agent de stress cause un effet ( $L_e$ ) (p. ex. la possibilité qu'un déversement d'hydrocarbure entraîne la mort d'un épaulard ou d'une loutre de mer; la possibilité qu'un niveau de bruit supérieur à

---

<sup>3</sup> Lawson, J.W., Lesage, V. (2016). Modelling ship strike risks for marine mammals and sea turtles. Secr. can. de consult. sci. du MPO, manuscrit non-publié (8818).

---

120 dB re 1 uPa<sub>rms</sub> cause une perturbation). On suggère aux auteurs de modifier « L<sub>s</sub> » par « probabilité d'occurrence » (L<sub>o</sub>) et de combiner ses composantes en une seule probabilité.

Le groupe estime que le cadre pourrait être simplifié en modifiant l'étape 4 (évaluation du risque) pour utiliser des échelles qui sont plus intuitives. Les auteurs indiquent que les échelles allaient de 0 à 5 pour trois raisons : 1) permettre de combiner les facteurs d'impact et de probabilité mathématiquement, 2) avoir une échelle uniforme parmi les PDM, et 3) saisir le changement d'ampleur entre 1 et 5. Les gestionnaires du groupe estiment qu'il serait plus facile d'utiliser des nombres bruts de dommages éventuels, ou des échelles allant de 0 à 1 pour saisir le pourcentage (effet) ou la vraisemblance (probabilité), ou des échelles allant de 1 à 100. Les légendes des axes du graphique pourraient être ajustées de façon à ce que chaque coche retienne l'ampleur voulue. De plus, en exprimant l'effet en tant que proportion des DAT, le CEREC pourrait mieux saisir l'incertitude en tant que plage de valeurs. Ce qui est considéré comme des facteurs d'ampleur faible, moyenne et élevée relèvera de la décision des gestionnaires à un autre stade du processus d'évaluation des DPM.

En combinant l'ampleur des effets (N d'individus touchés) et la probabilité, il est nécessaire de déterminer à quel moment (c.-à-d. à quel niveau de vraisemblance) le dommage est réputé probable et, le cas échéant, quand il devrait commencer à s'accumuler officiellement pour être comparé aux DAT. Par exemple, un événement catastrophique peut éliminer de nombreux animaux, mais étant donné que L<sub>o</sub> est très faible, les dommages nets concernant cet agent de stress peuvent ne pas être traités de la même façon et pourraient ne pas être accumulés officiellement dans les dommages totaux pour un PDM. Le groupe suppose qu'un gestionnaire serait heureux d'avoir accès à une distribution de la probabilité des répercussions d'animaux, tout en faisant une discrimination entre un effet *possible* et un effet *prévu* (p. ex. un déversement d'hydrocarbure est compris dans les effets possibles, mais probablement exclus des effets prévus).

En établissant la cote pour L<sub>e</sub> (tableau 7 dans Lesage *et al.* 2016), il existe des préoccupations au sujet de la terminologie utilisée pour L = 1 (« données très limitées démontrant le mécanisme des effets »), que le groupe suggère aux auteurs de remplacer par « données très limitées disponibles, donc les effets ne sont pas connus ».

Les auteurs font remarquer qu'il n'y a eu aucune tentative pour définir les couleurs de la carte thermique associées à l'ampleur des répercussions. Cette échelle serait définie par la direction et se fonderait sur la pertinence écologique des amplitudes prévues.

## **TRAITER LES RISQUES – ATTÉNUATION ET SURVEILLANCE (CASE E)**

On suggère que les auteurs intègrent l'atténuation près du début de la case C plutôt que d'en tenir compte séparément (voir « Observations générales sur l'approche proposée », ci-dessus). Cependant, le groupe conclut qu'il est utile de garder l'atténuation/la surveillance comme étape distincte pour illustrer l'avantage ajouté des mesures d'atténuation. L'objectif de l'exécution initiale par le CEREC est de cerner et de comprendre les risques de mener des activités sans mesures d'atténuation. Les membres des organismes de réglementation présents à l'atelier indiquent que le MPO exige de produire des évaluations de façon transparente avec et sans mesures d'atténuation, et de montrer les deux ensembles d'estimations des répercussions.

## **TENIR COMPTE DE L'INCERTITUDE**

Le groupe convient qu'il faut que le document et le cadre soient plus clairs pour présenter les sources d'incertitude à chaque étape de façon transparente, de même que la mécanique pour la cumuler, afin qu'un gestionnaire puisse comprendre où se situe l'incertitude. Une possibilité consiste à utiliser les cotes du tableau 5 comme dénominateur de probabilité, comme on le fait

---

pour les répercussions, mais il pourrait y avoir d'autres façons plus simples pour en tenir compte. Les participants à la réunion laissent entendre que, de façon générale, les gestionnaires aiment avoir une estimation de l'incertitude la plus quantitative possible, et lorsque ce n'est pas possible, à tout le moins une déclaration qualitative au sujet de l'incertitude.

Dans la même veine, on suggère aux auteurs de revoir le tableau 7 afin de possiblement inverser l'échelle et de déterminer quelle qualité des données (tableau 5) était déjà intégrée pour définir la probabilité (voir Lesage *et al.* 2016). Idéalement, il pourrait s'agir d'un tableau qui tient compte à la fois de la disponibilité des données et de l'incertitude des résultats.

## EXAMEN DE L'AVIS SCIENTIFIQUE PRÉLIMINAIRE

**Présentatrice** : Andrea White, MPO (Région de la capitale nationale)

**Résumé** : La structure de l'avis scientifique et l'aperçu des points sommaires sont présentés au groupe. On convient que la présente réunion débouchera sur quatre grands produits, soit le compte rendu, l'avis scientifique et deux documents de recherche. Un des documents de recherche résumerait le cadre et l'autre, l'approche concernant les estimations de risque de collision avec des navires. Le document présenté par M<sup>me</sup> Gomez ne sera pas converti en document de recherche, mais il sera plutôt mis à jour en fonction de la rétroaction du groupe et présenté comme une publication dans grande revue spécialisée.

## REMERCIEMENTS

Nous sommes extrêmement reconnaissants à M. Garry Stenson d'avoir accompli la tâche ardue de présider cette réunion complexe, en plus de fournir une rétroaction très utile sur le cadre avant et pendant la réunion elle-même. Nous savons gré à M<sup>me</sup> Hilary Moors-Murphy d'avoir accepté la tâche de rapporteur. M<sup>me</sup> Christine Abraham a fourni une grande partie du soutien et des conseils logistiques avant l'atelier. Nous remercions M<sup>me</sup> Andrea White qui a apporté sa contribution en rendant le présent document et d'autres documents récapitulatifs utiles au plus grand public possible.

## RÉFÉRENCES CITÉES

- Chion, C., Parrott, L., Landry, J.-A. 2012. Collisions et cooccurrences entre navires marchands et baleines dans l'estuaire du Saint-Laurent. Rapport préparé pour le Groupe de travail sur le trafic maritime et la protection des mammifères marins, Parcs Canada et Pêches et Océans Canada. 80 p.
- Christiansen, F., Lusseau, D. 2015. Linking behavior to vital rates to measure the effects of non-lethal disturbance on wildlife. *Conserv. Lett.* doi: 10.1111/conl.12166.
- Christiansen, F., Rasmussen, M., Lusseau, D. 2013a. Inferring activity budgets in wild animals to estimate the consequences of disturbances. *Behav. Ecol.* 24: 1415-1425.
- Christiansen, F., Rasmussen, M., Lusseau, D. 2013b. Whalewatching boats disrupt the foraging activities of minke whales in Faxaflói bay, Iceland. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 478: 239-251.
- Christiansen, F., Vikingsson, G.A., Rasmussen, M., Lusseau, D. 2013c. Minke whales maximise energy storage on their feeding grounds. *J. Exp. Biol. Ecol.* 216: 427-436.
- Christiansen, F., Vikingsson, G.A., Rasmussen M., Lusseau, D. 2014a. Female body condition affects foetal growth in a capital breeding mysticetes. *Funct. Ecol.* 28: 579-588.

- 
- Christiansen, F., Rasmussen, M.H., Lusseau, D. 2014b. Inferring energy expenditure from respiration rates in minke whales to measure the effects of whale watching boat interactions. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 459: 96-104.
- Christiansen, F., Bertulli, C., Rasmussen, M., Lusseau, D. 2015. Estimating cumulative exposure of wildlife to non-lethal disturbance using spatially-explicit capture-recapture models. *J. Wild. Manage.* 79: 311-324.
- Conn, P.B., Silber, G.K. 2013. Vessel speed restrictions reduce risk of collision-related mortality for North Atlantic right whales. *Ecosphere* 4: 1-15.
- Erbe, C. 2009. Underwater noise from pile driving in Moreton Bay, Queensland. *Acoust. Aus.* 37: 87-92.
- Erbe, C. 2011. Underwater Acoustics: Noise and the Effects on Marine Mammals A pocket handbook. 3rd ed. JASCO Applied Sciences. 64 p.
- Erbe, C. 2012. Modeling cumulative sound exposure over large areas, multiple sources, and long durations. *In* A.N. Popper, A.D. Hawkins (Eds.) *The Effects of Noise on Aquatic Life. Adv. Exp. Med. Biol.* 730. New York: Springer Verlag. pp. 477-479.
- Erbe, C., King, A.R. 2009. Modeling cumulative sound exposure around marine seismic surveys. *J. Acoust. Soc. Am.* 125: 2443-2451.
- Erbe, C., MacGillivray, A., Williams, R. 2012a. Mapping cumulative noise from shipping to inform marine spatial planning. *J. Acoust. Soc. Am.* 132: EL423-EL428.
- Erbe, C., Duncan, A., Koessler, M. 2012b. Modelling noise exposure statistics from current and projected shipping activity in northern British Columbia (Report for World Wildlife Fund Canada No. CMST R2012-45). Perth, Western Australia: Centre for Marine Science and Technology, Curtin University.
- Erbe, C., Williams, R., Sandilands, D., Ashe, E. 2014. Identifying modeled ship noise hotspots for marine mammals of Canada's Pacific region. *PLoS ONE* 9(3):e89820.
- Harwood, J., King, S., Schick, R., Donovan, C., Booth, C. 2014. A protocol for implementing the Interim Population Consequences of Disturbance (PCoD) Approach: quantifying and assessing the effects of UK offshore renewable energy developments on marine mammal populations. *Scottish Marine & Freshwater Science*, 5(2). Rep. Number SMRUL-TCE-2013-014.
- Nattrass, S., Lusseau, D. 2016. Using resilience to predict the effects of disturbance. *Nature Sci. Rep.* 6:25539. doi: 10.1038/srep25539.
- New, L.F., Harwood, J., Thomas, L., Donovan, C., Clark, J.S., Hastie, G., Thompson, P.M., Cheney, B., Scott-Hayward, L., Lusseau, D. 2013. Modelling the biological significance of behavioural change in coastal bottlenose dolphins in response to disturbance. *Funct. Ecol.* 27: 314-322.
- New, L.F., Clark, J.S., Costa, D.P., Fleishman, E., Hindell, M.A., Klanjšček, T., Lusseau, D., Kraus, S., McMahon, C.R., Robinson, P. W., Schick, R., Schwarz, L.K., Simmons, S.E., Thomas, L., Tyack, P., Harwood, J. 2014. Using short-term measures of behaviour to estimate long-term fitness of southern elephant seals. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 496: 99-108.
- NOAA. 2013. Draft Guidance for Assessing the Effects of Anthropogenic Sound on Marine Mammals - Acoustic Threshold Levels for Onset of Permanent and Temporary Threshold Shifts. NOAA, Washington, U.S.A.

- 
- Pirotta, E., Laesser, B.E., Hardaker, A., Riddoch, N., Marcoux, M., Lusseau, D. 2013. Dredging displaces bottlenose dolphins from an urbanised foraging patch. *Mar. Poll. Bull.* 74: 396-402.
- Pirotta E., Thompson, P.M., Cheney, B., Donovan, C.R., Lusseau, D. 2014a. Estimating spatial, temporal and individual variability in dolphin cumulative exposure to boat traffic using spatially explicit capture–recapture methods. *Anim. Conserv.* doi: 10.1111/acv.12132.
- Pirotta, E., Thompson, P.M., Miller, P.I., Brookes, K.L., Cheney, B., Barton, T.R., Graham, I.G., Lusseau, D. 2014b. Scale-dependent foraging ecology of a marine top predator modelled using passive acoustic data. *Funct. Ecol.* 28: 206-217.
- Pirotta, E., Merchant, N., Thompson, P.M., Barton, T.R., Lusseau, D. 2015. Quantifying the effect of boat disturbance on bottlenose dolphin foraging activity. *Biol. Conserv.* 181: 82-89.
- Pirotta, E., Harwood, J., Thompson, P.M., New, L., Cheney, B., Arso, M., Hammond, P.S., Donovan, C., Lusseau, D. 2016. Predicting the effects of human developments on individual dolphins to understand potential long-term population consequences. *Proc. R. Soc. B* 282: 20152109. Accès : <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2015.2109>.
- Southall, B.L., Bowles, A.E., Ellison, W.T., Finneran, J.J., Gentry, R.L., Greene, C.R.J., Kastak, D., Ketten, D.R., Miller, J.H., Nachtigall, P.E., Richardson, W.J., Thomas, J.A., Tyack, P.L. 2007. Marine mammal noise exposure criteria: Initial scientific recommendations. *Aquat. Mamm.* 33: 411-521.
- Vanderlaan, A.S.M., Taggart, C.T. 2007. Vessel collisions with whales: the probability of lethal injury based on vessel speed. *Mar. Mammal Sci.* 23: 144-156.
- Williams, R., Erbe, C., Ashe, E., Beerman, A., Smith, J. 2014. Severity of killer whale behavioral responses to ship noise: A dose-response study. *Mar. Pollut. Bull.* 79: 254-260.
- Williams, R., Erbe, C., Ashe, E., Clark, C.W. 2015. Quieter marine protected areas. *Mar. Pollut. Bull.* 100: 154-161.

---

## ANNEXE 1 : CADRE DE RÉFÉRENCE

### Examen d'un cadre fondé sur les risques pour l'évaluation des répercussions cumulatives des projets de développement maritime sur les mammifères marins et les tortues de mer

#### Examen national par les pairs – Région de la capitale nationale

Du 3 au 5 mars 2015  
Ottawa (Ontario)

Président : Garry Stenson

#### Contexte

Pêches et Océans Canada (MPO) a demandé qu'on élabore une approche nationale et des normes minimales pour évaluer les répercussions des projets de développement maritime sur les mammifères marins. Plus particulièrement, il faut fournir une orientation claire quant aux renseignements que les promoteurs doivent fournir pour permettre une évaluation adéquate des répercussions, aux critères servant à déterminer la probabilité et l'ampleur des répercussions, aux approches de gestion de l'incertitude et aux façons de recenser les répercussions cumulatives à l'échelle de la population et de la région.

Il existe un besoin au sein de l'industrie, et un désir des gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux, de mettre en place un processus d'examen réglementaire efficace associé aux projets de développement maritime. Cependant, l'absence d'une orientation claire et d'une d'approche nationale d'évaluation des répercussions pourrait donner lieu à la perception d'un manque de cohérence entre les projets et les régions et de partialité des examens réalisés, ce qui entraîne souvent un dialogue itératif et de longues périodes d'examen.

À Québec, en mars 2014, le MPO a tenu un premier atelier international pour solliciter l'opinion d'experts ayant de l'expérience liée aux approches d'évaluation des répercussions afin d'orienter l'élaboration de l'ébauche du cadre national fondé sur les risques. Au cours de ce premier atelier, les sujets de discussion abordés comprenaient des aspects liés à l'exposition au bruit ainsi qu'aux risques de collision, y compris les suivants :

1. les progrès réalisés depuis Southall et al. (2007), et les méthodes de mesure et la pondération des fréquences les plus appropriées pour l'évaluation des blessures et des réactions comportementales aux sons par impulsion et sans impulsion;
2. les modèles d'examen élaborés pour évaluer les risques de collision, en tenant compte des critères de vulnérabilité propres aux espèces afin de déterminer la probabilité et l'ampleur des répercussions par rapport à la productivité de la population, l'état de conservation et la nature de la source du risque;
3. la détermination des moyens d'intégrer le facteur d'incertitude dans le cadre d'évaluation des risques, et de cumuler les répercussions des projets de développement maritime à l'échelle de la population et de la région;
4. la façon appropriée d'intégrer ces éléments à un cadre.

Suivant le résultat des discussions tenues lors du premier atelier, un cadre final sera présenté aux fins d'examen officiel par les pairs par le MPO et des experts internationaux dans le domaine de l'acoustique, de la dynamique des populations, de l'évaluation des risques, de l'évaluation des répercussions cumulatives et de l'écologie comportementale. Cet avis scientifique deviendra une norme nationale pour le MPO lors de l'évaluation des répercussions des projets de développement maritime sur les mammifères marins, et servira à élaborer des

---

lignes directrices qui permettront aux intervenants de l'industrie d'aborder les questions touchant les mammifères marins dans leurs énoncés des incidences environnementales. Cette norme pourrait également servir de fondement pour les efforts similaires liés à d'autres biotes marins.

### **Objectifs**

1. Procéder à l'examen de l'ébauche de cadre d'analyse et d'évaluation des risques (en fonction des recommandations issues du premier atelier), et des lignes directrices proposées en ce qui concerne les renseignements que doivent fournir les promoteurs pour permettre d'évaluer adéquatement les répercussions des projets de développement maritime.
2. Examiner l'information liée aux critères afin de déterminer la probabilité et l'ampleur des répercussions provenant de divers agents de stress sur les mammifères marins et les tortues de mer. Déterminer les lacunes en matière de données et les méthodes proposées pour les combler.
3. Fournir une orientation sur les méthodes utilisées pour évaluer les répercussions combinées et cumulatives à l'échelle de la population et de la région.

### **Publications prévues**

- Avis scientifique
- Compte rendu
- Documents de recherche

### **Participants**

- MPO (Politique sur les pêches et les océans, Sciences des écosystèmes et des océans, Programme de protection des pêches, Gestion des écosystèmes et des pêches, espèces en péril)
- Chercheurs universitaires et autres experts scientifiques
- Offices des hydrocarbures extracôtiers
- National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA)
- Joint Nature Conservation Committee (Royaume-Uni)
- Secrétariat commun des Inuvialuit

### **Références**

Southall, B.L., Bowles, A.E., Ellison, W.T., Finneran, J.J., Gentry, R.L., Greene, C.R.J., Kastak, D., Ketten, D.R., Miller, J.H., Nachtigall, P.E., Richardson, W.J., Thomas, J.A., and Tyack, P.L. 2007. Marine mammal noise exposure criteria: Initial scientific recommendations. *Aquatic Mammals* 33(4): 411-521.

---

## ANNEXE 2 : LISTE DES PARTICIPANTS

Nom	Affiliation
Solomon Amuno	Commission du Nunavut chargée de l'examen des répercussions (CAN)
Nicole Bouchard	Gestion des espèces en péril du MPO (CAN)
Dave Burley	Office Canada–Terre-Neuve-et-Labrador des hydrocarbures extracôtiers (CAN)
Chris Clark	Université Cornell (É.-U.)
Joe Crocker	Gestion des espèces en péril du MPO (CAN)
Christine Erbe	Université Curtin (AUS)
Karin Forney	NOAA [Pêches] (É.-U.)
Isabelle Gaboury	JASCO Applied Science (CAN)
Jason Gedamke	NOAA [Pêches] (É.-U.)
Martine Giangioppi	Secteur des océans du MPO (CAN)
Catalina Gomez	Secteur des sciences du MPO (CAN)
John Hildebrand	Scripps Institution of Oceanography (É.-U.)
Glen Hopky	Politique sur les pêches et les océans, MPO (CAN)
Jack Lawson	Secteur des sciences du MPO (coresponsable) (CAN)
Véronique Lesage	Secteur des sciences du MPO (coresponsable) (CAN)
David Lusseau	Université of Aberdeen (R.-U.)
Elizabeth MacDonald	Office Canada-Nouvelle-Écosse des hydrocarbures extracôtiers (CAN)
Jody McRory	Gestion des écosystèmes et des pêches du MPO (CAN)
Richard Merrick	NOAA [Pêches] (É.-U.)
Hilary Moors-Murphy	Secteur des sciences du MPO (rapporteuse) (CAN)
Valerie Moulton	LGL Ltd Environmental Research Sciences (CAN)
Amy Scholik-Schlomer	NOAA [Pêches] (É.-U.)
Norman Snow	Secrétariat mixte des comités des ressources renouvelables des Inuvialuit (CAN)
Garry Stenson	Secteur des sciences du MPO (président) (CAN)
Andrew Stewart	Programme de protection des pêches du MPO (CAN)
Mark Tasker	Joint Nature Conservation Committee (R.-U.)
Dominic Tollit	Département de recherche sur les mammifères marins (CAN)
David Wiley	NOAA – Stellwagen Bank National Marine Sanctuary (É.-U.)
Rob Williams	Université de la Colombie-Britannique (CAN)
Jason Wood	Département de recherche sur les mammifères marins (É.-U.)
Andrea White	Secteur des sciences du MPO (CAN)
Andrew Wright	Université George Mason (É.-U.)

---

## ANNEXE 3 : ORDRE DU JOUR

### Examen par les pairs du Secrétariat canadien de consultation scientifique Cadre fondé sur les risques pour l'évaluation des répercussions cumulatives des projets de développement maritime, y compris la navigation et l'activité sismique dans l'Arctique, sur les mammifères marins et les tortues de mer du Canada

Du 3 au 5 mars 2015

Hôtel Lord Elgin  
Ottawa (Ontario)

Président : Garry Stenson

L'horaire de la journée est le suivant, mais il prévoit une certaine marge de manœuvre.

#### Jour 1 – Mardi 3 mars

Heure	Sujet	Présentateur
8 h à 8 h 30	Présentations et grandes lignes de la réunion <ul style="list-style-type: none"><li>• Contexte de l'examen</li><li>• Examen du cadre de référence</li><li>• Examen du processus et des lignes directrices du SCCS</li><li>• Examen de l'ordre du jour</li></ul>	Président – Garry Stenson
8 h 30 à 9 h	Contexte juridique de l'évaluation d'impact au Canada	Jack Lawson
9 h à 9 h 15	Établissement des seuils pour les DPS, les DTS et la perturbation (NOAA) <ul style="list-style-type: none"><li>• Le point sur les initiatives</li></ul>	Amy Scholik-Schlomer, NOAA
9 h 40 à 10 h 15	Établissement des seuils concernant l'exposition au bruit – un point de vue des marsouins communs <ul style="list-style-type: none"><li>• Autres points de vue concernant la meilleure approche</li></ul>	Andrew Wright, Univ. George Mason
10 h 15 à 10 h 40	<i>Pause santé</i>	
10 h 40 à 12 h 30	Tenir compte du contexte comportemental dans l'établissement des seuils pour évaluer la perturbation <ul style="list-style-type: none"><li>• Niveaux reçus et contexte</li><li>• Résultats pour un sous-ensemble d'espèces</li><li>• Échelle de gravité de Southall <i>et al.</i></li><li>• Courbes dose-réponse</li></ul>	Catalina Gomez, MPO
12 h 30 à 14 h	<i>Dîner</i>	
14 h à 15 h	Évaluer l'exposition cumulative au bruit <ul style="list-style-type: none"><li>• Modèles simples à plus complexes</li><li>• Discussion en groupe<ul style="list-style-type: none"><li>○ Accumuler les sons pulsés par rapport aux</li></ul></li></ul>	Christine Erbe, Univ. Curtin

Heure	Sujet	Présentateur
	sons non pulsés Opérationnalisation	
15 h à 15 h 30	<i>Pause santé</i>	
15 h 30 à 17 h 15	Mise en œuvre des conséquences des perturbations sur les populations avec des connaissances imparfaites <ul style="list-style-type: none"> <li>• Effets cumulatifs causés par des perturbations comportementales répétées</li> <li>• Coûts en énergie des perturbations reliées à la viabilité des populations</li> </ul>	David Lusseau, Univ. d'Aberdeen
17 h 15 à 17 h 30	Récapitulation	Président – Garry Stenson

## Jour 2 – Mercredi 4 mars

Heure	Sujet	Présentateur
8 h à 8 h 10	Principaux points du jour 1 et discussion des objectifs du jour 2	Président – Garry Stenson
8 h 10 à 8 h 30	Examen des solutions de rechange pour évaluer les effets comportementaux	Catalina Gomez, MPO
8 h 30 à 9 h 40	Évaluer les effets de masque <ul style="list-style-type: none"> <li>• Modèles simples à plus complexes</li> <li>• Discussion en groupe <ul style="list-style-type: none"> <li>○ Établissement des seuils pour les effets de masque</li> <li>○ Mesures d'adaptation pour la perte d'espace acoustique</li> </ul> </li> <li>• Opérationnalisation</li> </ul>	Chris Clark, Univ. Cornell
9 h 40 à 10 h	Aperçu du processus d'évaluation du risque cumulatif et résumé du modèle du cadre <ul style="list-style-type: none"> <li>• Approches pour l'évaluation du risque cumulatif</li> <li>• Principales étapes et définitions</li> <li>• Intégrer la sensibilité et le risque de vulnérabilité des CP aux agents de stress</li> <li>• Combiner et cumuler les risques létaux et non létaux</li> <li>• Intégration de l'incertitude</li> <li>• Tenir compte de l'efficacité des mesures d'atténuation</li> <li>• Cumuler les risques de projets multiples</li> </ul>	Véronique Lesage, MPO

Heure	Sujet	Présentateur
10 h à 10 h 15	<i>Pause santé</i>	
10 h 15 à 13 h	Aperçu du processus d'évaluation du risque cumulatif et résumé du modèle du cadre (suite)	Véronique Lesage, MPO
13 h à 14 h 15	<i>Dîner</i>	
14 h 15 à 15 h	Aperçu du processus d'évaluation du risque cumulatif et résumé du modèle du cadre <ul style="list-style-type: none"> <li>• Discussion en groupe (suite)</li> </ul>	Véronique Lesage, MPO
De 15 h à 15 h 45	Établissement des seuils dans le cadre canadien	Véronique Lesage, MPO
15 h 45 à 16 h	<i>Pause santé</i>	
16 h à 17 h 30	Tenir compte de la vulnérabilité des CP dans l'établissement des dommages acceptables <ul style="list-style-type: none"> <li>• Le PBP comme mesure de risque pour le rétablissement</li> <li>• Modèles pour calculer l'indice de vulnérabilité (IV)</li> <li>• Tenir compte de l'IV dans l'évaluation du risque</li> <li>• Discussion en groupe <ul style="list-style-type: none"> <li>○ Meilleures options</li> <li>○ Définir les critères de vulnérabilité</li> </ul> </li> </ul>	Véronique Lesage, MPO
17 h 30 à 17 h 35	Récapitulation du jour 2	Président – Garry Stenson

### Jour 3 – Jeudi 5 mars

Heure	Sujet	Présentateur
8 h 15 à 8 h 40	Résumé des principales étapes du cadre	Président – Garry Stenson
8 h 40 à 10 h 10	Prendre en compte la sensibilité propre aux agents de stress <ul style="list-style-type: none"> <li>• Modèles pour calculer la sensibilité</li> <li>• Factoriser la sensibilité dans l'analyse du risque</li> <li>• Sensibilité au risque de collision et perturbation comportementale découlant du bruit excessif en tant qu'exemples</li> <li>• Discussion en groupe <ul style="list-style-type: none"> <li>○ Façons de factoriser la sensibilité des agents de stress dans l'analyse du risque</li> </ul> </li> </ul>	Véronique Lesage, MPO

Heure	Sujet	Présentateur
	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ Moduler l'échelle de gravité pour la perturbation avec la sensibilité</li> <li>○ Définir les critères de sensibilité des agents de stress et des effets</li> </ul>	
10 h 10 à 10 h 40	<i>Pause santé</i>	
10 h 40 à 11 h 30	Modéliser et évaluer le risque de collision avec un navire <ul style="list-style-type: none"> <li>• Composantes du modèle du MPO</li> <li>• Indice du risque de collision</li> <li>• Discussion               <ul style="list-style-type: none"> <li>○ Intégration les facteurs de collision dans le cadre</li> <li>○ Prise en compte de l'incertitude et du contexte</li> </ul> </li> </ul>	Jack Lawson
11 h 30 à 12 h 20	Évaluation du risque <ul style="list-style-type: none"> <li>• Calculer les cotes d'impact et de probabilité</li> <li>• Tenir compte de l'incertitude</li> </ul>	Véronique Lesage, MPO
12 h 20 à 13 h 45	<i>Dîner</i>	
13 h 45 à 15 h 15	Examen des solutions de rechange pour évaluer les effets comportementaux	Catalina Gomez, MPO
15 h 15 à 15 h 50	Discussion sur la validité du cadre proposé	Garry Stenson, président
15 h 50 à 16 h	<i>Pause</i>	
16 h à 16 h 30	Examen des principales sections de l'avis scientifique	Andrea White, MPO
16 h 30 à 16 h 45	Récapitulation et mot de la fin	Garry Stenson, président

---

## **ANNEXE 4 : UNE APPROCHE DE REMPLACEMENT POUR L'ÉVALUATION DES EFFETS ACOUSTIQUES NON FONDÉE SUR LE NIVEAU REÇU OU SUR LA RÉACTION COMPORTEMENTALE**

Catalina Gomez, Andrew Wright, Mark Tasker, Christopher Clark, Karin Forney, et Dominic Tollit

### **INTRODUCTION**

D'après l'examen de plus de 300 études (voir l'exposé du 3 mars à 10 h 40), il est peu probable qu'un modèle prédictif généralisé des effets acoustiques, médié par les réactions comportementales (c.-à-d. au moyen d'une échelle de gravité linéaire), fondé sur le niveau reçu (RL), puisse être réalisé sur le plan scientifique. Même si c'était le cas, elle exigerait un niveau de détail qui rendrait tout modèle en découlant tellement compliqué qu'il serait probablement irréalisable dans un cadre de gestion.

La raison en est que la meilleure information disponible à propos des effets des sons sous-marins sur le comportement des mammifères marins est très détaillée, mais n'apporte pas nécessairement des relations de pression/réaction uniformes. En conséquence, de tels renseignements incertains ne peuvent pas être facilement utilisés dans des cadres de gestion généralisés, étant donné qu'ils présenteraient un risque important de mener à des réactions non appropriées. Les tentatives de mettre en œuvre la meilleure information disponible directement chez les gestionnaires ne sont donc pas à conseiller.

À la place, la direction devrait utiliser les présents renseignements scientifiques pour créer une procédure pratique qui peut s'appliquer de façon raisonnablement simple et transparente pour atteindre les objectifs de gestion définis. Cependant, toutes les hypothèses de simplification devraient se fonder sur les meilleures données scientifiques disponibles, toutes les incertitudes étant expressément notées et reconnues.

Ainsi, au lieu d'une mesure de l'influence des réactions comportementales qui dépend totalement du RL, nous proposons une variante du modèle européen de gestion du bruit, qui se fonde sur la proportion de l'habitat perdu pour une espèce. Cependant, il faudrait l'associer à un autre arbre de décision/ensemble de questions qui déterminent les situations données où il existe des conditions connues qui peuvent exacerber ou atténuer les répercussions, notamment au-delà du simple modèle zone-effet. Même avec les facteurs supplémentaires, un tel système tient compte du fait que l'établissement d'un cadre des répercussions cumulatives concernant les effets du bruit exige que des valeurs de gestion/sociales déterminent le niveau de répercussions acceptable d'une façon qui puisse être mesurée scientifiquement (c.-à-d. quelle est l'ampleur acceptable de la perte d'habitat?).

### **PARTIE 1 : PROPORTION DE L'HABITAT PERDU EXPRIMÉE EN TEMPS/ÉTENDUE DE LA ZONE**

Lorsque des individus ou des populations sont exposés au bruit, ils peuvent soit rester, soit quitter la zone. Quoi qu'il en soit, il y a une perte d'habitat physique ou acoustique. La décision de partir ou de rester dépend du contexte, et elle dépendra en partie du fait qu'il existe ou non un habitat de remplacement convenable. Par exemple, dans de nombreux cas, les mysticètes ne s'en vont pas des milieux « bruyants » et, par conséquent, perdent un habitat acoustique « vierge » en restant, ce qu'on peut mesurer en tant qu'empreinte des effets acoustiques. Dans ces cas, l'empreinte de l'effet de masque agit partiellement comme une approximation pour tous les effets sublétaux.

---

Dans le cadre proposé, la proportion de l'habitat perdu exprimé en temps/superficie est déterminée comme étant la plus importante de ce qui suit :

1. La zone d'évitement (fondée sur l'évitement observé de façon empirique ou extrapolé à partir de cet évitement dans des situations semblables) – le modèle pourrait se fonder sur un modèle d'échelles spatiales et temporelles grossier dans lequel est intégrée une mise en garde, ce qui exigerait uniquement une estimation raisonnable du niveau de source (SL) pour une série d'activités génératrices de sons. Cela représente la perte de l'habitat physique;
2. L'étendue de la zone dans laquelle des effets acoustiques, notamment les réactions comportementales, l'effet de masque ou les réponses au stress, pourraient être subis dans le cas où les animaux ne manifestent pas d'évitement. Cela représente la perte (ou la baisse en qualité) de l'habitat acoustique et pourrait être déterminé de diverses façons, y compris, mais sans s'y limiter :
  - a. une courbe dose-réponse pour un effet subléthal approprié par rapport à un niveau de sensation (étroitement lié au RL), s'il est possible de la construire pour l'espèce donnée;
  - b. une approximation du début des réactions significatives au stress fondées sur le SL, peut-être extrapolée à partir de la documentation sur les humains;
  - c. une estimation de la zone dans laquelle les vocalisations de communication avec des congénères sont occultées (p. ex. jusqu'à 12 dB au-dessus du bruit ambiant naturel);
  - d. une estimation de l'étendue de la zone dans laquelle les sons d'un intérêt particulier et avec des conséquences précises sur la valeur adaptative (p. ex. des prédateurs, des proies) sont occultés (p. ex. jusqu'à 6 dB au-dessus du bruit ambiant naturel, reflétant ainsi des réactions améliorées apparentes aux expositions de niveau inférieur);
  - e. une estimation de l'exposition/effet fondée sur des rapports signal-bruit plus simples ou sur l'énergie (ou le niveau de crête) sur le seuil auditif.

## **PARTIE 2 : EXAMEN AU CAS PAR CAS DES SITUATIONS PARTICULIÈRES**

Il s'agit d'un ensemble de questions qui ramèneraient les gestionnaires à la science connue dans des situations où la simple mesure de la perte de l'habitat est peu susceptible de refléter de façon exacte le degré de répercussions pour une CP. Une telle considération particulière pourrait (et devrait probablement) être faite en même temps que l'analyse de la perte d'habitat décrite ci-dessus (partie 1). Une réponse « oui » à n'importe laquelle des questions suivantes déclencherait un examen plus détaillé de telles situations particulières :

1. Est-ce que l'espèce est connue pour être sensible ou résiliente à des sons donnés (p. ex. les baleines à bec et le sonar naval de fréquence moyenne, les bélugas de l'Extrême-Arctique et les brise-glace, les marsouins communs et les bruits d'exploration)?
2. Est-ce que les expositions acoustiques pourraient être modifiées par la bathymétrie?
3. Est-ce que la population a une petite aire de répartition par rapport à la zone de répercussions (p. ex. les bélugas dans l'estuaire du Saint-Laurent)?
4. Existe-t-il un autre habitat convenable à proximité (p. ex. les épaulards résidents en Colombie-Britannique et la répartition du saumon quinnat)?
5. Y a-t-il d'autres menaces naturelles ou anthropiques significatives à proximité dans un habitat de rechange potentiel si les animaux sont déplacés (prises accessoires, voies de navigation, prédateurs, etc.)? Dans ce cas particulier, la perte d'habitat est combinée à certaines considérations liées aux situations particulières. Par exemple, les répercussions

totales peuvent être plus élevées que prévu si les animaux déplacés se rendent dans des lieux de recharge de faible qualité (p. ex., il pourrait y avoir des zones de pêche très exploitées avec des filets maillants qui augmentent le risque d'enchevêtrement, ou des voies de navigation qui pourraient faire augmenter le risque de collision).

6. Y a-t-il des facteurs de risque critiques, des prises accessoires dans les pêches, des échouements collectifs, une augmentation de la prédation (p. ex. moins grand succès de recherche de nourriture, prises accessoires, augmentation de la prédation, échouement collectif)?

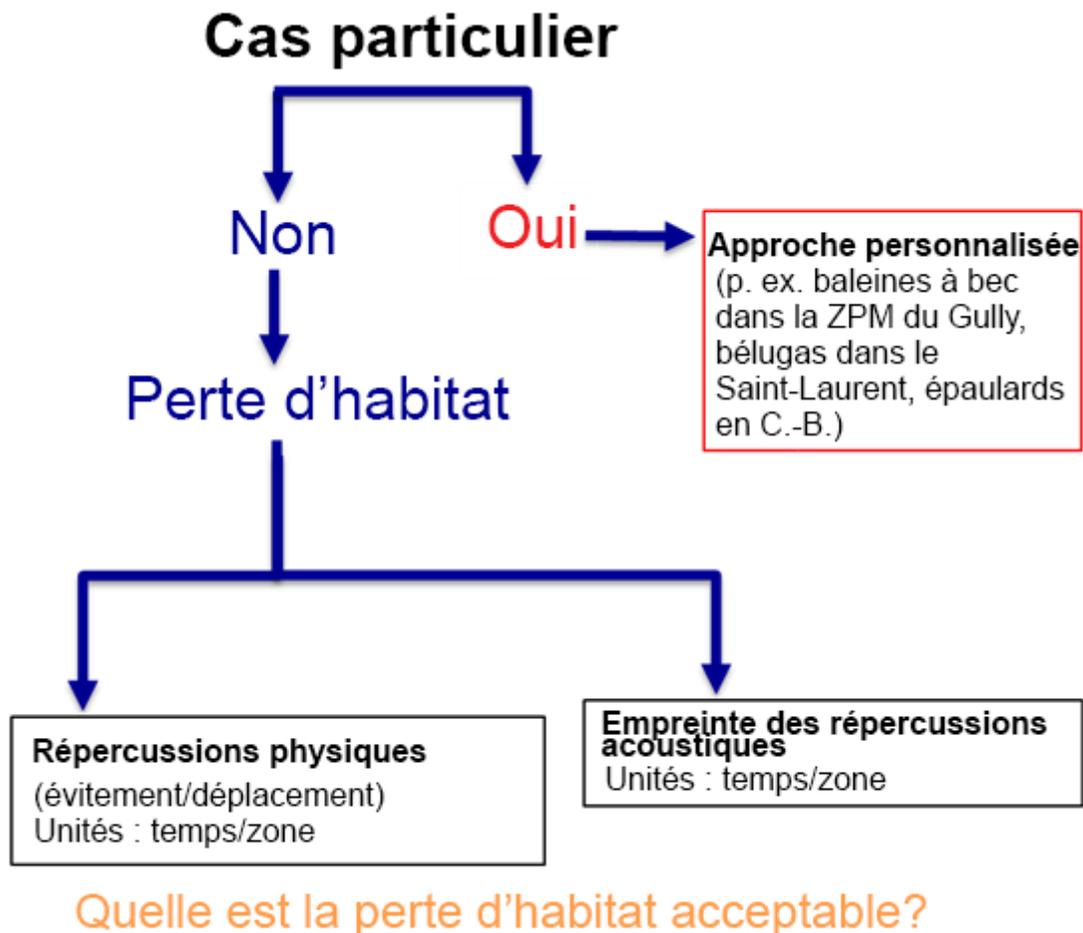


Figure 1 de l'annexe. Modèle conceptuel d'une approche de remplacement pour le cadre concernant l'évaluation des répercussions du niveau de bruit reçu sur le comportement. Les blessures et les DTS pourraient être traitées principalement par des mesures d'atténuation, en plus de la perte d'habitat acoustique ou physique.

## LE RÔLE DES MESURES D'ATTÉNUATION

La plupart des méthodes d'atténuation en vigueur pour les effets de bruit se fondent sur la séparation de la source de bruit des récepteurs (c.-à-d. les animaux). Par exemple, les accélérations (ou démarrages en douceur) lors d'activités sismiques sont utilisées pour augmenter graduellement les niveaux sonores et inciter les animaux à ne pas entrer dans la zone près de la source sonore d'énergie élevée lorsqu'elle devient totalement opérationnelle. De telles mesures d'atténuation sont principalement destinées à réduire le plus possible les

---

dommages physiologiques directs en déplaçant les animaux, malgré le fait qu'il peut y avoir d'autres effets sur les organismes. Dans un monde idéal, le risque devrait être réduit en réduisant le plus possible la production de bruits nocifs, mais ce n'est pas toujours possible. Quoi qu'il en soit, les mesures d'atténuation doivent être efficaces pour réduire les expositions au bruit d'une façon qui peut être facilement mise en œuvre sur place. Dans le présent cadre de remplacement proposé, les blessures et les DTS pourraient être réglés principalement par des mesures d'atténuation, quoique cela puisse, bien entendu, être pris en considération en plus de la perte d'habitat acoustique ou physique.