



Pêches et Océans  
Canada

Fisheries and Oceans  
Canada

Sciences des écosystèmes  
et des océans

Ecosystems and  
Oceans Science

## Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS)

---

Document de recherche 2020/011

Région de Québec

### **Éléments d'un cadre visant à soutenir les décisions liées à l'autorisation des relevés scientifiques avec des engins entrant en contact avec le fond dans des zones benthiques protégées ayant des objectifs de conservation définis**

H.P. Benoît<sup>1</sup>, A. Dunham<sup>2</sup>, P. Macnab<sup>3</sup>, R. Rideout<sup>4</sup>, V. Wareham<sup>4</sup>, D. Clark<sup>5</sup>,  
N. Duprey<sup>6</sup>, É.-P. Maldemay<sup>6</sup>, M. Richard<sup>7</sup>, C. Clark<sup>5</sup>, et B. Wilson<sup>5</sup>

<sup>1</sup> Pêches et Océans Canada, Institut Maurice Lamontagne  
Mont-Joli, QC G5H 3Z4

<sup>2</sup> Pêches et Océans Canada, Pacific Biological Station  
Nanaimo, BC V9T 6N7

<sup>3</sup> Pêches et Océans Canada, Bedford Institute of Oceanography  
Dartmouth, NS B2Y 4A2

<sup>4</sup> Pêches et Océans Canada, Northwest Atlantic Fisheries Centre  
St. John's, NL A1C 5X1

<sup>5</sup> Pêches et Océans Canada, St. Andrews Biological Station  
St. Andrews, NB E5B 2L9

<sup>6</sup> Pêches et Océans Canada, National Headquarters  
Ottawa, ON K1A 0E6

<sup>7</sup> Pêches et Océans Canada, Centre des Pêches du Golfe  
Moncton, N.-B. E1C 9B6

---

## Avant-propos

La présente série documente les fondements scientifiques des évaluations des ressources et des écosystèmes aquatiques du Canada. Elle traite des problèmes courants selon les échéanciers dictés. Les documents qu'elle contient ne doivent pas être considérés comme des énoncés définitifs sur les sujets traités, mais plutôt comme des rapports d'étape sur les études en cours.

### 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](http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca)



© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2020  
ISSN 2292-4272

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

Benoît, H.P., Dunham, A., Macnab, P., Rideout, R., Wareham, V., Clark, D., Duprey, N., Maldemay, É.-P., Richard, M., Clark, C., et Wilson, B. 2020. Éléments d'un cadre visant à soutenir les décisions liées à l'autorisation des relevés scientifiques avec des engins entrant en contact avec le fond dans des zones benthiques protégées ayant des objectifs de conservation définis. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2020/011. ix + 109 p.

### **Also available in English :**

*Benoît, H.P., Dunham, A., Macnab, P., Rideout, R., Wareham, V., Clark, D., Duprey, N., Maldemay, É.-P., Richard, M., Clark, C., and Wilson, B. 2020. Elements of a framework to support decisions on authorizing scientific surveys with bottom contacting gears in protected areas with defined benthic conservation objectives. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2020/011. ix + 98 p.*

---

---

## TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES TABLEAUX .....	VI
LISTE DES FIGURES.....	VII
RÉSUMÉ .....	IX
1. INTRODUCTION .....	1
1.1 ZONES PROTÉGÉES ET ÉCHANTILLONNAGE SCIENTIFIQUE .....	2
1.2 DISPONIBILITÉ ET PERTINENCE DES APPROCHES EXISTANTES .....	3
1.3 CONTEXTE DU RAPPORT.....	4
2. APERÇU DES INSTRUMENTS POLITIQUES ET JURIDIQUES AINSI QUE DES PROCÉDURES ET DES DIRECTIVES PERTINENTS POUR LA GESTION DES IMPACTS DES ACTIVITÉS HUMAINES SUR LES COMMUNAUTÉS ET LES CARACTÉRISTIQUES BENTHIQUES.....	5
2.1 ENGAGEMENTS INTERNATIONAUX .....	5
2.2 INSTRUMENTS JURIDIQUES POUR LA CONSERVATION BENTHIQUE .....	6
2.2.1 Fermetures de pêche .....	6
2.2.2 Zones de protection marine .....	6
2.3 PROCÉDURES D'AUTORISATION DE RECHERCHE .....	7
2.3.1 Permis de pêche à des fins scientifiques .....	7
2.3.2 Approbation du plan d'activités en ZPM.....	8
2.3.3 Autres autorisations axées sur la conservation .....	9
2.3.4 Consentement à la recherche scientifique maritime étrangère.....	10
2.4 CADRES ET ORIENTATIONS DE SOUTIEN DÉCISIONNEL.....	11
2.4.1 Cadres d'évaluation du risque écologique pour les coraux et les éponges .....	11
2.4.2 Cadre d'évaluation du risque écologique de la Région du Pacifique .....	12
2.4.3 Module des risques du Programme des océans .....	12
2.4.4 Autres directives ministérielles sur les impacts des activités humaines sur les habitats benthiques.....	13
3. IMPACTS DES ENGIN DE FOND SCIENTIFIQUES ET DE PÊCHE SUR LES ÉCOSYSTÈMES BENTHIQUES.....	14
3.1 DÉFINITIONS.....	14
3.2 RENSEIGNEMENTS TIRÉS D'ÉTUDES SUR LES IMPACTS BENTHIQUES DES PÊCHES COMMERCIALES.....	14
3.3 IMPACT ET RÉTABLISSEMENT – CORAUX, ÉPONGES ET AUTRES ESPÈCES VULNÉRABLES .....	17
3.4 IMPACTS ET RÉTABLISSEMENT DU BIOTE BENTHIQUE – EXEMPLES ET LEÇONS TIRÉES DES EXPÉRIENCES DU CANADA ATLANTIQUE .....	18
4. RELEVÉS EN CONTACT AVEC LE FOND DANS LES EAUX MARINES CANADIENNES ..	20
4.1 APERÇU DES RELEVÉS EXISTANTS .....	21
4.2 INFORMATION ET ÉCHANTILLONS RECUEILLIS PAR LES RELEVÉS .....	21
4.3 AVIS SCIENTIFIQUES APPUYÉS PAR LES RELEVÉS EXISTANTS.....	22
4.4 IMPACTS DES RELEVÉS SUR LES ÉCOSYSTÈMES BENTHIQUES HORS DU CANADA ET LE POTENTIEL DE RÉTABLISSEMENT .....	24

---

4.4.1 Empreinte de l'impact – gravité et étendue spatiale.....	25
4.4.1.1 Engins mobiles (en général) .....	26
4.4.1.2 Chaluts de fond (chaluts à panneau) .....	26
4.4.1.3 Chaluts à perche .....	26
4.4.1.4 Dragues de fond.....	27
4.4.1.5 Dragues hydrauliques.....	27
4.4.1.6 Engins fixes (en général) .....	27
4.4.1.7 Filets maillants et palangres .....	27
4.4.1.8 Casiers et pièges.....	28
4.4.1.9 Autres engins scientifiques .....	29
4.4.2 Empreinte des relevés de recherche du fond marin au Canada.....	29
4.4.2.1 Superficie balayée .....	29
4.4.2.2 Impact.....	30
4.4.3 Potentiel de rétablissement – fréquence des perturbations et caractéristiques biologiques.....	31
4.4.3.1 Fréquence des perturbations et intervalles de récurrence.....	32
4.4.3.2 Durée de vie et marge de précaution.....	33
4.4.4 Secteurs non échantillonnés dans les domaines de relevé.....	34
4.5 AUTRES MÉTHODES DE SURVEILLANCE, MODIFICATIONS AUX ENGIN ET PROCÉDURES PERMETTANT D'ATTÉNUER LES RÉPERCUSSIONS POSSIBLES SUR LES ÉCOSYSTÈMES BENTHIQUES .....	35
4.5.1 Options en matière d'outils de surveillance.....	35
4.5.1.1 Engins de pêche aux répercussions réduites (méthodes d'échantillonnage par extraction) .....	35
4.5.1.2 Méthodes fondées sur l'observation .....	37
4.6 CONSIDÉRATIONS RELATIVES AU CHANGEMENT DES OUTILS DE SURVEILLANCE DANS UN RELEVÉ EXISTANT .....	40
4.7 MODIFICATIONS AUX PROCÉDURES DE RELEVÉ .....	41
5. EXCLUSION DES RELEVÉS EN CONTACT AVEC LE FOND DES ZONES PROTÉGÉES : CONSÉQUENCES POUR LA COMPRÉHENSION SCIENTIFIQUE ET LES OBJECTIFS DE CONSERVATION .....	42
5.1 SCIENCE ET CONSERVATION À L'INTÉRIEUR D'UNE ZONE PROTÉGÉE .....	43
5.2 SCIENCE ET CONSERVATION DANS L'ÉCOSYSTÈME ÉLARGI.....	45
5.2.1 Biais des relevés .....	45
5.2.1.1 Biais des relevés : variations dans la répartition spatiale des stocks.....	47
5.2.1.2 Biais de relevé : dynamique démographique divergente.....	48
5.2.1.3 Prise en compte du sous-dénombrement pour réduire le biais .....	49

---

---

5.2.1.4 Évaluation des biais potentiels causés par l'exclusion des relevés portant sur plus d'une zone protégée.....	50
5.2.1.5 Détermination de l'importance des répercussions sur les biais et la précision ....	50
5.2.2 Formulation de conseils scientifiques en présence d'indices de relevé biaisés .....	50
6. ÉTUDE DE CAS : LA MERLUCHE BLANCHE, LA MORUE DE L'ATLANTIQUE ET LA RAIE ÉPINEUSE DANS LES ZONES DE CONCENTRATION ET DE CONSERVATION DES PENNATULES DU SUD DU GOLFE DU SAINT-LAURENT .....	52
6.1 CONTEXTE.....	53
6.1.1 Contexte.....	53
6.1.2 Considérations importantes .....	54
6.2 CHEVAUCHEMENT ENTRE LES ZONES DE RELEVÉ ET LES ZONES DE CONCENTRATION ET DE CONSERVATION DES PENNATULES.....	54
6.3 FACTEURS À PRENDRE EN CONSIDÉRATION DANS LA DÉCISION D'AUTORISER LES RELEVÉS DANS LES ZONES DE CONSERVATION DU CORAIL .....	55
6.3.1 Répercussions potentielles sur les pennatules dans les zones de fermeture et possibilités de rétablissement.....	55
6.3.2 Potentiel d'atténuation : autres méthodes de surveillance, modifications aux engins et aux relevés, et exclusion des relevés redondants.....	57
6.3.3 Relevé au chalut visant à surveiller les changements dans la zone de fermeture .....	58
6.3.4 Relevé au chalut visant à surveiller l'état des espèces de poissons dont la conservation est préoccupante .....	58
6.3.4.1 Méthodes.....	58
6.3.4.2 Résultats .....	59
7. CADRE ÉCOLOGIQUE PUBLIÉ SUR LES DÉCISIONS RELATIVES À LA DÉLIVRANCE DE PERMIS (SAARMAN <i>ET AL.</i> , 2018).....	60
8. ANALYSE .....	62
9. REMERCIEMENTS.....	65
10. RÉFÉRENCES CITÉES.....	66
11. TABLEAUX .....	84
12. FIGURES.....	100

---

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Exemples de fermetures de pêches associées à des objectifs de conservation benthique. ....	84
Tableau 2. ZPM et description des objectifs de conservation benthique. ....	85
Tableau 3. Résumé des caractéristiques biologiques et écologiques qui contribuent à la sensibilité aiguë ou immédiate des taxons et des communautés aux perturbations provoquées par des engins de fond mobiles. Les entrées représentent un ensemble de caractéristiques établies dans quatre études : Hewitt et al. 2011; Bolam et al. 2014, 2017; Clark et al. 2016. « s.o. » signifie sans objet. ....	86
Tableau 4. Résumé du pronostic de rétablissement des espèces d'éponge d'eau froide structurantes selon divers types de perturbations associées aux activités de pêche. L'évaluation du rétablissement est axée sur l'individu plutôt que sur la communauté; d'après le tableau 3 de Boutillier et al. (2010). « s.o. » signifie sans objet. ....	87
Tableau 5. Catégories de sensibilité des taxons benthiques des grands fonds aux perturbations des engins de pêche mobiles (Clark et al. 2016). ....	88
Tableau 6. Recensement des relevés de fond suivis réalisés dans les eaux marines des côtes, des plate-formes et des talus au large du Canada. Les relevés sont désignés par la région du MPO (Centre et Arctique, Golfe, Maritimes, Terre-Neuve-et-Labrador, Pacifique et Québec), le nom de relevé, les espèces ciblées, le lieu et les engins employés (CPF – chalut à panneaux ou chalut de fond, PF – palangre de fond, FMF – filet maillant de fond, DF – drague de fond, DH – drague hydraulique, pièges et casiers). Le plan d'échantillonnage utilisé dans le relevé (F – station fixe, A – station aléatoire, AS – aléatoire stratifié, T – transect), la fréquence de relevé (A-annuel, B-biennal, R-rotationnel et O-occasionnel), le nombre moyen de stations d'échantillonnage (traits) par relevé complet au cours des dernières années, la longueur des filets maillants et des palangres (longueur, en mètres), la configuration des pièges et des casiers (config.), la superficie estimative balayée par un trait de chalut moyen (surface balayée par trait de chalut; en km <sup>2</sup> , voir le texte pour les méthodes) et basée sur l'écartement des panneaux de chalut (surface balayée entre les panneaux), la superficie du domaine de relevé (en km <sup>2</sup> ), la superficie balayée annuellement (zone balayée par le relevé, en km <sup>2</sup> ) et l'intervalle de récurrence (en années, pour les relevés aléatoires et aléatoires stratifiés seulement, voir le texte pour les méthodes) sont indiqués si les auteurs du rapport avaient accès à l'information. Dans le tableau, « - » désigne des informations auxquelles les auteurs n'ont pas eu accès, « s.o. » signifie sans objet et « n.d. » signifie non calculé. ....	89
Tableau 7. Résumé des avantages, des inconvénients et des biais potentiels des différentes méthodes d'échantillonnage selon l'examen de Murphy et Jenkins (2010). Les références aux sources originales pour ces considérations sont mentionnées dans le présent document et ne sont pas répétées ici. Des réflexions supplémentaires formulées par les auteurs du présent rapport sont indiquées par *. ....	95
Tableau 8. Résumé des prises de quatre espèces de pennatules dans le cadre du relevé plurispécifique par navire de recherche (NR) du sGSL pour 2014-2017 : nombre d'occurrences, poids moyen des prises et poids maximal des prises. ....	97
Tableau 9. Pourcentage de chevauchement entre les strates (Str) du relevé plurispécifique par navire de recherche du sGSL et les zones benthiques importantes (ZBI) de pennatules ou les zones de conservation des pennatules (ZCP). Se reporter à la figure 3 pour voir les emplacements des ZBI et des ZCP, et à la figure 5 pour les emplacements des strates. ....	97

Tableau 10, Nombre annuel de séries de relevés dans chaque strate (415, 416, 425, 439) qui ont été incluses et exclues du calcul des indices d'abondance en fonction du chevauchement entre le relevé et les zones benthiques importantes (ZBI) de pennatules ou les zones de conservation des pennatules (ZCP). .....98

## LISTE DES FIGURES

Figure 1. Répartition des traits de chalut pour les relevés au chalut de fond plurispécifiques du MPO dans le Canada atlantique pour la période de cinq ans s'étendant de 2007 à 2011, La carte n'inclut pas les traits de chalut de fond de relevés plurispécifiques dans le Bonnet flamand et dans le nez et la queue du Grand Banc menés par l'Espagne et l'Union européenne, ni ceux effectués dans le banc Georges et dans l'ouest de la plate-forme Néo-Écossaise par les États-Unis, ni ceux du relevé côtier du MPO dans le détroit de Northumberland. .... 100

Figure 2. Intervalle moyen de perturbation de relevé (en années) pour chaque strate dans les relevés de fond plurispécifiques menés par la région des Maritimes du MPO. .... 101

Figure 3. Grandes zones benthiques importantes de pennatules (ZBI; polygones noirs; d'après Kenchington et al. 2016), zones de conservation des pennatules (ZCP; polygones bleus) et strates de relevé par navire de recherche (polygones gris) dans le sud et le centre du golfe du Saint-Laurent, et emplacement des traits de chalut (2011-2015) pour les cinq relevés au chalut de fond qui ont été réalisés dans ces zones (points), Les ZBI sont indiquées par des lettres majuscules et les ZCP sont indiquées par des chiffres, qui correspondent aux zones suivantes : 1-Honguedo-Est (Zone de conservation des coraux et des éponges de l'est du détroit d'Honguedo), 2-Banc de Bennett (Zone de conservation des coraux au nord du banc de Bennett), 3-Talus du plateau madelinien (Zone de conservation des coraux du talus du plateau madelinien), 4-Honguedo-Ouest (Zone de conservation des coraux de l'ouest du détroit d'Honguedo), 5-Golfe-Centre (Zone de conservation des coraux du centre du golfe du Saint-Laurent), 6-Golfe-Est (Zone de conservation des coraux de l'est du golfe du Saint-Laurent), Les emplacements des traits de chalut sont indiqués pour chaque relevé : relevés par navire de recherche dans le sud du golfe (points bleus), relevés par navire de recherche dans le nord du Golfe (points gris), pêches Sentinelles mobiles dans le sud du golfe (+ rouges), pêches Sentinelles mobiles dans le nord du Golfe (x rouges) et relevés du crabe des neiges (points verts)..... 102

Figure 4. Identique à la figure 3, mais montrant une vue rapprochée des ZBI et des ZCP, et excluant les limites des strates de relevé par navire de recherche dans le sud du golfe pour plus de clarté. .... 103

Figure 5. Limites des strates du relevé par navire de recherche du sud du golfe du Saint-Laurent de septembre. .... 104

Figure 6. Répartition spatiale des prises de morues de l'Atlantique, de merluches blanches et de raies épineuses adultes (rangées) en deux périodes, de 1980 à 1985 et de 2012 à 2017 (colonnes) dans le relevé au chalut fond du sud du golfe du Saint-Laurent, Les niveaux de gris pour chaque espèce sont fondés sur cinq quantiles pour les prises non nulles allant de 1971 à 2017 : 0,10; 0,25; 0,50; 0,75 et 0,90, Aux fins de la présente étude, les tailles de poissons suivantes ont été utilisées pour définir les adultes :  $\geq 39$  cm pour la morue de l'Atlantique,  $\geq 45$  cm pour la merluche blanche et  $\geq 51$  cm pour la raie épineuse (Swain et al. 2012c, 2012d, 2016). .... 105

Figure 8. Différences entre les moyennes logarithmiques des prises par trait de chalut de spécimens adultes des trois espèces de poissons (rangées) pour des estimations fondées sur les données complètes des relevés et les données excluant des ensembles dans les trois ZCP

---

qui se chevauchent, soit en excluant les ZCP du domaine des relevés (symboles bleus), soit en imputant les prises pour ces zones et en conservant le domaine existant des relevés (symboles verts), Les différences prévues et leur intervalle de confiance (ligne pointillée et zone ombragée) sont montrés dans les cas pour lesquels une tendance à long terme statistiquement significative dans les différences ( $p < 0,05$ ) a été inférée au moyen de l'analyse par modèle additif généralisé. Noter les différentes échelles sur l'axe des y entre les parcelles. ....107



---

## RÉSUMÉ

Le Canada augmente rapidement le nombre de zones protégées dans ses eaux côtières et marines nationales afin d'atteindre des cibles internationales de conservation. Cela a créé un urgent besoin d'approches et de cadres pour déterminer quelles activités humaines seront autorisées dans ces zones, compte tenu des objectifs de conservation et des exigences en matière de surveillance propres aux sites. Les activités scientifiques produisent de l'information qui peut appuyer la prise de décisions de gestion en lien avec la conservation dans les zones protégées et dans l'écosystème en général (p. ex., conseils sur les pêches durables, rétablissement des espèces et état des écosystèmes). Toutefois, bon nombre de ces activités scientifiques peuvent nuire aux organismes, aux populations, aux assemblages et aux habitats dans les zones protégées et, par conséquent, nuire à l'atteinte des objectifs de conservation. Il faut donc évaluer les coûts et les avantages relatifs de la réalisation d'activités scientifiques dans des zones protégées. Cela est particulièrement vrai pour les zones comportant des taxons et des caractéristiques benthiques écologiquement sensibles sur lesquels les engins d'échantillonnage entrant en contact avec le fond, comme les chaluts de fond employés dans les relevés plurispécifiques, peuvent avoir des effets néfastes. En janvier 2018, lorsqu'une réunion nationale d'examen par les pairs a été tenue sur le sujet, il n'existait pas de cadres ou d'approches au Canada ou ailleurs pour aider à déterminer selon quelles conditions les relevés scientifiques utilisant des engins de fond devraient être autorisés dans les zones protégées. Pour prendre une telle décision, il faut tenir compte des dommages que pourrait causer l'activité scientifique, des possibilités d'atténuer ces dommages, des avantages potentiels de l'activité scientifique pour la surveillance et la gestion de la zone protégée, ainsi que des conséquences potentielles pour la prise de décisions scientifiques touchant l'ensemble de l'écosystème si l'activité scientifique n'est pas autorisée. Le présent rapport passe en revue et aborde les principaux éléments à prendre en compte dans de telles décisions en matière de permis, qui sont intégrés au nouveau cadre décisionnel élaboré pour les zones protégées côtières et marines canadiennes lors de l'examen de janvier 2018. Premièrement, nous examinons les principaux cadres stratégiques et juridiques en place pour gérer les effets anthropiques sur les communautés benthiques. Deuxièmement, nous examinons l'information disponible, principalement tirée de la documentation sur les pêches, à propos de l'incidence des engins d'échantillonnage entrant en contact avec le fond sur les écosystèmes benthiques. Troisièmement, nous proposons et estimons des paramètres pour définir l'impact potentiel des activités scientifiques dans les eaux canadiennes, en mettant l'accent sur l'ensemble complet des relevés continus à long terme. Quatrièmement, nous examinons et évaluons les approches d'atténuation des impacts, comme des changements dans les engins et les procédures d'échantillonnage. Cinquièmement, nous examinons l'utilisation et l'utilité des activités de surveillance scientifique, ainsi que les conséquences possibles de l'élimination des activités d'échantillonnage en cours dans les zones nouvellement protégées sur la formulation d'avis scientifiques et les décisions de gestion touchant l'écosystème élargi. Ces considérations et les compromis inhérents sont ensuite illustrés au moyen d'une étude de cas, puis les incertitudes et les considérations clés qui subsistent sont abordées. Les éléments discutés ici et interreliés dans le nouveau cadre ne mènent pas à des décisions réglementaires. Ils servent plutôt à appuyer un processus de collecte de renseignements qui aidera les secteurs de gestion de chaque région du Canada à examiner, aux fins d'autorisation, les activités scientifiques proposées qui sont effectuées à l'aide d'engins entrant en contact avec le fond dans les zones protégées.

---

## 1. INTRODUCTION

Lors de la 10<sup>e</sup> réunion de la Convention sur la diversité biologique (CDC), les parties, dont le Canada, ont convenu d'un Plan stratégique sur la biodiversité révisé et mis à jour qui comprend 5 objectifs stratégiques et 20 objectifs en matière de biodiversité (appelés « objectifs d'Aichi pour la biodiversité ») devant être atteints d'ici 2020. L'objectif 11 d'Aichi pour la biodiversité prévoit que « d'ici à 2020, au moins 17 % des zones terrestres et d'eaux intérieures et 10 % des zones marines et côtières, y compris les zones qui sont particulièrement importantes pour la diversité biologique et les services fournis par les écosystèmes, sont conservées au moyen de réseaux écologiquement représentatifs et bien reliés d'aires protégées gérées efficacement et équitablement et d'autres mesures de conservation effectives par zone, et intégrées dans l'ensemble du paysage terrestre et marin » (MPO 2016). En 2015, le Canada a réitéré cet objectif dans sa Stratégie canadienne de la biodiversité et son Cadre axé sur les résultats en matière de biodiversité. En outre, le Canada a renforcé son engagement à atteindre l'objectif de 2020 pour les zones côtières et marines en ajoutant un objectif provisoire d'augmentation de la protection dans ces zones à 5 %, lequel a été atteint avant la fin de 2017. Avant 2017, moins de 1 % des eaux maritimes et côtières canadiennes étaient protégées. D'ici 2020, l'étendue spatiale de la protection aura donc progressé de façon spectaculaire. En retour, cela a créé un urgent besoin d'approches et de cadres pour déterminer quelles activités humaines seront autorisées dans ces zones, compte tenu des objectifs de conservation et des exigences de surveillance propres au site.

La création de zones côtières et marines protégées au Canada peut s'effectuer à l'aide d'un certain nombre de mécanismes réglementaires administrés par différents ministères ou organismes et pour une gamme d'objectifs de conservation (plus de détails à la section 2). Il s'agit notamment de zones de protection établies en vertu de la *Loi sur les océans*, de la *Loi sur les aires marines nationales de conservation du Canada* et de la *Loi sur les espèces sauvages au Canada*, des zones désignées comme habitat essentiel en vertu de la *Loi sur les espèces en péril*, ainsi que de zones désignées en vertu de la *Loi sur les pêches* pour la protection des espèces et des habitats benthiques écologiquement sensibles conformément à la Politique de gestion de l'impact de la pêche sur les zones benthiques vulnérables du MPO. En vertu de cette politique, l'identification des zones benthiques importantes, définies dans le Cadre d'évaluation du risque écologique (CERE) comme étant de « vastes communautés à prédominance de coraux d'eau froide et d'éponges », a également été envisagée pour la sélection des zones protégées afin d'atteindre les objectifs d'Aichi pour 2020. Ces groupes d'espèces (coraux et éponges) ont été mis en relief, car ils sont au cœur des résolutions de l'Assemblée générale des Nations Unies (UNGA) réclamant la protection des écosystèmes marins vulnérables (EMV) contre les impacts négatifs importants de l'équipement de pêche de fond. Ils peuvent donc représenter des cas extrêmes d'impacts potentiels des pêches. Les coraux et les éponges sont explicitement mentionnés dans les résolutions de l'UNGA, car de nombreux taxons sont très vulnérables aux dommages et à la destruction par les engins de pêche, et présentent un cycle biologique dont les caractéristiques laissent prévoir de longues périodes de rétablissement (des décennies et plus). Toutefois, d'autres espèces qui possèdent les caractéristiques biologiques associées à la vulnérabilité énoncées par l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) peuvent également justifier une protection. Une zone benthique sensible est une zone benthique importante qui est vulnérable à une activité de pêche proposée ou existante.

Toutes ces zones protégées comportent des objectifs de conservation définis qui ciblent des espèces, des assemblages, des habitats biogènes ou des habitats et caractéristiques physiques spécifiques. La réglementation des activités humaines qui risquent de compromettre

---

ces objectifs de conservation dans les zones protégées comprendra des mesures d'atténuation pour réduire le risque de préjudice, ou l'exclusion de la zone. La pêche à l'aide d'engins entrant en contact avec le fond est souvent la principale activité humaine associée à un risque élevé de préjudice aux espèces et aux écosystèmes benthiques, compte tenu de la grande superficie touchée et de la façon dont les engins utilisés interagissent avec le plancher océanique et les espèces qui y vivent (Collie *et al.* 2000; Kaiser *et al.* 2006; Hiddink *et al.* 2017; Koen-Alonso *et al.* 2018). Le MPO a produit des cadres d'évaluation du risque afin d'évaluer les risques que posent ces activités et d'autres activités humaines, visant explicitement la conservation des espèces benthiques sensibles (MPO 2019b) et un plus large éventail d'objectifs de conservation (O *et al.* 2015). Les cadres existants énoncent donc des directives précises pour ces activités (voir la section 2 ci-après).

## 1.1 ZONES PROTÉGÉES ET ÉCHANTILLONNAGE SCIENTIFIQUE

L'une des questions importantes touchant les zones protégées est la mesure dans laquelle les activités de recherche devraient être permises dans ces zones. Les relevés de recherche indépendants des pêches présentent un intérêt marqué, mais non exclusif. Au Canada, l'empreinte de nombreuses pêches marines est entièrement (ou presque) circonscrite par des relevés scientifiques menés par le MPO ou ses partenaires pour surveiller l'état des ressources halieutiques, ainsi que d'autres composantes de l'écosystème. Les données recueillies dans le cadre de ces relevés ont servi à l'identification et à la planification des zones protégées, soit directement, en aidant à déterminer les zones importantes d'agrégation d'espèces sensibles comme les coraux et les éponges (p. ex. Kenchington *et al.* 2016), soit indirectement, en aidant à définir les zones écologiquement et biologiquement importantes nécessitant une protection (p. ex. Savenkoff *et al.* 2007; Ban *et al.* 2016; Wells *et al.* 2017). Le chevauchement spatial entre les relevés scientifiques existants et les zones protégées prévues ou existantes est donc très élevé.

Les relevés scientifiques sont souvent effectués à l'aide d'engins entrant en contact avec le fond qui sont identiques ou similaires aux engins de pêche commerciale, mais à une intensité de pêche considérablement moindre. Surtout, ils sont réalisés selon des plans d'échantillonnage qui, dans certains cas, peuvent inclure des stations situées dans des zones exemptes de pêche commerciale. Cela signifie que les relevés peuvent comporter des stations au-dessus d'un plancher océanique vierge ou soumis à une pêche légère, ce qui était initialement un avantage pour permettre l'identification et la surveillance des habitats benthiques.

Il existe toutefois une diversité de points de vue sur la question de savoir si un quelconque impact benthique est acceptable une fois que des zones sont désignées comme étant protégées. En raison de leur incidence sur les organismes et les caractéristiques benthiques, il est possible que dans certains cas les relevés de recherche augmentent le risque de ne pas atteindre les objectifs de conservation des zones benthiques, et constituent de ce fait un préjudice inacceptable dans ces zones. Toutefois, une activité donnée peut avoir divers degrés d'impact selon le type de fond marin (dur ou mou), le type d'engin et sa configuration, ainsi que les caractéristiques biologiques des espèces résidentes, et tous ces éléments doivent être évalués par rapport aux objectifs de conservation des zones fermées et de leurs plans de gestion et de surveillance connexes.

Les relevés indépendants des pêches jouent un rôle extrêmement important dans la détermination de l'état et des tendances des populations des espèces commerciales et non commerciales, et ils sous-tendent la gestion durable des pêches du Canada, évaluées à près de 3,2 milliards de dollars (Pêches et Océans Canada 2017). Sur les quelque 300 stocks de poissons marins, poissons diadromes et invertébrés marins récoltés commercialement et gérés

---

par le MPO, environ 260 sont gérés ou suivis au moyen d'avis scientifiques fondés sur des relevés scientifiques, dont 180 reposent sur des relevés de fond (répertoire non publié du MPO).

Les changements apportés à la zone d'échantillonnage ou à la répartition des stations de relevé peuvent avoir une incidence sur la qualité des avis scientifiques sur les stocks de poissons commerciaux et la planification du rétablissement des espèces préoccupantes sur le plan de la conservation. La modification des plans d'échantillonnage par relevés pour réduire les risques pour la conservation de taxons ou de caractéristiques benthiques peut donc, dans certains cas, accroître les risques pour la conservation d'autres espèces. Lorsque < 1 % des zones côtières et marines ont été fermées pour protéger des espèces et des habitats préoccupants sur le plan de la conservation, cette question a été traitée au cas par cas dans les régions du MPO. Cependant, avec l'étendue spatiale croissante des zones fermées découlant des objectifs d'Aichi 2020, il devient urgent d'établir un cadre décisionnel national.

La décision d'autoriser ou d'exclure les relevés scientifiques menés par le MPO ou ses partenaires à l'aide d'engins de fond dans des zones protégées comporte la recherche d'un équilibre entre plusieurs compromis liés à la conservation marine, dont nous traitons ici. Il est évident que dans certains cas, l'évaluation de ces compromis nécessitera une collaboration interministérielle si les zones fermées et leurs objectifs de conservation sont établis par ECCC ou Parcs Canada, et une collaboration avec les provinces et les collectivités autochtones lorsqu'il existe une compétence partagée ou une gouvernance collaborative.

## **1.2 DISPONIBILITÉ ET PERTINENCE DES APPROCHES EXISTANTES**

Ce document a été présenté à une réunion nationale d'examen scientifique par les pairs en janvier 2018. À ce moment-là, il n'y avait pas de cadres ou d'approches publiés pour aider à déterminer dans quelles conditions les relevés scientifiques ou d'autres activités de recherche réalisées avec des engins de fond pourraient être exclus des zones protégées. Les approches existantes aux États-Unis et à l'OPANO (Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest), examinées brièvement ci-dessous, ont fourni certains éléments, mais n'ont pas réglé la question complètement. En juin 2018, des auteurs des États-Unis ont publié un cadre écologique visant à éclairer les décisions d'octroi de permis pour la réalisation de diverses activités scientifiques dans les zones protégées des eaux marines (Saarman *et al.* 2018). Comme ce cadre n'était pas disponible au moment de l'examen par les pairs, il n'a pas influé sur les conclusions de la réunion, dont les éléments sont documentés dans le présent rapport. Par souci d'uniformité avec l'information présentée et discutée à la réunion, le contenu de Saarman *et al.* (2018) est donc traité et comparé à l'approche actuelle seulement plus loin dans le présent rapport.

Le United States National Marine Fisheries Service a entrepris des évaluations environnementales programmatiques visant à évaluer les répercussions de ses activités scientifiques sur les entités et les organismes marins, ainsi que sur l'environnement océanique en général, notamment dans les sanctuaires marins nationaux et les zones désignées comme habitat essentiel du poisson (URGS Group 2016). Les évaluations constituent une exigence pour les autorisations d'entreprendre des activités de recherche fédérales, mais elles ne se limitent pas aux zones protégées. Les évaluations portent sur les répercussions globales et le préjudice acceptable de l'échantillonnage scientifique selon le statu quo, ainsi que sur de possibles modifications aux programmes de recherche, aux relevés ou à la couverture et à l'intensité des relevés pour atténuer les répercussions sur les biotes et les habitats. Les évaluations sont d'ordre général et ne sont pas destinées à un examen propre à un cas ou à un lieu. En outre, les évaluations tiennent compte des répercussions générales sur des groupes particuliers de biotes (p. ex., benthos) ou de caractéristiques seulement, et ne portent que sur

---

les impacts environnementaux. Dans ce contexte, l'évaluation concernant le nord-est des États-Unis a mené à la conclusion que la surveillance actuelle, avec des relevés et des recherches supplémentaires, était acceptable. On a également conclu que dans l'ensemble, les relevés au chalut de fond ne devraient avoir que des effets mineurs et à court terme sur les communautés benthiques, étant donné qu'ils sont de courte durée, généralement réalisés selon un plan aléatoire, rarement répétés au même endroit au fil du temps, et collectivement d'une échelle bien moindre que celle du chalutage intensif et chronique des pêches commerciales (URGS Group 2016). De plus, les relevés ont été jugés essentiels à l'élaboration de mesures robustes de gestion des pêches qui préviennent la surpêche et reconstituent les stocks surpêchés, et à l'appui de programmes visant à relever des défis en matière de recherche, tels que ceux touchant les effets potentiels du changement climatique et de l'acidification des océans.

L'OPANO a étudié la question de l'exclusion des relevés des zones fermées pour protéger les coraux et les éponges. Jusqu'à maintenant, les seuls travaux publiés disponibles traitaient des indices d'abondance et de biomasse des ressources halieutiques dans la zone visée par la Convention de l'OPANO, et de l'incidence sur ces indices de l'exclusion des relevés dans des zones où ils étaient auparavant réalisés (González Troncoso *et al.* 2016; Rideout et Ollerhead 2017). Dans la zone étudiée (divisions 3LMNO de l'OPANO), l'exclusion des relevés a eu peu ou pas d'impact sur les indices d'abondance relatifs. Bien que les études fournissent un exemple de méthode d'évaluation des répercussions des changements aux relevés sur la prestation de conseils scientifiques, il ne s'agit que de l'un des éléments qui pourraient devoir être pris en compte dans d'autres situations et qui sont abordés dans le présent rapport.

### 1.3 CONTEXTE DU RAPPORT

La Division de la gestion des océans du MPO a sollicité des conseils sur les conditions selon lesquelles les relevés de recherche scientifique avec des engins de fond peuvent être autorisés pour l'échantillonnage dans des zones protégées ayant des objectifs de conservation benthiques définis. Les répercussions des relevés scientifiques sur les organismes et habitats benthiques et l'importance de l'échantillonnage dans les zones protégées pour l'intégrité des séries de données chronologiques historiques provenant des relevés scientifiques seront propres à chaque cas. Pour faciliter ce processus décisionnel, le présent rapport aborde un ensemble de considérations qui constituent les éléments importants d'un cadre pouvant s'appliquer uniformément à l'échelle du Canada. Une réunion nationale d'examen scientifique par les pairs tenue à Ottawa du 16 au 18 janvier 2018 a permis d'examiner et de réviser ces considérations et d'élaborer un cadre national (MPO 2018). Les principaux objectifs de la réunion étaient les suivants :

- Élaborer des descripteurs des caractéristiques des composantes benthiques importantes qui sont vulnérables aux engins entrant en contact avec le fond. Ils pourraient comprendre la sensibilité aux perturbations (structure), la mobilité, la résilience, le temps de génération, etc.
- Élaborer des critères pour évaluer l'ampleur et la portée des répercussions de l'activité scientifique (par exemple, proportion de la zone protégée potentiellement touchée, fréquence des relevés, caractère saisonnier, type d'engin utilisé), y compris les répercussions sur l'atteinte des objectifs de conservation.
- Élaborer des critères pour évaluer les conséquences de l'exclusion ou de la modification des plans et des protocoles de relevés sur l'intégrité de l'information des séries chronologiques et sur la fiabilité des avis en matière de récolte concernant les composantes des écosystèmes à l'étude. Cela comprend également les conséquences de l'exclusion ou

---

de la modification des protocoles de relevés sur la surveillance des composantes benthiques et des écosystèmes valorisés dans la zone protégée.

- Fournir de l'orientation sur l'application du cadre à des cas particuliers.

L'information et les conseils concernant les deux premiers objectifs devaient être de nature générale et pertinents pour toute activité de recherche proposée ou en cours réalisée à l'aide d'engins entrant en contact avec le fond dans une zone protégée. L'information et les conseils relatifs au troisième objectif sont pertinents pour les activités de recherche existantes et en cours; il s'agit généralement de relevés visant la surveillance à long terme d'espèces et de communautés marines. Le cadre est conçu pour être général et non pour s'appliquer exclusivement aux zones protégées canadiennes, et il ne se limite pas aux activités de recherche menées par le gouvernement du Canada. Un cadre national qui relie les éléments du présent rapport et opérationnalise leur application est présenté en détail dans MPO (2018).

## **2. APERÇU DES INSTRUMENTS POLITIQUES ET JURIDIQUES AINSI QUE DES PROCÉDURES ET DES DIRECTIVES PERTINENTS POUR LA GESTION DES IMPACTS DES ACTIVITÉS HUMAINES SUR LES COMMUNAUTÉS ET LES CARACTÉRISTIQUES BENTHIQUES**

La gestion de l'impact des activités humaines sur les communautés et les caractéristiques benthiques fait appel à une diversité d'instruments politiques et juridiques appuyés par des directives visant à évaluer les risques écologiques pertinents en soutien du processus décisionnel. Bien que ces outils soient conçus pour les activités humaines en général, bon nombre d'entre eux s'appliqueront ou seront pertinents à la gestion des activités de recherche perturbatrices et destructrices. En outre, bon nombre d'entre eux prévoient déjà des procédures d'autorisation des activités de recherche qui pourraient être éclairées par les considérations décrites plus loin dans le présent rapport et synthétisées dans le cadre national d'évaluation (MPO 2018). Il est donc pertinent de passer brièvement en revue ces outils et procédures avant de discuter en détail des facteurs à prendre en considération pour autoriser les activités de recherche comportant un contact avec le fond.

### **2.1 ENGAGEMENTS INTERNATIONAUX**

À l'échelle internationale, le Canada est partie à plusieurs engagements exécutoires et non exécutoires liés à la conservation des habitats marins. Le Canada s'est engagé à identifier les zones d'importance écologique et biologique (ZIEB) dans ses eaux nationales en vertu d'engagements envers la Convention sur la diversité biologique. Huit critères d'évaluation des ZIEB candidates ont été établis, à savoir la spécificité, l'importance particulière pour les stades du cycle biologique, la concentration, la vulnérabilité, le caractère naturel, l'importance pour les espèces ou habitats en péril, la productivité biologique et la diversité biologique (MPO 2004, 2011). À l'échelle internationale, des mesures ont été prises pour protéger la biodiversité marine dans les écosystèmes marins vulnérables (EMV). Ceux-ci sont évalués en fonction des mêmes critères que les ZIEB et d'un critère supplémentaire lié à la complexité structurelle (Ardron *et al.* 2014).

En 2009, l'Assemblée générale des Nations Unies a adopté les Directives internationales sur la gestion de la pêche profonde en haute mer du Comité des pêches de la FAO (résolution 61/105 de l'UNGA). Ces directives sont conçues pour limiter les effets de la pêche en haute mer sur les espèces et les habitats de poissons en haute mer fragiles, y compris certains coraux d'eau froide et certains types de communautés dominées par les éponges (FAO 2009). Dans le cadre de l'élaboration des directives, les experts se sont particulièrement préoccupés de ce qui suit :

---

« La sensibilité et la vulnérabilité de plusieurs espèces, communautés et habitats (c.-à-d. les EMV) et l'importance des impacts directs et indirects (c.-à-d. les impacts négatifs importants) de la pêche en fonction de leur capacité de rétablissement, qui est liée à des paramètres biologiques clés, notamment la longévité extrême (de 100 à plus de 1 000 ans) des individus de certains types d'organismes ou de la longue période de développement de certains habitats; la faible résilience d'espèces, de communautés et d'habitats particuliers; la forte proportion d'espèces endémiques présentant un risque de perte de biodiversité, y compris d'extinction; la répartition de certaines communautés vulnérables du fond marin en unités spatialement distinctes, souvent à l'intérieur d'une petite zone du fond marin, de sorte que la moindre perturbation peut avoir des conséquences importantes; la fragmentation et le risque de perte de populations sources; et la connaissance actuellement limitée des composantes de l'écosystème et de leurs relations. » [traduction]

## **2.2 INSTRUMENTS JURIDIQUES POUR LA CONSERVATION BENTHIQUE**

Un ensemble de programmes et de mécanismes législatifs fédéraux sont mis en oeuvre pour atteindre les objectifs de la politique de conservation benthique et les résultats visés en matière de biodiversité pour le Canada. Les mécanismes de premier intérêt sont les mesures de gestion par zone qui imposent des restrictions sur les pêches de fond commerciales dans les sites pour lesquels des objectifs de conservations ont été clairement établis. Les zones qui répondent à ces critères sont actuellement dominées par les fermetures à long terme de pêche et les zones de protection marine (ZPM).

### **2.2.1 Fermetures de pêche**

La *Loi sur les pêches* et ses règlements confèrent au MPO le mandat et les outils nécessaires pour gérer les pêches. Les restrictions touchant les activités de pêche sont mises en œuvre au moyen de conditions de permis et d'ordonnances modificatives qui prescrivent les périodes et les zones où certains types d'engins ne peuvent pas être utilisés. Les fermetures de pêche sont imposées pour de nombreuses raisons et pour atteindre divers objectifs, y compris la conservation des pêches et la protection des zones benthiques importantes (ZBI). Le tableau 1 donne des exemples de cas où une partie ou la totalité des engins de pêche de fond a été limitée pour atteindre des objectifs de conservation benthique. Les approches de gestion et les outils législatifs sont explicités dans le *Status Report on Coral and Sponge Conservation in Canada* (Campbell et Simms 2009), le *Plan de conservation des coraux et des éponges d'eau froide de la région du Pacifique* (MPO 2010a) et la *Stratégie de conservation des coraux et des éponges de l'est du Canada* (MPO 2015a). D'autres fermetures de pêches benthiques, qui peuvent être considérées comme d'autres mesures de conservation efficaces par zone aux fins de déclaration pour l'objectif 11 d'Aichi (MPO 2016), sont énumérées dans la *Liste des refuges marins* en ligne tenue par le MPO (MPO 2019a).

### **2.2.2 Zones de protection marine**

Les aires protégées du Canada comprennent divers sites marins fédéraux, provinciaux, territoriaux, autochtones et volontairement imposés qui ont été protégés par la loi et par d'autres moyens efficaces pour maintenir et améliorer la situation des espèces, des habitats, des caractéristiques uniques et représentatives, de l'archéologie submergée, des zones culturelles importantes et des possibilités d'activités récréatives. La plupart des aires protégées du pays établies à des fins écologiques marines ont pour objectif commun de protéger la diversité biologique marine. Trois ministères fédéraux interviennent : Parcs Canada établit des aires marines nationales de conservation; le Service canadien de la faune (SCF) supervise les aires

---

marines protégées, les refuges d'oiseaux et les réserves de faune; et le MPO crée des ZPM. Le contexte programmatique est résumé dans le *Cadre national pour le réseau d'aires marines protégées du Canada* (Gouvernement du Canada 2011). Jusqu'à maintenant, Parcs Canada et le SCF n'ont pas imposé d'importantes restrictions à la pêche de fond pour protéger le benthos vulnérable, de sorte que la portée du présent document se limite aux sites du MPO où le cadre d'évaluation devrait pouvoir s'appliquer plus immédiatement.

La *Loi sur les océans* confère au MPO le mandat et les outils réglementaires nécessaires à l'établissement et à la gestion de ZPM en vue d'atteindre plusieurs objectifs, notamment des objectifs législatifs qui sont invoqués pour protéger les environnements benthiques importants et sensibles (p. ex., la conservation et la protection d'habitats uniques et de zones marines de biodiversité). Chaque ZPM est conçue sur mesure pour répondre à un ensemble d'objectifs de conservation propres au site, eux-mêmes dictés par les propriétés du site déterminées au cours de la phase d'évaluation écologique de la planification. Les limites, les régimes de zonage, les restrictions et les activités admissibles sont énoncés dans les règlements sur les ZPM. Les plans de gestion du site énoncent ensuite les valeurs de l'écosystème et les objectifs de conservation au niveau du site ainsi que les approches de gouvernance, les besoins en matière de conformité et d'application, les possibilités éducatives et la surveillance administrative, y compris les mécanismes d'autorisation.

Les ZPM ont recours à un modèle réglementaire qui consiste à interdire de façon générale les perturbations, les dommages, la destruction et les prélèvements. Des exceptions peuvent être accordées pour des activités dont les risques ont été évalués et qui ont été jugées compatibles avec les objectifs de conservation. Par exemple, si l'accent est mis sur la conservation benthique et benthopélagique, comme dans le cadre de la ZPM du champ hydrothermal Endeavour au large des côtes du Pacifique, les activités de surface comme le transport maritime et les pêches pélagiques peuvent être autorisées. Les restrictions peuvent s'appliquer à l'ensemble du site ou varier selon les divisions de la zone déterminées d'après les principes de conception de la ZPM et l'évaluation spatiale des risques. Par exemple, la pêche à engin fixe à faible impact peut se poursuivre dans trois zones de gestion comptant pour 25 % de la ZPM du banc de Sainte-Anne. Certaines autres activités, y compris les activités scientifiques, sont assujetties à l'approbation ministérielle dans les ZPM du MPO. Le tableau 2 présente un résumé des sites du MPO, soulignant les objectifs de conservation benthique et les restrictions sur les pêches de fond.

## **2.3 PROCÉDURES D'AUTORISATION DE RECHERCHE**

Diverses lignes directrices, politiques et lois régissent la surveillance environnementale et la recherche scientifique marine (RSM) dans les eaux marines canadiennes. Les exigences juridiques, les étapes procédurales et les processus décisionnels ayant une pertinence particulière pour les méthodes de relevés de fond sont résumés ici, car ils concernent les chercheurs canadiens et étrangers qui proposent des travaux dans les zones de fermeture de pêche, les ZPM et d'autres zones préoccupantes sur le plan de la conservation.

### **2.3.1 Permis de pêche à des fins scientifiques**

La *Loi sur les pêches* et ses instruments auxiliaires constituent le principal mécanisme d'autorisation des activités de RSM au pays qui visent les ressources marines vivantes et les habitats marins connexes, ou qui ont une incidence sur ces ressources. L'article 35 interdit la modification ou la destruction de l'habitat du poisson sans autorisation, mais cette disposition est rarement invoquée par des propositions de RSM. Les articles 7 et 45 établissent le pouvoir du ministre de délivrer des permis et de réglementer la pêche, et ce sont ces pouvoirs qui s'appliquent le plus souvent à la recherche.



---

Les scientifiques canadiens qui ont l'intention de déployer du matériel de relevé et d'échantillonnage biologique sont habituellement tenus de demander et d'obtenir une autorisation en vertu du *Règlement de pêche (dispositions générales)*. L'article 52 permet au ministre de délivrer un permis de pêche à des fins expérimentales, scientifiques, éducatives, de lutte contre les espèces aquatiques envahissantes ou d'exposition au public. Un permis est exigé pour l'échantillonnage, que ce soit pour la collecte d'organismes marins entiers (animaux et plantes) ou de parties de ceux-ci seulement (p. ex. organes, tissus, fragments squelettiques). Si des échantillons vivants sont prélevés et déplacés entre les plateformes d'échantillonnage et des installations d'élevage ou de laboratoire, les scientifiques doivent également obtenir un permis de transfert au titre de l'article 56. Les formulaires de demande de recherche requièrent généralement une description du projet et des renseignements sur les méthodes de collecte. Les cartes d'emplacement et les coordonnées des stations permettent de comparer ces propositions aux zones connues et désignées de sensibilité benthique. Des conditions peuvent être établies et rattachées à des permis scientifiques comme pour d'autres catégories de pêche lorsque des restrictions concernant les espèces, les engins ou les zones sont imposés.

En règle générale, le personnel scientifique du MPO est autorisé à mener des RSM sur les pêches au moyen d'un permis général en vertu de l'article 52, tandis que les chercheurs affiliés aux universités et au secteur privé doivent demander et obtenir un permis scientifique les autorisant à mener un programme d'échantillonnage précis. Les scientifiques non gouvernementaux et l'industrie de la pêche travaillent souvent avec les chercheurs du MPO, surtout dans les zones extracôtières où les campagnes conjointes et des ententes de collaboration sont monnaie courante. Lorsque le partenaire du MPO détient déjà un permis scientifique, il est possible que l'autorisation délivrée à l'employé du Ministère puisse également couvrir les collaborateurs externes.

Les activités de recherche sur les pêches menées par le gouvernement du Canada et des organismes partenaires dans le cadre de programmes et de projets n'ont pas fait l'objet d'évaluations environnementales poussées, comme c'est le cas dans d'autres administrations, par exemple aux États-Unis, où les promoteurs scientifiques doivent traiter des espèces protégées et des secteurs d'intérêt particulier de l'habitat (URGS Group 2016). Toutefois, l'évaluation des risques fait partie intégrante de la planification et des opérations des relevés du MPO. Les scientifiques du MPO sont également tenus de publier un avis de pêche de recherche. Bien qu'il semble y avoir peu de précédents en ce qui concerne l'imposition de zones d'interdiction de prise ou de contact au moyen de conditions de permis scientifique pour les chercheurs du MPO, des mesures d'atténuation axées sur la zone ont été mises en œuvre, comme en témoigne l'élimination des séries de relevés au chalut des zones de conservation du corail dans la région des Maritimes (MPO 2006). Ces mesures sont conformes aux stratégies de conservation des coraux et des éponges du Pacifique et de l'Atlantique, qui incitent les chercheurs à réduire au minimum les extractions et à utiliser des méthodes de relevé et d'échantillonnage non destructives.

### **2.3.2 Approbation du plan d'activités en ZPM**

Les règlements sur les ZPM découlant de la *Loi sur les océans* contiennent des dispositions décrivant le processus d'approbation des plans d'activités. L'approbation du ministre des Pêches et des Océans est nécessaire pour certaines activités, y compris la recherche et la surveillance scientifiques. Bien que la recherche soit appuyée en principe dans toutes les ZPM, les activités scientifiques n'ont pas fait l'objet d'une exception sans réserve aux interdictions générales. Les scientifiques doivent soumettre un plan d'activités à l'approbation ministérielle. Deux sections du modèle réglementaire pour les ZPM désignées en vertu de la *Loi sur les océans* régissent ces autorisations : la première section énonce les exigences relatives à la

---

présentation de l'information (p. ex., dates, emplacement, engins, méthodes, impacts), tandis que la deuxième section énonce les conditions d'approbation et les échéanciers d'une décision ministérielle. Les conditions d'approbation fondées sur les risques peuvent varier d'un site à l'autre à l'échelle du pays en fonction des besoins particuliers de la zone en matière de conservation. Il existe également des conditions d'approbation standard pour la recherche et la surveillance scientifiques, qui prévoient par exemple que l'activité scientifique doit produire des connaissances qui appuient la conservation, la protection et la gestion d'une ZPM. Les avantages découlant d'une recherche potentiellement perturbatrice doivent être clairement liés aux fins pour lesquelles la ZPM a été établie. Le soutien à l'échantillonnage légal ou destructif peut être justifié lorsqu'un cadre de surveillance du site a déterminé que des méthodes préjudiciables sont à la fois nécessaires et adaptées aux objectifs de conservation de la ZPM.

En ce qui a trait aux procédures, les promoteurs de la recherche déclenchent le processus de demande du MPO en rédigeant et en soumettant au programme des ZPM un plan d'activités pour la réalisation d'activités de recherche et de surveillance scientifiques. Une évaluation des risques environnementaux est effectuée avec la participation de spécialistes et d'experts, au besoin. L'approche de gouvernance de certaines ZPM exige que les plans d'activités soient communiqués à des comités consultatifs multilatéraux aux fins d'examen et de commentaires. Les responsables du programme des ZPM évaluent de plus les propositions de recherche par rapport aux objectifs de conservation à l'échelle du site et aux cadres de surveillance préexistants qui prescrivent des indicateurs écologiques et recommandent des protocoles d'échantillonnage appropriés (pour un exemple, voir Stanley *et al.* 2015). On tient également compte des effets environnementaux cumulatifs. Les commentaires sont compilés et une recommandation est soumise au ministre. Peu importe les variations dans le calendrier, les renseignements précis demandés aux promoteurs et les conditions réglementaires obligatoires qui doivent être respectées, les plans soumis peuvent être approuvés ou refusés, ou des modifications peuvent être demandées au promoteur. Une fois qu'un plan a été approuvé, l'activité est autorisée à aller de l'avant. Selon le règlement sur la ZPM, les promoteurs peuvent être tenus de présenter au Ministère des rapports d'incident, des rapports d'activité, des données ou des publications subséquentes une fois les activités de recherche terminées.

### **2.3.3 Autres autorisations axées sur la conservation**

Les grandes aires de conservation établies et gérées par Parcs Canada (p. ex. le projet d'aire marine nationale de conservation du détroit de Lancaster) et par le Service canadien de la faune (p. ex. la réserve nationale de faune marine des îles Scott) devraient aussi présenter un chevauchement important avec les zones de relevés existantes où le MPO et d'autres parties effectuent des recherches depuis de nombreuses années. Des cadres d'octroi de permis supplémentaires s'appliqueront aux recherches impliquant un contact avec le fond à mesure que ces zones bénéficieront d'une protection juridique complète.

L'Agence Parcs Canada exploite un système centralisé de permis de recherche et de collecte par lequel les promoteurs accèdent à un guide du chercheur et à des formulaires de demande (Parcs Canada 2017). Les chercheurs qui proposent des travaux dans les aires marines existantes de l'Agence, comme le parc marin du Saguenay-Saint-Laurent, seront dirigés vers des coordonnateurs de recherche au niveau du site. Les procédures de délivrance de permis administrées par le Service canadien de la faune sont guidées par le *Règlement sur les réserves d'espèces sauvages* et par la politique d'Environnement et Changement climatique Canada sur la délivrance de permis pour les aires protégées (Environnement Canada 2012).

La *Loi sur les espèces en péril* (LEP) s'applique à l'ensemble des eaux marines canadiennes. Les articles 73 et 74 de la LEP établissent un régime d'autorisation pour des activités par ailleurs interdites (p. ex. capture, dommages à une résidence, destruction d'un habitat

---

essentiel). Toutefois, aucune espèce benthique d'EMV n'a été inscrite aux annexes de la LEP ou n'a été désignée comme une composante de l'habitat essentiel d'une espèce inscrite. Bien que l'on ait trouvé des poissons démersaux à risque dans des zones de coraux, notamment le brosme (COSEPAC 2012) et le loup (Gilkinson et Edinger 2009), ces associations d'habitat n'ont pas été évaluées comme étant essentielles à la survie et au rétablissement des populations en déclin. Par conséquent, il n'y a actuellement aucune exigence de permis en vertu de la LEP pour la recherche sur des organismes d'EMV ou la recherche ayant une incidence sur eux.

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) évalue la situation de la faune au Canada. Actuellement, la liste de priorité des espèces fauniques candidates du COSEPAC (dernière mise à jour le 10 juillet 2017) ne compte aucune espèce de corail ou d'éponge. Le Conseil canadien pour la conservation des espèces en péril (2016) a examiné des coraux (n = 190) et des éponges (n = 212), et plusieurs espèces ont été jugées vulnérables.

Le corail de pierre (*Scleractinia* spp.) et le corail noir (*Antipatharia* spp.) figurent à l'annexe II de la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES), ce qui impose certaines obligations au Canada en matière d'autorisation. L'extraction de spécimens pourrait donner lieu à des demandes de permis d'exportation, de permis de transport interprovincial et de certificats scientifiques en vertu de la *Loi sur la protection d'espèces animales ou végétales sauvages et la réglementation de leur commerce international et interprovincial*. Le MPO est l'autorité scientifique et de gestion désignée pour les espèces aquatiques inscrites à la CITES au Canada. En pratique, les demandes de la CITES sont traitées par le Programme de certification des captures du MPO. Avant de délivrer un permis, le Secteur des sciences du MPO peut être appelé à confirmer que l'exportation de spécimens d'une espèce donnée ne nuira pas à sa survie dans la nature.

### **2.3.4 Consentement à la recherche scientifique maritime étrangère**

Les gouvernements, les institutions, les entités et les particuliers étrangers qui souhaitent effectuer des RSM dans des eaux de compétence canadienne doivent obtenir le consentement préalable du gouvernement du Canada conformément à l'UNCLOS. On attend également des promoteurs de projets de recherche qu'ils se conforment aux lois nationales applicables. L'UNCLOS, ratifiée par le Canada en 2003, établit le cadre mondial régissant l'accès aux eaux d'un autre pays à des fins de recherche. La Convention porte sur la RSM à l'étranger en mer territoriale, dans les zones économiques exclusives (ZEE) et, dans certaines circonstances, sur les plateaux continentaux extérieurs. La dernière disposition est particulièrement pertinente pour le Canada en raison des caractéristiques benthiques importantes reconnues au-delà de la ZEE sur les parties du plateau continental extérieur revendiquées par le Canada dans sa demande concernant l'Atlantique (Gouvernement du Canada 2013), surtout lorsque ces revendications chevauchent des EMV fermés de l'OPANO.

Les lignes directrices de l'UNCLOS sur la RSM demandent aux chercheurs d'obtenir le consentement du pays étranger par l'entremise de leur mission diplomatique au moyen du formulaire de demande standard de l'ONU et des instructions correspondantes (DOALOS 2010). Affaires mondiales Canada (AMC) administre le processus d'autorisation nationale au nom du gouvernement du Canada (ASFC 2017). Sur réception d'une demande, AMC amorce le processus d'autorisation du navire étranger en transmettant la demande aux ministères concernés aux fins d'examen, d'évaluation et de conformité aux lois et politiques canadiennes. Si la demande est approuvée, un consentement final de RSM qui regroupe les licences ou permis obligatoires, y compris ceux qui relèvent du MPO, sera délivré par AMC par les voies diplomatiques. Conformément aux dispositions de l'UNCLOS, l'autorisation peut imposer des « conditions raisonnables » en vertu des lois canadiennes. Il s'agit d'une façon d'intégrer les

---

autorisations du MPO si le promoteur n'a pas déjà présenté une demande distincte pour obtenir les autorisations nécessaires.

Plusieurs processus d'autorisation du MPO peuvent être déclenchés par une demande de RSM étrangère. Selon l'endroit où la recherche proposée doit être effectuée et le sort des échantillons biologiques, les promoteurs peuvent devoir obtenir des autorisations en vertu de la *Loi sur les pêches*, de la LEP, de la CITES et des règlements sur les ZPM, auquel cas les procédures de demande et d'examen susmentionnées s'appliquent. Un permis de pêche est une exigence fondamentale. La RSM étrangère comportant des prélèvements biologiques est assujettie aux dispositions en matière de permis de la *Loi sur la protection des pêches côtières* et du *Règlement* qui régissent l'échantillonnage des : i) organismes marins vivant dans la ZEE; ii) « organismes qui, au stade où ils peuvent être pêchés, sont soit immobiles sur le fond de la mer ou dans le sous-sol marin, soit incapables de se déplacer autrement qu'en restant constamment en contact avec ce fond ou ce sous-sol » du plateau continental extérieur. Ces instruments s'appliquent aux chercheurs étrangers de façon très similaire à celle dont la *Loi sur les pêches* et ses règlements s'appliquent aux chercheurs canadiens; les chercheurs présentent une demande et peuvent obtenir un permis de bâtiment de pêche étranger autorisant l'entrée dans les eaux canadiennes à des fins de recherche scientifique, sous réserve des conditions relatives aux espèces, aux engins ou à la zone qui pourraient être imposées par le Canada. Par conséquent, le cadre en cours d'élaboration devrait être utile pour évaluer les demandes de RSM provenant de l'étranger et impliquant un contact avec le fond.

## **2.4 CADRES ET ORIENTATIONS DE SOUTIEN DÉCISIONNEL**

Actuellement, il n'existe aucun cadre approprié axé spécifiquement sur l'admissibilité des activités scientifiques dans des zones protégées assorties d'objectifs de conservation benthique. Toutefois, un certain nombre de cadres de soutien décisionnel et d'autres directives ministérielles ont été élaborés pour déterminer le niveau de risque écologique de la pêche et d'autres activités humaines sur les communautés et les caractéristiques benthiques, et ils peuvent être mis à contribution dans ce processus.

### **2.4.1 Cadres d'évaluation du risque écologique pour les coraux et les éponges**

Un outil clé pour la mise en œuvre de la *Politique de gestion de l'impact de la pêche sur les zones benthiques vulnérables* est le [Cadre d'évaluation du risque écologique pour les communautés à prédominance de coraux d'eau froide et d'éponges](#) (CERE ZBV; MPO 2019b). Le CERE ZBV est un processus visant à déterminer le niveau de risque écologique d'une activité de pêche et ses répercussions sur les zones benthiques. Il a été élaboré en tenant compte spécifiquement des communautés à prédominance de coraux d'eau froide et d'éponges, appelées ZBI. L'application du CERE ZBV à d'autres habitats, communautés et espèces benthiques exigera des modifications. Il importe également de garder à l'esprit que ce cadre ne porte que sur la composante écologique du risque.

La méthode d'évaluation du CERE ZBV s'inspire de façon générale des cadres d'évaluation du risque décrits par Fletcher (2005) et Hobday *et al.* (2011). L'objectif principal consiste à présenter aux gestionnaires une estimation du degré de risque qu'une activité de pêche réalisée à l'aide d'un type d'engin précis cause des dommages graves ou irréversibles à des ZBI. L'un des objectifs secondaires du processus est de fournir des conseils sur les mesures de gestion possibles pour atténuer ou éviter les dommages graves ou irréversibles à des zones benthiques importantes.

Le processus d'évaluation du risque évalue les données disponibles sur l'interaction entre le type d'engin utilisé et la zone benthique importante concernée. Elle comprend les étapes

---

suivantes : estimation de l'incidence et de la probabilité d'un chevauchement entre la ou les zones benthiques importantes et l'activité de pêche qui est effectuée à l'aide du type d'engin à l'étude (plage : 1 à 4 pour chacune), et constitution de la matrice de risque; cotation du risque (plage : 1 à 16); catégorisation du risque (faible à élevé). Des conseils sur les options de gestion sont présentés en fonction du niveau de risque déterminé.

#### **2.4.2 Cadre d'évaluation du risque écologique de la Région du Pacifique**

Le CERE ZBV est un processus simplifié qui ne tient compte que des effets directs d'un seul type d'engin de pêche sur des zones benthiques importantes en général. Afin de faciliter l'examen de demandes plus complexes et d'appuyer l'approche écosystémique en matière de gestion, la région du Pacifique du MPO a élaboré un cadre plus vaste d'évaluation du risque écologique (CERE) qui évalue les menaces ponctuelles et cumulatives des facteurs de stress associés à diverses activités anthropiques pour des composantes importantes des écosystèmes (O *et al.* 2015). Cette approche a été guidée par d'autres initiatives d'évaluations du risque, dont l'*Australian Ecological Risk Assessment for the Effects of Fishing framework* (Hobday *et al.* 2011; Williams *et al.* 2011), des cadres de risque élaborés au MPO (Park *et al.* 2010; Hardy *et al.* 2011; Holt *et al.* 2012) et ceux appliqués aux États-Unis (Samhuri et Levin 2012). Les composantes écologiques importantes (CEI) sont des composantes écologiques jugées importantes pour la santé et le fonctionnement de l'écosystème particulier et peuvent être sélectionnées au niveau de l'espèce, de l'habitat, ou de la communauté ou l'écosystème. Le cadre consiste en une phase d'établissement de la portée, au cours de laquelle les CEI, les activités anthropiques et les facteurs de stress connexes sont déterminés. Les CEI sont ensuite consignées dans un tableau en regard des facteurs de stress et l'interaction potentielle de chaque paire CEI-facteur de stress est évaluée (1 indique une interaction potentielle négative et 0 suppose qu'il n'y a pas d'interaction négative selon les connaissances actuelles). Cette première évaluation est suivie d'une évaluation du risque dans le cadre de laquelle les composantes de l'exposition et des conséquences (divisées en éléments de résilience et de rétablissement) sont notées pour les facteurs de stress et les CEI qui devraient interagir. Le CERE offre trois options d'évaluation du risque : niveau 1 (qualitatif), niveau 2 (semi-quantitatif) ou niveau 3 (quantitatif).

À ce jour, l'utilité du processus CERE a été évaluée par l'application d'une évaluation du risque de niveau 1 (qualitatif) à la zone de gestion intégrée de la côte nord du Pacifique (ZGICNP; Murray *et al.* 2016) et d'évaluations du risque de niveau 2 (semi-quantitatif) à trois ZPM dans la région du Pacifique : la ZPM du mont sous-marin SGaan Kinghlas-Bowie et la ZPM du champ hydrothermal Endeavour (MPO 2015b), ainsi que la ZPM des récifs d'éponges siliceuses du détroit d'Hécate et du bassin de la Reine Charlotte (ZPM DH/BRC; Hannah *et al.*, original non publié). Dans ces demandes antérieures, les CEI sélectionnées à l'étape de la délimitation correspondaient à l'objectif de conservation ou étaient liées à ses éléments. Ainsi, pour la ZPM DH/BRC dont l'objectif de conservation est de « *conserver la diversité biologique, l'habitat structurel et les fonctions écosystémiques des récifs d'éponges siliceuses* », les CEI comprennent les espèces d'éponges siliceuses hermatypiques et la matrice de squelettes du récif d'éponges siliceuses. Des modèles de séquence des effets ont été utilisés pour identifier les facteurs de stress associés à chaque activité humaine en cause, dont la pêche, et l'interaction de la paire CEI-facteur de stress a été évaluée et cotée dans le cadre de l'évaluation du risque.

#### **2.4.3 Module des risques du Programme des océans**

Le Programme des océans élabore un module sur les risques associés à la gestion des océans qui fournira une orientation pratique et établira des exigences obligatoires pour les praticiens

---

des océans du MPO qui effectuent des évaluations du risque visant à éclairer les décisions en matière de gestion des océans au Canada. L'orientation est conforme à la norme internationale de gestion des risques ISO 31000:2009, mais adaptée aux besoins particuliers du Programme des océans sur le plan de l'application. Le module comporte des critères de risque normalisés pour l'impact, la probabilité et l'incertitude, un ensemble de termes de gestion du risque et des consignes pour la tolérance au risque, l'évaluation des risques et le traitement des risques.

L'une des applications de l'approche axée sur le risque consiste à éclairer la prise de décisions concernant l'interdiction et l'autorisation d'activités dans une zone de protection marine établie en vertu de la *Loi sur les océans*. La détermination s'effectue selon le risque que posent les activités humaines pour l'atteinte des objectifs de conservation de la ZPM. Les activités de recherche et de surveillance scientifiques sont abordées dans le cadre du processus de planification des activités décrit dans le règlement sur la ZPM. Le processus de planification des activités permet d'évaluer ces activités au cas par cas afin d'assurer la compatibilité avec l'atteinte des objectifs de conservation de la ZPM. Les activités de recherche et de surveillance scientifiques qui compromettent l'atteinte des objectifs de conservation de la ZPM ne seraient pas approuvées.

À l'étape de l'établissement et de la conception de la ZPM, les praticiens des ZPM doivent formuler des conditions fondées sur le risque pour l'approbation du plan d'activités visant la réalisation d'activités de recherche et de surveillance scientifiques dans la ZPM. Ces conditions d'approbation doivent être incluses dans le règlement sur la ZPM.

Une autre application de l'approche du risque est à l'étape de la gestion de la ZPM une fois qu'elle est désignée. Les praticiens doivent effectuer une analyse du risque pour évaluer les risques des activités proposées, y compris les activités de recherche et de surveillance scientifiques, à partir de l'information soumise par le promoteur dans le cadre du plan d'activités. Cela permet de déterminer si le plan d'activités pour entreprendre des activités de recherche et de surveillance scientifiques sera approuvé ou non.

Les principaux éléments du module des risques pertinents pour le présent rapport sont les critères de risque normalisés permettant de déterminer l'incidence d'une activité sur la priorité de conservation. Ces éléments doivent être utilisés pour comprendre et gérer le risque associé à la recherche et la surveillance scientifiques par rapport à l'atteinte des objectifs de conservation de la ZPM. L'échelle à laquelle les impacts sont attendus est essentielle à l'interprétation du module des risques du Programme des océans. Par conséquent, même si une activité scientifique impliquant un contact avec le fond peut être destructrice à un endroit donné, elle peut ne pas avoir d'impact aux niveaux préoccupants, d'où l'importance des considérations décrites dans le présent document de recherche et dans le cadre d'autorisation qui les rassemble.

#### **2.4.4 Autres directives ministérielles sur les impacts des activités humaines sur les habitats benthiques**

Le [Plan de conservation pour les coraux et les éponges d'eau froide de la Région du Pacifique](#) (MPO 2010a) et la [Stratégie de conservation des coraux et des éponges de l'est du Canada](#) (MPO 2015a) examinent les activités humaines connues pour avoir une incidence sur les coraux et les éponges d'eau froide. Parmi ces activités humaines, un sous-ensemble est pertinent pour les relevés scientifiques qui sont effectués avec des engins de fond et qui peuvent avoir des répercussions négatives sur les coraux et les éponges d'eau froide (et d'autres communautés et caractéristiques benthiques ayant des objectifs de conservation définis). Ces activités sont la pêche, l'introduction d'espèces aquatiques envahissantes et la

---

recherche directe (par exemple, la collecte d'échantillons scientifiques) ou la récolte commerciale.

Le secteur Sciences du MPO a également publié plusieurs avis scientifiques sur les impacts des engins de pêche sur les habitats benthiques, y compris les coraux et les éponges, dont il est question plus en détail ci-après. Il a été déterminé que les engins de fond mobiles ont le plus d'impact sur les coraux et les éponges, en raison de l'étendue du fond marin touché et de la force exercée (MPO 2006, 2010b, 2010c). Les impacts des engins mobiles sur les coraux et les éponges d'eau froide ont été abondamment documentés (Freese *et al.* 1999; Chuenpagdee *et al.* 2003; Ardron et Jamieson 2006), mais les effets d'autres types d'engins, comme les casiers et les pièges, sur les coraux et les éponges d'eau froide n'ont pas été aussi bien étudiés. Dans tous les cas, les impacts ont généralement été quantifiés à l'échelle des activités de pêche commerciale, et pas nécessairement à l'échelle des activités de recherche.

### **3. IMPACTS DES ENGINES DE FOND SCIENTIFIQUES ET DE PÊCHE SUR LES ÉCOSYSTÈMES BENTHIQUES**

#### **3.1 DÉFINITIONS**

Les définitions des termes ci-dessous ont été tirées de MPO (2010b), et légèrement modifiées pour en élargir la portée s'il y a lieu, avec des ajouts du CIEM (2016).

- Sensibilité (inverse de résilience) : capacité de taxons ou caractéristiques benthiques à réagir aux impacts résultant d'un engin de pêche ou de relevé entrant en contact avec le fond, dépend des caractéristiques physiques ou des cycles biologiques qui affectent leur capacité à réagir.
- Susceptibilité : interprétée comme la vulnérabilité de taxons ou de caractéristiques aux impacts résultant des activités de pêche. Elle est influencée par la probabilité qu'un impact survienne et la sensibilité de l'attribut benthique en question
- Rétablissement : retour de l'attribut benthique à l'état à partir duquel la pêche ou l'activité de relevé a eu un impact, une fois que le facteur de stress a été retiré. Il ne s'agit pas du retour de l'attribut benthique à un état vierge, c.-à-d. avant toute pêche ou toute autre activité humaine.
- Temps de rétablissement : temps écoulé entre l'impact de l'activité courante et le retour à l'état antérieur à l'impact.
- Intervalle de récurrence : temps moyen écoulé entre l'impact des activités dans un site donné. Au minimum, les intervalles de récurrence plus courts que les temps de rétablissement devraient nuire au potentiel de rétablissement de l'attribut benthique (Thrush *et al.* 2005).

#### **3.2 RENSEIGNEMENTS TIRÉS D'ÉTUDES SUR LES IMPACTS BENTHIQUES DES PÊCHES COMMERCIALES**

Les effets de la pêche commerciale sur les espèces et les habitats benthiques ont fait l'objet de nombreuses études depuis plus de deux décennies et englobent les effets immédiats et cumulatifs. Collectivement, ces études montrent que les impacts immédiats des effets directs du chalutage de fond sont la perte d'épifaune dressée et sessile, le lissage de la morphologie de fond avec réduction de la rugosité du fond et l'élimination de taxons structurants comme les coraux et les éponges (National Research Council 2002; MPO 2006; Rijnsdorp *et al.* 2016; Sciberras *et al.* 2018). La mortalité est principalement attribuable à l'enlèvement direct, mais les

---

individus morts, moribonds et endommagés peuvent être laissés sur le fond marin, où ils peuvent être vulnérables à la prédation par les poissons et les détritivores benthiques, ainsi qu'à la maladie. Les panaches sédimentaires créés par les chaluts de fond peuvent également causer un étouffement chez les organismes filtreurs comme les éponges, ce qui peut entraîner la mort peu de temps après (Leys 2013). Le degré d'impact dépend fortement de l'activité de pêche, notamment des caractéristiques de l'engin (Jennings et Kaiser 1998), de la vitesse de remorquage, des conditions météorologiques (National Research Council 2002), de l'historique de la pêche sur le site, des régimes de perturbation naturelle, et de la composition des espèces du système benthique affecté (MPO 2006). Les impacts immédiats peuvent aller de très graves (Koslow *et al.* 2001) à mineurs (Kenchington *et al.* 2001). Les impacts les plus graves se produisent dans les habitats biogènes qui présentent une riche biodiversité et qui peuvent prendre beaucoup de temps à se former (Rijnsdorp *et al.* 2016). Une méta-analyse récente de l'appauvrissement mondial du biote du fond marin après la perturbation du chalutage de fond, fondée sur une comparaison de sites ayant connu différents degrés de pêche, a montré que les chaluts à panneau enlevaient en moyenne 6 % des organismes par passage du chalut et pénétraient jusqu'à une profondeur moyenne de 2,4 cm dans les sédiments (Hiddink *et al.* 2017), avec des impacts qui pourraient être les plus marqués sur les fonds boueux et dans les habitats biogènes (Rijnsdorp *et al.* 2016; Sciberras *et al.* 2018). Une autre méta-analyse fondée sur les résultats d'expériences d'impact d'engins mobiles a révélé que le passage d'engin moyen réduit l'abondance d'invertébrés benthiques de 26 % et la richesse des espèces de 19 % (Sciberras *et al.* 2018). La réduction de l'abondance était la plus marquée avec les engins qui pénètrent plus profondément dans les sédiments, par exemple la drague hydraulique. Les espèces plus longévives, souvent sessiles, prenaient plus de temps à se rétablir (plus de trois ans; la résolution maximale de l'étude), tandis que les taxons mobiles vivant moins longtemps prenaient moins d'un an à se rétablir, en moyenne. Les délais de rétablissement étaient également fonction de l'épuisement initial et étaient donc, en moyenne, plus courts pour les chaluts à panneau et à perche (moins d'un an) que pour les dragues remorquées et hydrauliques (plus de trois ans). Il convient de préciser que les examens de Hiddink *et al.* (2017) et Sciberras *et al.* (2018) sont fondés sur des résultats portant sur des zones bien étudiées d'eaux généralement peu profondes (< 100 m), souvent exploitées depuis longtemps. Par conséquent, les résultats pourraient ne pas s'appliquer aux impacts dans des zones non exploitées exposées à de faibles perturbations naturelles.

Dans les zones régulièrement pêchées, le rétablissement après un « trait de chalutage unique » est rapide (quelques semaines ou mois, selon la composition du fond), tandis que dans les zones où la pêche commerciale est inexistante ou interdite depuis assez longtemps pour que les communautés biologiques se soient rétablies partiellement ou complètement, l'épuisement est plus marqué et le rétablissement peut prendre des mois ou plus longtemps (Stevenson *et al.* 2004; Hiddink *et al.* 2017; Sciberras *et al.* 2018). Ces différences découlent probablement d'un changement dans la composition de la communauté favorisant les espèces aux cycles biologiques plus rapides dans les zones de pêche courante (Jennings *et al.* 2001, 2005). L'épuisement d'une importante faune émergente fixe comme les éponges, les coraux et les gorgones peut être élevé lors du premier chalutage sur une zone. D'après des études examinées pour le MPO (2010b), dans le passage d'un seul trait chalut, de 1 % à 8 % des coraux et de 20 % à 70 % des éponges étaient enlevés, et les dommages variaient parmi les coraux et les éponges restants (allant de 23 % à 100 % pour les coraux et de 14 % à 67 % pour les éponges), selon leur forme et leur taille.

Le MPO a examiné les impacts des engins mobiles sur le fond marin et le benthos (MPO 2006) et les impacts d'autres engins, y compris les palangres, les filets maillants, les pièges et les casiers (MPO 2010c). Ces rapports concluaient que les impacts des engins de fond sont initialement plus importants sur les fonds sablonneux et boueux que sur les fonds durs et



---

complexes, mais que la durée de l'impact est habituellement plus longue dans le cas d'un fond dur et complexe que dans le cas d'un fond sablonneux, et probablement plus longue que dans le cas d'un fond boueux (MPO 2006). Les deux rapports traitaient des mesures d'atténuation qui pourraient réduire la gravité des impacts et soulignaient l'importance d'évaluations propres à chaque cas, compte tenu des nombreuses combinaisons possibles d'engins, d'antécédents de pêche, de type de fond et d'espèces. Toutefois, on estimait légitime de procéder à une extrapolation prudente de l'information entre les sites lorsqu'il est raisonnable de le faire (MPO 2006).

Parmi tous les engins de pêche, les chaluts de fond sont généralement considérés comme ceux ayant le plus grand impact sur les habitats benthiques en raison de la configuration du filet, des composantes du filet qui entrent en contact avec le fond marin (portes de chalut, bourrelets, etc.), et en particulier de l'échelle de la zone balayée interprétée comme étant la zone balayée entre les panneaux pendant un trait de chalut (Morgan et Chuenpagdee 2003; Pham *et al.* 2014; Clarke *et al.* 2015). Les panneaux pénètrent plus profondément dans les sédiments, produisant un étroit sillon qui peut atteindre jusqu'à 35 cm de profondeur dans la boue et jusqu'à 10 cm de profondeur dans les sédiments plus grossiers, du moins en ce qui concerne les chaluts commerciaux (Lucchetti et Sala 2012; Eigaard *et al.* 2016; O'Neill et Ivanovic 2016). Les bras du chalut (lignes de dragage, ou « sweep lines ») représentent la plus grande partie de la zone draguée, mais elles semblent avoir moins d'impact sur le fond marin, avec une pénétration de quelques centimètres en surface, ou même nulle (Buhl-Mortensen *et al.* 2013; O'Neill et Ivanovic 2016). Même si les bras ne pénètrent pas dans les sédiments, elles peuvent briser ou déloger des organismes benthiques émergents ou de grande taille par un effet de cisaillement (Ewing et Kilpatrick 2014).

Les engins fixes de fond comme les palangres, les casiers et les filets maillants ont généralement un impact moindre que les engins de chalutage car leur empreinte est généralement plus petite, mais l'impact peut quand même être important (Wareham et Edinger 2007; Suuronen *et al.* 2012; Pham *et al.* 2014; Clarke *et al.* 2015). La plupart des dommages sont causés pendant les processus de déploiement et de récupération, qui provoquent le déplacement latéral des engins qui sont munis de palangres (Sampaio *et al.* 2012; Ewing et Kilpatrick 2014; Welsford *et al.* 2014), et par le traînage des casiers sur le fond marin, particulièrement pendant la récupération lorsque les casiers sont déployés en chapelets (Wareham et Edinger 2007; Doherty *et al.* 2018). Les engins fixes peuvent également osciller latéralement en raison des mouvements causés par les prises, les courants de fond et les tempêtes. Bien que certains taxons émergents dotés de structures corporelles flexibles puissent plier et résister à l'effet de cisaillement causé par les engins, les organismes fixés et ceux dont les formes sont fragiles peuvent subir des dommages (Eno *et al.* 2001; Ewing *et al.* 2014). Dans le cadre d'une étude détaillée menée dans les eaux profondes de l'océan Austral, Ewing *et al.* (2014) ont constaté que les mouvements latéraux à partir d'un seul ensemble de palangre benthique tuaient ou endommageaient généralement moins de 30 %, mais jusqu'à 45 %, des individus de taxons benthiques sensibles. Les engins perdus, en particulier les filets maillants, les casiers et les pièges qui ne sont pas munis de dispositifs d'évasion solubles adéquats, peuvent emprisonner les poissons pendant de longues périodes et entortiller et endommager des taxons émergents fragiles. Les engins perdus contribuent à la pollution marine et, selon les matériaux utilisés (Thomsen *et al.* 2010), peuvent se décomposer en petits morceaux appelés microplastiques, lesquels sont dangereux pour la faune benthique comme les coraux (Hall *et al.* 2015).

De récentes recherches sur les impacts du chalutage sur les communautés benthiques ont examiné les changements dans la composition fonctionnelle des assemblages à partir de caractéristiques biologiques plutôt qu'à partir d'une seule espèce (Bolam *et al.* 2014). Cette

---

approche permet d'évaluer les impacts du point de vue de la fonction de l'écosystème et comporte des liens directs avec les exigences de la politique internationale (UNGA 61/105) qui préconisent une évaluation des impacts négatifs importants de la pêche au niveau de l'écosystème, soit l'EMV (FAO 2009). Dans la plupart des cas, il est peu probable que les relevés par chalut du MPO qui sont effectués à de faibles densités d'échantillonnage et qui échantillonnent de façon aléatoire dans l'espace aient une incidence sur la fonction de l'écosystème. Toutefois, si des relevés annuels causent un épuisement en série de l'habitat, comme ce pourrait être le cas pour les espèces longévives à faible recrutement et à répartition restreinte, et où les opérations de relevé sont menées avec une forte densité, la fonction de l'écosystème local pourrait être touchée.

Les cadres existants fondés sur les caractéristiques répartissent en fait ces caractéristiques en deux grandes catégories : l'exposition à l'engin et la sensibilité au moment du contact (Hewitt *et al.* 2011; Bolam *et al.* 2014, 2017; Clark *et al.* 2016). Ces caractéristiques sont résumées au tableau 3. L'exposition est liée à la forme du taxon, c'est-à-dire dressé ou émergent à la surface, et à la position de vie dans les sédiments. Les grandes espèces qui vivent à la surface seront susceptibles d'être brisées, broyées ou délogées par tous les engins de fond, tandis que les espèces qui vivent dans les sédiments seront affectées à des degrés différents selon leur position et la pénétration de l'engin dans les sédiments. La sensibilité au contact dépend principalement de la fragilité du taxon, ceux munis d'exosquelettes ou de structures rigides étant souvent associés à une fréquence plus élevée de dommages ou de mortalité. La sensibilité dépend également de la taille du corps, probablement en partie en raison de la relation entre la force de l'impact, la masse corporelle et la dynamique des fluides.

Bon nombre de relevés de recherche s'effectuent à faible densité d'échantillonnage (ensembles par km<sup>2</sup>) et utilisent une forme quelconque de sélection aléatoire de stations. Par conséquent, il est probable que les impacts du premier passage d'un « trait unique » soient plus importants que les impacts cumulatifs, sauf dans les situations où les temps de rétablissement des espèces, des caractéristiques ou des habitats sont très longs. Les situations où des stations fixes sont échantillonnées font exception, bien que dans ces cas, l'impact spatial soit probablement beaucoup plus faible et probablement le plus important lorsque l'espace protégé est lui aussi petit. Les impacts cumulatifs sont également bien étudiés et montrent une perte de biomasse et un changement dans la composition des espèces plus importants que dans un seul passage de l'engin (Hiddink *et al.* 2006). Il y a aussi un changement dans les traits biologiques associés aux espèces benthiques avec la perte de taxons fixés, fragiles, épifauniques et filtreurs, l'augmentation des détritivores motiles et des filtreurs fouisseurs robustes (Bolam *et al.* 2014), et une transition générale vers des espèces ayant des taux de renouvellement élevés (Jennings *et al.* 2001, 2005).

### **3.3 IMPACT ET RÉTABLISSEMENT – CORAUX, ÉPONGES ET AUTRES ESPÈCES VULNÉRABLES**

Les habitats biogènes des coraux et des éponges d'eau froide (récifs, plancher océanique, etc.), ainsi que les bouches hydrothermales et les suintements froids, ont été désignés comme devant être protégés dans les politiques canadiennes et internationales (FAO 2009; MPO 2011, 2015a). Ces espèces, communautés et habitats ont une faible résilience, sont gravement touchés par les engins de pêche de fond, et présentent une faible capacité à se rétablir de leurs effets (Rijnsdorp *et al.* 2016). Les individus de certaines de ces espèces peuvent avoir une vie extrêmement longue (de 100 à plus de 1 000 ans) et le temps nécessaire au développement de l'habitat biogène peut être encore plus long. De nombreuses espèces sont endémiques dans ces habitats uniques et restreints dans l'espace, de sorte que les dommages peuvent entraîner la fragmentation de la population, la perte de la biodiversité ou l'extinction (p. ex. récifs

---

d'éponge siliceuse du Pacifique; Conway *et al.* 1991, 2007; Dunham *et al.* 2018a, 2018b). Boutillier *et al.* (2010) fournissent des détails sur les traits du cycle biologique des coraux et des éponges dans le cadre des lignes directrices de la FAO (2009). Le tableau 4 résume le pronostic de rétablissement des éponges d'eau froide directement affectées par l'engin ou la sédimentation conséquente, extrait de leurs travaux.

De façon plus générale, le degré d'impact et le pronostic de rétablissement d'un site dépendent à la fois de la nature de l'impact (p. ex. type et ampleur) et des caractéristiques de l'espèce touchée. Certaines espèces de coraux et d'éponges sont plus vulnérables ou sensibles que d'autres. Pour évaluer le degré de vulnérabilité et de sensibilité d'une espèce aux activités de pêche, les facteurs suivants, qui sont également pertinents pour toute faune benthique touchée par les activités de pêche, ont été proposés (MPO 2019b) :

- aire de distribution et répartition spatiale;
- morphologie et composition squelettique (rigide ou flexible);
- moyens de fixation au substrat;
- caractéristiques du cycle biologique;
- préférences en matière d'habitat.

À partir des résumés de Hewitt *et al.* (2011), Clark *et al.* (2016) ont défini des catégories de sensibilité pour les taxons benthiques des grands fonds qui sont pertinentes ici, particulièrement pour les coraux, les éponges et les autres taxons sensibles. Le tableau 5 présente une version modifiée du tableau 5 de Clark *et al.* (2016).

Le potentiel de rétablissement des coraux, des éponges et autres espèces benthiques après une perturbation par des engins de pêche est également déterminé par les caractéristiques des espèces touchées (FAO 2009; MPO 2019b), notamment :

- potentiel de recrutement;
- distance par rapport à d'autres sources potentielles de colonisateurs;
- âge à la première maturité sexuelle;
- stratégies de reproduction;
- âge maximal (longévité);
- taux de croissance.

### **3.4 IMPACTS ET RÉTABLISSEMENT DU BIOTE BENTHIQUE – EXEMPLES ET LEÇONS TIRÉES DES EXPÉRIENCES DU CANADA ATLANTIQUE**

La sensibilité et le rétablissement de l'écosystème benthique à la suite de l'impact de la pêche ont été étudiés pour les chaluts à panneau, les dragues hydrauliques et les dragues à pétoncle dans le Canada atlantique. Dans tous les cas, les expériences ont été menées dans des régions déjà perturbées par la pêche commerciale et qui connaissaient un certain degré de perturbation naturelle à grande échelle. Les études suivantes peuvent donc fournir des estimations des impacts de la perturbation et des délais de rétablissement susceptibles d'être pertinentes pour les relevés utilisant les mêmes engins dans ces habitats, mais ne sont pas pertinentes pour les habitats qui ont évolué en l'absence de perturbation naturelle à grande échelle.

---

Au cours des années 1990, une expérience de chalutage à panneau a été menée sur trois ans dans le Grand Banc de Terre-Neuve et le banc Western de la plate-forme Néo-Écossaise, en utilisant des sites d'impact et de référence (Gordon *et al.* 2008). Il s'agissait de l'une des premières expériences menées dans des régions de pêche extracôtières. Dans chaque zone d'impact, une perturbation importante par un chalut à panneau (de 12 à 14 rangs sur la même ligne au moyen d'un chalut Engels 145) a été créée chaque année pendant trois ans. Des relevés de l'habitat et des organismes du fond marin ont été effectués avant et après le chalutage chaque année dans les sites d'impact et de référence à l'aide de divers outils acoustiques, d'imagerie et d'échantillonnage.

L'expérience du Grand Banc a été réalisée sur un fond de mer sablonneux de haute énergie d'une profondeur de 120 à 146 m. Des impacts immédiats significatifs ont été observés sur la biomasse de grands organismes de surface comme le crabe des neiges, le clypéastre, l'ophiure, l'oursin vert et la main de mer, qui ont tous affichés des baisses significatives (Prena *et al.* 1999). Les impacts sur les organismes vivant dans les sédiments étaient relativement mineurs et se limitaient principalement à certaines espèces de vers (Kenchington *et al.* 2001). Aucun effet n'a été observé sur les mollusques, et le rétablissement des espèces touchées s'est effectué dans un délai d'un an.

Les effets du chalutage à panneau répétitif sur un écosystème de fond de gravier ont été évalués dans le banc Western (Gordon *et al.* 2008). Il s'agit de l'une des très rares études pluriannuelles sur les impacts des chaluts à panneau réalisées sur des fonds marins de gravier, un type d'habitat considéré comme particulièrement vulnérable à l'action des engins de pêche de fond. L'expérience s'est déroulée au sein de l'alevine de d'aiglefin de 4TVW, délimitée en 1987 et fermée depuis à la plupart des types de chalutiers. Les organismes les plus touchés étaient les espèces épifauniques comme la modiole et le polychète tubicole, qui représentaient 90 % de la biomasse au départ et qui ont diminué à 77 % au cours des trois années de l'expérience, ce qui dénote des impacts à plus long terme de la perturbation annuelle du chalutage.

Il ressort à la fois de l'expérience dans le banc Western et de l'expérience parallèle dans le Grand Banc que les chaluts à panneau ont leurs plus grands impacts sur les organismes épibenthiques exposés à un contact direct avec l'engin. Dans l'ensemble, les résultats montrent clairement que les impacts immédiats des chaluts à panneau étaient plus marqués dans le fond sablonneux étudié dans le Grand Banc que sur le fond de gravier visé par l'expérience sur le banc Western. Toutefois, l'habitat et les communautés touchés sur le Grand Banc se sont rétablis en environ un an, alors que sur le banc Western, le rétablissement a été considérablement plus long et devrait prendre au moins cinq ans.

Une expérience de trois ans de conception semblable a été menée sur le banc Banquereau, un banc sablonneux extracôtier profond (de 70 à 80 m) sur la plate-forme Néo-Écossaise (Gilkinson *et al.* 2003, 2004, 2005), pour étudier les impacts du dragage hydraulique des myes. Les sillons créés par les dragues ont radicalement modifié la microtopographie du fond marin. Les sillons se sont dégradés avec le temps et ont emprisonné des coquilles vides, ce qui a modifié le substrat superficiel. Les sillons étaient encore évidents 10 ans plus tard, même s'ils n'étaient qu'à peine détectables à l'aide d'un sonar latéral dans la plupart des zones (Gilkinson *et al.* 2015). La densité des tubes de mye dans les sillons a subi une diminution allant jusqu'à 90 %, et aucun signe de rétablissement n'a été observé sur trois ans. Immédiatement après le dragage, la plupart des espèces ont diminué en abondance. Un grand nombre de pitots ont été excavés et sont morts par la suite sur la surface du fond marin. Après deux ans, les espèces opportunistes de vers et de crustacés à croissance rapide étaient plus abondantes qu'avant les perturbations. Les bivalves ciblés ont connu une réduction allant jusqu'à 67 %, et ne présentaient aucun signe de rétablissement après deux ans. Les perturbations du dragage ont

---

eu un impact majeur sur l'abondance relative d'organismes du fond marin, et le plein rétablissement n'a été observé que dix ans plus tard (Gilkinson *et al.* 2015).

Dans les années 2000, une expérience de dragage à pétoncle à moindre échelle sur deux ans, examinant une gamme d'intensités de dragage allant de 0 à 14, a été menée dans deux zones côtières du golfe du Saint-Laurent, avec échantillonnage d'animaux endo et épibenthiques avant, après, et un an après le dragage (LeBlanc *et al.* 2015). Les auteurs ont trouvé peu de taxons qui étaient affectés de façon significative par le dragage immédiatement et l'année suivante. Par contre, les fluctuations à court terme de l'abondance naturelle dans les parcelles expérimentales étaient beaucoup plus courantes et d'une ampleur semblable à celle estimée pour une pêche assez intense, comme cela ne se produirait que dans des zones géographiques très limitées de la pêche commerciale. Les expériences ont été menées dans des zones qui étaient fermées à la pêche au pétoncle depuis un certain temps, mais qui peuvent être exposées à des perturbations naturelles, de sorte que les taxons résidents pourraient résister à certaines perturbations. Cette situation contraste quelque peu avec celle des autres études susmentionnées. Néanmoins, l'absence générale d'impacts de dragage estimée par LeBlanc *et al.* (2015) se démarquait d'autres études réalisées dans des environnements similaires (p. ex. Collie *et al.* 2000; Kaiser *et al.* 2006), ce que les auteurs, et d'autres auteurs ayant des résultats semblables (Pitcher *et al.* 2009) ont attribué aux plans expérimentaux déficients (p. ex. réplication faible ou nulle, effets naturels et expérimentaux confondus) utilisés dans de nombreuses études antérieures. Le recours à une méthode d'examen systématique (Hughes *et al.* 2014), qui fait appel à des études en fonction de leur qualité et de leur pertinence, a donné lieu à des méta-analyses plus représentatives et robustes des études d'impact des engins (Hiddink *et al.* 2017; Sciberras *et al.* 2018). Les résultats d'études corroborées par l'examen systématique de Hughes *et al.* (2014), ou qui répondent à des critères semblables aux leurs, sont probablement ceux qui conviennent le mieux à l'élaboration d'avis scientifiques concernant les impacts des engins de fond.

#### **4. RELEVÉS EN CONTACT AVEC LE FOND DANS LES EAUX MARINES CANADIENNES**

Dans la présente section, nous présentons un résumé des relevés en contact avec le fond menés dans les eaux marines du Canada, y compris les données recueillies lors de ces relevés, les avis scientifiques qui sont appuyés par ces données, et les descripteurs de l'impact potentiel des relevés sur la faune benthique et ses caractéristiques. Les résumés se limitent aux relevés qui utilisent des engins de fond et excluent donc les relevés sans contact important avec le fond dans le cadre de leur exécution normale, comme les relevés aériens, acoustiques, de plongée et par chalut pélagique. Les résumés se limitent également aux relevés existants, suivis et réguliers. Par conséquent, les résumés excluent également les relevés ponctuels visant à caractériser la biodiversité démersale et benthique ou les caractéristiques géologiques d'une zone. L'accent mis sur les relevés suivis et réguliers est en partie pragmatique, parce que la liste des relevés ou des projets ponctuels à petite échelle pourrait être très longue. Cet accent est également pratique parce que l'évaluation des relevés concernant leur admissibilité dans des zones protégées sera généralement plus simple pour les relevés ponctuels que pour les relevés suivis, où l'ensemble des considérations et des compromis énoncés dans le présent rapport seront généralement pris en compte dans le processus décisionnel.

Selon ces critères de sélection, tous les relevés sélectionnés comportent l'utilisation d'un certain type d'engin de pêche et comptent la surveillance des ressources halieutiques parmi leurs objectifs. Il n'y a pas eu de relevés répondant aux critères d'inclusion qui ont été menés à l'aide de la surveillance vidéo ou de prises ou de carottage benthiques.

---

## 4.1 APERÇU DES RELEVÉS EXISTANTS

Cinquante-huit relevés de recherche récurrents avec contact de fond se déroulant dans les eaux côtières, de plateau et de pente au Canada ont été recensés (tableau 6). La majorité des relevés visent principalement à recueillir des données ou à fournir des conseils à l'égard d'espèces uniques ou d'un petit groupe d'espèces apparentées, et environ les deux tiers des relevés ciblent des espèces d'invertébrés benthiques. Vingt-deux relevés sont considérés comme des relevés plurispécifiques ou sont régulièrement mis à contribution pour formuler des conseils scientifiques sur plusieurs espèces.

Vingt-six des relevés sont effectués au moyen d'un chalut de fond, dont 15 sont principalement des relevés plurispécifiques annuels. Les relevés plurispécifiques par chalut figurent parmi les relevés de surveillance des écosystèmes menés de plus longue date au Canada, et plusieurs relevés sont en cours depuis les années 1970 (Chadwick *et al.* 2007). Ces relevés synoptiques couvrent également les plus grandes superficies parmi les divers relevés énumérés au tableau 6, avec une base d'échantillonnage combinée de plus de 1,5 million de km<sup>2</sup> après avoir tenu compte des chevauchements. La plupart des relevés plurispécifiques par chalut sont réalisés par le MPO (Canada), mais d'autres pays participant à la gestion conjointe des stocks avec le Canada effectuent également des relevés par chalut sur le banc de Georges et la plate-forme Néo-Écossaise (États-Unis) et certaines parties des Grand Bancs et du bonnet Flamand (Espagne et Portugal).

Il y a sept grands relevés par casier ou piège menés pour une seule espèce, dont la plus importante cible le crabe des neiges, principalement sur les plates-formes de Terre-Neuve et du Labrador (tableau 6).

Les relevés d'espèce unique par chalut pour le pétoncle sont menés par toutes les régions administratives du MPO ayant compétence sur les côtes du Pacifique et de l'Atlantique (tableau 6). Ces relevés sont limités aux régions de pêche au pétoncle, avec une superficie totale d'environ 50 000 km<sup>2</sup>.

Des relevés benthiques à la palangre s'effectuent dans les trois océans du Canada et sont habituellement réalisés par des partenaires de la pêche commerciale. Ces relevés suivent un plan d'échantillonnage scientifique et visent habituellement une seule espèce de poisson de fond.

Enfin, cinq relevés font appel à des filets maillants de fond. Deux d'entre eux sont des relevés de pêche sentinelle menés par des partenaires de l'industrie avec la participation du MPO pour le plan d'échantillonnage scientifique, et qui sont en place depuis le milieu des années 1990 dans le nord du golfe du Saint-Laurent et la côte de Terre-Neuve. Ces relevés fournissent des indices d'abondance pour la morue de l'Atlantique dans des zones qui, souvent, ne sont pas accessibles au chalutage de fond plurispécifique, parce que le fond marin n'est pas propice au chalut. En plus des pêches sentinelles, le MPO effectue un relevé par filet maillant dans le fjord du Saguenay et un relevé de petite envergure du hareng par filet maillant dans le sud du golfe du Saint-Laurent (sGSL). Il convient de souligner que les relevés du hareng par filet maillant menés autour de Terre-Neuve n'ont pas été inclus parce qu'à la différence du relevé dans le sGSL, les filets maillants sont pélagiques plutôt que fixés au fond.

## 4.2 INFORMATION ET ÉCHANTILLONS RECUEILLIS PAR LES RELEVÉS

L'information la plus élémentaire recueillie par l'ensemble des relevés énumérés au tableau 6 est le nombre ou le poids de chaque espèce saisie dans chaque trait, qui peut servir à estimer la taille relative de la population. Les autres mesures prises sur des animaux individuels comprennent souvent la taille et le poids corporel, ainsi que le poids d'organes individuels qui

---

fournissent de l'information sur le stockage d'énergie et l'investissement dans la reproduction. En outre, d'autres échantillonnages au niveau individuel peuvent être effectués pour la détermination du sexe et de la maturité, la collecte de tissus pour déterminer l'âge et la collecte de tissus ou de contenus stomacaux pour l'analyse du régime alimentaire, entre autres paramètres. Bon nombre des relevés constituent également des plate-formes importantes pour l'échantillonnage océanographique synoptique visant à recueillir des données physiques, biologiques et chimiques. La collecte simultanée de ces données variées au même endroit est importante pour la modélisation des populations et des communautés, ainsi que pour la modélisation des associations espèce-habitat et des changements dans la répartition des espèces découlant des changements environnementaux (Chouinard et Dutil 2011; Pinski *et al.* 2013; Shackell *et al.* 2014).

Les relevés sont tous menés selon un plan d'échantillonnage formel cohérent sur le plan temporel. Tous les relevés par engin mobile, sauf ceux visant le crabe des neiges, suivent un plan aléatoire où les lieux de pêche sont sélectionnés au hasard dans chaque strate. À l'inverse, la plupart des relevés par engin fixe suivent un plan à stations fixes (tableau 6). Le respect de ces plans d'échantillonnage garantit que les indices d'abondance dérivés sont (idéalement) sans biais et représentatifs de la zone d'échantillonnage (domaine). En outre, les plans permettent généralement de s'assurer que la précision des estimations est aussi élevée que possible. Lorsque les données sont recueillies et analysées en fonction des plans d'échantillonnage, les estimations résultantes seront également représentatives du domaine d'échantillonnage. Ainsi, dans la mesure où un relevé couvre la zone de répartition d'une population, l'information recueillie sur la taille, l'âge, l'état de maturité, le régime alimentaire, etc., peut permettre d'obtenir des estimations pour ces paramètres qui sont représentatives de la population.

En plus des données qui sont recueillies régulièrement et utilisées dans la prestation de conseils scientifiques à des fins de gestion des ressources, les relevés servent souvent de plate-forme principale d'échantillonnage pour de nombreuses études scientifiques particulières. Ces demandes d'échantillonnage des chercheurs du MPO et de divers établissements universitaires sont souvent si nombreuses qu'elles doivent être approuvées selon leur priorité avant le début des relevés pour s'assurer que l'échantillonnage peut être effectué sans compromettre les objectifs premiers des relevés. Les types de demandes et les espèces ciblées sont trop vastes pour être résumés ici, mais comprennent de plus en plus la collecte de tissus pour l'analyse génétique et génomique. Les relevés sur une seule espèce en particulier servent souvent de plate-forme pour le marquage des animaux remis à l'eau. Ces programmes de marquage sont utilisés directement dans les évaluations des stocks pour mieux connaître la taille de la population ou les taux démographiques (p. ex. mortalité) ou de mouvement (migration) importants. Ils sont également utilisés pour la pose d'étiquettes visant à caractériser les mouvements des animaux et l'utilisation de l'habitat.

### **4.3 AVIS SCIENTIFIQUES APPUYÉS PAR LES RELEVÉS EXISTANTS**

Les relevés de fond réguliers existants contribuent à la création d'une grande diversité d'avis scientifiques. Dans bien des cas, les données des relevés sont la pierre angulaire de ces avis (Clayton *et al.* 2014). Les relevés produisent des indices d'abondance pour les évaluations analytiques et l'information sur la diversité et la répartition des espèces, qui servent à déterminer les zones de conservation et à élaborer des indicateurs pour les écosystèmes. En outre, ils constituent l'unique source d'information sur l'abondance et la répartition des espèces commerciales secondaires, qui ne font pas l'objet d'une évaluation analytique, et sur les espèces de prises accessoires, qui doivent être surveillées en lien avec les impacts potentiels de la pêche commerciale.

---

Tous les relevés réguliers existants résumés au tableau 6 recueillent des données démographiques sur une ou plusieurs espèces d'intérêt commercial actuel ou antérieur. Cette information est utilisée dans les évaluations des stocks pour produire des conseils scientifiques sur la gestion durable des pêches. Bien que les évaluations ne s'effectuent pas nécessairement chaque année, celles qui reposent sur des indices d'abondance dérivés d'un relevé exigent habituellement des estimations annuelles de l'abondance relative. Des conseils sur l'abondance des stocks, les tendances à court terme projetées et la productivité sont nécessaires pour les pêches qui sont gérées principalement en fonction des extrants (débarquements) au moyen de quotas. Ces conseils sont habituellement considérés comme plus précis et fiables lorsqu'ils sont appuyés par une surveillance indépendante à long terme et de grande qualité de l'abondance des pêches parce que les relevés sont plus susceptibles de suivre l'abondance (Hilborn et Walters 1992).

En l'absence de relevés scientifiques, ces conseils s'appuient sur des indices d'abondance dérivés de données dépendantes des pêches. Souvent, les indices dépendants des pêches ne sont pas proportionnels à l'abondance et il existe un risque élevé de ne pas détecter des diminutions de l'abondance des stocks (Hilborn et Walters 1992). Il convient de rappeler que le recours excessif aux taux de prises de pêche commerciale, qui a produit une perception positivement biaisée de l'abondance de la morue du Nord dans les années 1980 en raison de l'augmentation de l'efficacité de la récolte au fil du temps, a contribué à la surpêche et à l'effondrement des stocks (Hutchings et Myers 1994; Walters et Maguire 1996). De même, des changements dans la capturabilité des pêches menant à des indices de taux de prise dépendants des pêches positivement biaisés ont entraîné une surestimation à répétition de l'abondance de hareng du stock reproducteur de printemps épuisé dans la division 4T de l'OPANO (Swain 2016). Ces résultats portaient à croire que le stock augmenterait vraisemblablement au-delà de son point de référence limite, alors que des analyses récentes tenant compte de la source du biais ont estimé que le stock demeure bien en deçà de ce niveau, dans la zone critique de l'approche de précaution, où la mortalité par la pêche devrait être maintenue au niveau le plus bas possible. En ce qui concerne les stocks secondaires et les espèces de prise accessoire non commerciales, les indices des taux de prise de la pêche commerciale ne nous renseignent généralement pas sur les tendances de l'abondance. Les pêches ne ciblent pas ces espèces et peuvent les éviter activement, de sorte que des relevés indépendants des pêches sont essentiels pour la surveillance de ces espèces.

Depuis 2000, les relevés sont devenus importants pour l'évaluation de l'état et du potentiel de rétablissement des espèces préoccupantes en matière de conservation, y compris les espèces à risque d'extinction inscrites sur la liste de la *Loi sur les espèces en péril*. Ces évaluations ne se limitent pas aux espèces d'intérêt commercial, et les données des relevés plurispécifiques par chalutage de fond sont de plus en plus devenues une composante importante (p. ex. Swain *et al.* 2012a, 2015; Swain et Benoît 2017). De plus, l'*Accord pour la protection des espèces en péril* fédéral-provincial prescrit d'examiner périodiquement la situation de toutes les espèces sauvages au Canada et d'en rendre compte. Ces rapports sur la situation générale ont été produits tous les cinq ans depuis 2000 et sont utilisés, entre autres, par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) pour l'aider à établir l'ordre de priorité de ses activités. Les données des relevés plurispécifiques ont joué un rôle important dans la production de ces rapports (p. ex. Benoît *et al.* 2003).

Les indices de la situation de la population, de la communauté et de l'écosystème sont dérivés de relevés sur des espèces uniques et multiples pour la production de rapports sur l'état des océans, au pays et à l'étranger. Les rapports sur l'état et les tendances des écosystèmes en vertu du Cadre axé sur les résultats en matière de biodiversité du Canada servent à mesurer les progrès réalisés vers l'atteinte des cibles de la Convention sur la biodiversité (MPO 2010d).



---

Les rapports compilés en 2010 pour les principales écorégions du Pacifique et de l'Atlantique comportaient tous des rapports sur les indices tirés des relevés de fond (Cummins et Haigh 2010; Dufour *et al.* 2010; Johannessen et McCarter 2010; Templeman 2010; Worcester et Parker 2010). De même, les rapports nationaux les plus récents sur l'état des océans faisaient également appel à de tels indices (p. ex. Benoît *et al.* 2012).

Les relevés plurispécifiques par chalutage recueillent de l'information sur l'abondance relative et la répartition d'un grand nombre de taxons de poissons et de macro-invertébrés. Ces données ont été largement utilisées pour produire des conseils scientifiques à l'appui des activités du MPO liées à la planification de la conservation de l'espace marin. Il convient de souligner que les relevés par chalutage occupent une place importante dans la définition des zones importantes pour les coraux et les éponges d'eau froide (p. ex. Kenchington *et al.* 2016) et dans la définition des zones d'importance écologique et biologique (ZIEB; Savenkoff *et al.* 2007; Ban *et al.* 2016; Wells *et al.* 2017). Les données de ces relevés et d'autres peuvent maintenant être utilisées pour la modélisation de la répartition des espèces, ce qui permet des prédictions dans les zones non échantillonnées qui peuvent ensuite être vérifiées par d'autres moyens, comme les relevés vidéo.

Les évaluations environnementales de grandes initiatives dans les eaux marines canadiennes se sont appuyées sur les données de relevés d'espèces uniques et multiples avec contact avec le fond pour évaluer les risques écologiques associés à ces activités. Notamment, ces données sont couramment utilisées dans les évaluations environnementales liées à l'exploration et à l'exploitation du pétrole et du gaz (p. ex. Jamieson et Davies 2004; Swain et Benoît 2001).

#### **4.4 IMPACTS DES RELEVÉS SUR LES ÉCOSYSTÈMES BENTHIQUES HORS DU CANADA ET LE POTENTIEL DE RÉTABLISSEMENT**

Les lignes directrices de la FAO (2009) pour évaluer l'ampleur et l'importance d'un impact causé par les engins de pêche et le potentiel de rétablissement après l'impact suggèrent d'évaluer les six facteurs suivants :

1. l'intensité ou la gravité de l'impact sur le site concerné;
2. l'étendue spatiale de l'impact par rapport à la disponibilité du type d'habitat touché;
3. la sensibilité/vulnérabilité de l'écosystème à l'impact;
4. la capacité d'un écosystème à se rétablir après des dommages, et sa vitesse de rétablissement;
5. la mesure dans laquelle les fonctions de l'écosystème peuvent être altérées par l'impact;
6. le moment et la durée de l'impact par rapport à la période au cours de laquelle une espèce a besoin de l'habitat pendant un ou plusieurs stades de son cycle biologique.

Les trois premiers facteurs caractérisent les impacts directs de la pêche et le rétablissement nominal après l'impact, et sont également pertinents pour les relevés. Bien que l'on ne connaisse pas l'étendue de l'impact des relevés scientifiques sur le fonctionnement de l'écosystème, cet impact dépendra de la taille de l'empreinte du relevé par rapport aux zones de répartition des taxons ou caractéristiques benthiques (ou de la zone protégée), et de la fréquence à laquelle les relevés exercent un effet sur ces taxons ou caractéristiques, par rapport à leur capacité de se régénérer et de se rétablir après une perturbation. L'approche proposée décrite dans la présente sous-section vise à tenir compte explicitement des facteurs 1 à 4 de la FAO, bien que le traitement de chacun ne soit pas nécessairement quantitatif et que certains nécessitent le recours à une approximation. Les deux derniers facteurs de la FAO portent sur la fonctionnalité des habitats après la perturbation et sont beaucoup plus difficiles à

---

évaluer en raison des limites des données et des connaissances, notamment la difficulté de quantifier correctement la fonctionnalité écologique (MPO 2017b). Étant donné l'incapacité d'aborder directement ces éléments, un certain degré de précaution est intégré à l'approche proposée au moyen d'une marge.

#### **4.4.1 Empreinte de l'impact – gravité et étendue spatiale**

Eigaard *et al.* (2016) et Rijnsdorp *et al.* (2016) ont élaboré une méthode générique pour estimer les impacts aigus des engins de pêche mobiles sur les espèces et les communautés benthiques (voir aussi CIEM, 2016). La méthode repose sur des principes de base et s'applique donc facilement à d'autres engins de fond. Bien que la méthode ait été élaborée pour évaluer les effets de la pêche commerciale, elle est échelonnée et peut donc être appliquée aux relevés de fond. Conformément à la vaste documentation existante sur l'impact benthique des engins, l'impact matériel des engins de fond sur l'habitat et la faune du fond marin est lié à la pénétration de l'engin dans les sédiments, aux impacts de collisions et à la mobilisation des sédiments (Rijnsdorp *et al.* 2016). Le processus commence par la détermination des caractéristiques de l'engin (conception et taille) pour estimer les interactions avec le fond marin pour un trait de pêche individuel, puis les impacts pour tous les traits dans une pêche ou, dans le cas présent, dans un relevé.

L'approche est fondée sur l'estimation de la pression sur le fond marin, appelée ici l'empreinte, définie comme la superficie et la gravité de l'impact sur le fond marin. La superficie touchée est fonction de la superficie couverte par un seul trait (superficie balayée) et de la superficie touchée par la remise en suspension des sédiments à la suite d'un trait, le cas échéant, additionnée sur la distribution de tous les traits. La superficie balayée pour un trait est fonction de la taille de l'ouverture de l'engin et de la distance remorquée pendant la pêche pour les chaluts et dragues de fond. Dans le cas d'un engin fixe, la « superficie balayée » peut se définir de manière analogue comme la superficie de contact par l'engin pendant la pêche, et toute superficie balayée latéralement ou longitudinalement pendant le déploiement et la récupération de l'engin. Les superficies balayées peuvent être calculées en formulant certains postulats, décrits ci-après. La majorité des impacts directs se produisent dans la superficie balayée et servent de base spatiale pour l'empreinte dans Rijnsdorp *et al.* (2016). Les impacts de la remise en suspension des sédiments affecteront souvent une superficie plus étendue selon de nombreux facteurs comme le type de sédiments, la pénétration des sédiments par l'engin et les courants locaux (O'Neill et Ivanovic 2016). Les effets sont beaucoup plus difficiles à quantifier et sont probablement propres à la situation, mais certains principes de base sont mentionnés ci-dessous. Dans certains cas mettant en cause des taxons particulièrement vulnérables, des enquêtes propres au cas pourraient s'imposer. Autrement, il est possible de tenir compte de façon approximative des effets possibles lors de l'estimation des risques de préjudice à long terme (voir la discussion sur une marge à la section 4.4.3.2).

Dans les approches d'Eigaard *et al.* (2016) et de Rijnsdorp *et al.* (2016), la gravité de l'impact sur le fond marin est en partie liée à la profondeur de pénétration de l'engin et aux dommages causés par une collision avec l'engin. Bien que les auteurs se soient concentrés sur les collisions pendant la pêche par engin mobile, le broyage d'un organisme lorsque l'engin se dépose au fond (engin fixe ou mobile) ou effectue des mouvements latéraux et longitudinaux pendant le déploiement et le trait (engin fixe) serait également pertinent. La gravité dépend également des attributs des taxons ou des caractéristiques dans la superficie balayée et autour, tel que décrit précédemment (sections 3.2 et 3.3).

Les méthodes employées par Eigaard *et al.* (2016) pour définir les empreintes de traits individuels de pêche pour les principaux types d'engins mobiles utilisés dans les relevés sont

---

présentées ci-dessous. Les principes sont ensuite appliqués pour déterminer l’empreinte des engins fixes et des autres types d’engins de recherche.

#### **4.4.1.1 Engins mobiles (en général)**

Le degré de contact avec le fond marin des chaluts et dragues de fond dépend de la conception et du gréement de l’engin (détails ci-dessous), de la vitesse à laquelle l’engin est remorqué et des caractéristiques du fond marin, comme la taille des particules (He et Winger 2010; Lucchetti et Sala 2012). Le degré de pénétration du fond marin par l’engin ou des parties de ce dernier aura une incidence sur la quantité et la diversité des taxons touchés par un trait, les impacts en surface étant limités aux taxons épibenthiques et les impacts sous la surface étant de plus associés aux taxons endobenthiques. Rijnsdorp *et al.* (2016) ont modélisé l’impact de pénétration d’un engin mobile comme une fonction du produit de la masse de l’engin ou de la composante de l’engin et de l’inverse de la superficie de la surface qui est en contact avec le fond marin.

Tous les engins de pêche de fond (fixes et mobiles) causeront un certain degré de remise en suspension des sédiments lorsqu’ils seront déposés sur des sédiments meubles. De plus, un engin mobile mobilisera des sédiments dans son sillage, les quantités dépendant principalement de la distribution de la taille des particules sédimentaires et de la traînée hydrodynamique de l’engin (Lucchetti et Sala 2012; O’Neill et Ivanovic 2016). La traînée hydrodynamique est à son tour déterminée par le carré de la vitesse de remorquage et par la superficie de la surface frontale de l’engin (O’Neill et Summerbell 2011; O’Neill et Ivanovic 2016).

#### **4.4.1.2 Chaluts de fond (chaluts à panneau)**

Un chalut de fond simple traditionnel comporte trois composantes de base des impacts sur le fond marin lors d’un trait, en lien avec les panneaux du chalut, les bras (« sweep lines ») et les bourrelets. Dans les trois cas, la superficie balayée a une longueur définie par la longueur de trait (généralement de l’ordre de  $10^3$  mètres dans les relevés). La largeur de la superficie balayée dépend de l’orientation de la pièce du chalut par rapport à la trajectoire de remorquage et est de l’ordre de 1 à 5 mètres pour les deux panneaux, de 10 à 100 mètres pour la paire de lignes de dragage et de 10 mètres pour les bourrelets d’un chalut de taille moyenne du type utilisé dans de nombreux relevés de recherche. Ce sont les panneaux qui pénètrent le plus dans les sédiments, produisant un étroit sillon qui peut atteindre jusqu’à 35 cm de profondeur dans la boue et jusqu’à 10 cm de profondeur dans les sédiments plus grossiers, du moins pour le chalutage commercial (Lucchetti et Sala 2012; Eigaard *et al.* 2016; O’Neill et Ivanovic 2016). Les bras représentent la plus grande partie de la superficie balayée, mais semblent avoir le moins d’impact sur le fond marin, avec une pénétration de quelques centimètres en surface, ou même aucune (Buhl-Mortensen *et al.* 2013; O’Neill et Ivanovic 2016). Même si les bras ne pénètrent pas dans les sédiments, ils peuvent briser ou déloger des organismes benthiques émergents ou de grande taille. L’impact des bourrelets dépend de leur type et de leur configuration, et leur profondeur de pénétration est habituellement de faible (jusqu’à 5 cm dans la boue) à nulle (Eigaard *et al.* 2016).

#### **4.4.1.3 Chaluts à perche**

La superficie balayée d’un trait de chalut à perche est le produit de la largeur de l’engin et de la longueur du remorquage. La plus forte pénétration des sédiments, jusqu’à environ 10 cm, se produit à la semelle de la perche et par l’effet d’une chaîne gratteuse si une telle chaîne est employée (Eigaard *et al.* 2016). La perche pénètre seulement la surface des sédiments. Dans leur méta-analyse globale, Sciberras *et al.* (2018) ont estimé une profondeur de pénétration moyenne de  $2,72 \pm 0,72$  cm (erreur-type).

---

#### 4.4.1.4 Dragues de fond

La superficie balayée d'un trait de drague de fond est également le produit de la largeur de l'engin et de la longueur du remorquage. Il a été démontré que les dragues standard utilisées pour capturer des taxons épibenthiques, comme les pétoncles, creusent dans la boue des sillons allant jusqu'à 6 cm de profondeur (Pranovi *et al.* 2000). Sciberras *et al.* (2018) ont estimé une profondeur de pénétration moyenne de  $5,47 \pm 1,28$  cm (erreur-type).

#### 4.4.1.5 Dragues hydrauliques

La superficie balayée d'un trait de drague hydraulique est également le produit de la largeur de l'engin et de la longueur du remorquage. Le degré de pénétration des sédiments dépend également de la conception de la drague. Sciberras *et al.* (2018) ont estimé une profondeur de pénétration moyenne de  $16,11 \pm 3,35$  cm (erreur-type). Les dragues hydrauliques sont utilisées dans un seul relevé canadien suivi (tableau 6) et l'impact du dragage a été étudié en détail dans cette zone de relevés (Gilkinson *et al.* 2003, 2004, 2005, 2015). Les résultats de ces études peuvent nous informer directement des impacts de ce relevé et du rétablissement subséquent à l'échantillonnage.

#### 4.4.1.6 Engins fixes (en général)

La superficie balayée par un engin fixe devrait être la somme des superficies de fond marin couvertes par l'engin pendant les opérations de pêche et de toute superficie balayée par les mouvements latéraux ou longitudinaux de l'engin pendant le déploiement et l'extraction, et possiblement pendant la pêche. Les impacts potentiels supplémentaires sur les organismes et caractéristiques benthiques découlant des mouvements de filets et de lignes perdus et détachés dans les courants et les marées sont reconnus, mais difficiles à quantifier. En outre, le présent document ne traite pas des impacts sur la faune benthique mobile de la pêche fantôme causée par la perte d'engins.

#### 4.4.1.7 Filets maillants et palangres

La superficie nominale couverte par les palangres et les filets maillants pendant la pêche est faible, et se limite à la surface de contact avec le fond et les ancrages. Les impacts sur les organismes ou caractéristiques benthiques résultent principalement du mouvement de l'engin. Il est à prévoir que les palangres et les filets maillants exercent principalement une action de cisaillement sur les organismes de surface lors du mouvement de l'engin (Ewing et Kilpatrick 2014), mais à la différence des sillons linéaires creusés dans le fond marin par les chaluts, la superficie touchée par les palangres et les filets maillants est plus irrégulière (Stone 2006). La pénétration du fond marin est probablement limitée, mais des roches et des rochers auxquels sont fixés des invertébrés pourraient être renversés (Stone 2006). De plus, des organismes émergents peuvent se faire accrocher par un hameçon de palangre ou s'emmêler dans un filet maillant. Les mouvements des palangres se limitent en grande partie au processus d'extraction et aux mouvements causés par les prises, tandis que les mouvements de filets maillants peuvent aussi résulter des courants et des marées. Les mouvements de l'engin pendant l'extraction dépendent du degré de tension de l'engin, de la longueur de la ligne de trait, laquelle augmente avec la profondeur, du décalage entre l'emplacement de l'ancrage et celui du navire pendant le trait, et de l'état des vents et de la mer pendant le trait (Ewing et Kilpatrick 2014). Des mouvements longitudinaux (le long de l'axe) et latéraux sont possibles. Il y a très peu d'information sur l'ampleur des mouvements, mais les mouvements et, par conséquent, la taille de l'empreinte à un site devraient être très variables. Pour la pêche à la légine dans l'océan Austral, Ewing et Kilpatrick (2014) ont estimé le mouvement latéral des palangres à une moyenne de 6,2 m et un maximum de 31 m. Ils croient toutefois que les valeurs réelles pourraient être plus élevées. Dans l'estimation de la superficie balayée par un

---

seul trait de palangre pour la même pêche, Welsford *et al.* (2014) ont postulé une largeur nominale de 10 m et une longueur équivalente à la longueur de l'engin au fond. En l'absence de plus d'études, et étant donné que les superficies balayées sont susceptibles d'être variables, nous supposons aux fins présentes une superficie balayée, avec précaution, équivalente à la longueur de l'engin multipliée par une largeur nominale de 100 m pour les palangres et les filets maillants.

#### 4.4.1.8 Casiers et pièges

Les casiers et les pièges peuvent écraser ou endommager des organismes lorsqu'ils entrent en contact avec le fond, mais selon les observations, ils sont généralement stationnaires pendant la pêche (Doherty *et al.* 2018). Le principal mouvement se produit pendant l'extraction, et la superficie balayée pendant le déploiement et le trait d'une série de casiers ou de pièges devrait être supérieure à la superficie totale balayée par un nombre équivalent d'unités pêchées individuellement. La ligne reliant les unités peut être flottante et ne pas interagir avec le fond marin, mais des casiers et des pièges peuvent être traînés le long du fond pendant l'extraction, créant un sillon peu profond. Les pièges coniques (1,37 m de diamètre) utilisés dans la pêche à la morue charbonnière du Pacifique ont une empreinte statique individuelle de 1,47 m<sup>2</sup>; toutefois, lorsqu'ils sont récupérés, ils créent une superficie balayée individuelle moyenne de 53 m<sup>2</sup> ou 36 fois l'empreinte statique (Doherty *et al.* 2018). Les auteurs ont estimé que la superficie balayée pour une ligne de 60 pièges se situait autour de 3 200 m<sup>2</sup> (intervalle interquartile de 1 500 à 6 000 m<sup>2</sup>). La majeure partie de cette superficie balayée provient des mouvements longitudinaux, et les sillons creusés par le traînage des casiers sont de l'ordre de 20 cm de largeur. Par ailleurs, de grands pièges à crabe royal en forme de boîte (2,4 m x 2,4 m) peuvent créer des sillons relativement plus larges (2 à 9 m) en raison du bord plus long qui entre en contact avec les sédiments comparativement aux pièges coniques (Stone 2006).

L'étude détaillée de Doherty *et al.* (2018) fournit une estimation directe qui est requise pour calculer l'empreinte du relevé de la morue charbonnière la région du Pacifique du MPO, réalisé avec une ligne de 1 200 m comportant 25 pièges placés à environ 48 m d'intervalle. Le résultat est une empreinte de 1 325 m<sup>2</sup> (53 m<sup>2</sup> x 25) ou 0,001325 km<sup>2</sup> par site de relevé. Des casiers coniques sont également utilisés dans les relevés de crabe des neiges dans l'est du Canada, et l'espacement des casiers le long de la ligne est semblable à celui des pièges à morue charbonnière, avec environ 45 m entre les casiers. Suivant les conclusions de Doherty *et al.* (2018), un calcul de la superficie balayée de 36 fois l'empreinte statique multipliée par le nombre de casiers est proposé :  $36 \times 10,18 \text{ m}^2 \times 10 = 3 664 \text{ m}^2$  ou 0,003664 km<sup>2</sup>, par exemple, pour le relevé extracôtier d'après-saison de Terre-Neuve.

Lorsque ce document a été présenté pour la première fois à la réunion d'examen par les pairs de janvier 2018, les auteurs n'étaient pas au courant de l'étude de Doherty *et al.* (2018) et ont proposé un calcul de superficie balayée prudent pour les pièges de 0,1 km de balayage latéral (ou longitudinal équivalent) présumé, multiplié par le diamètre de l'engin (pour les pièges individuels) ou la longueur totale de l'engin (pièges sur une ligne). Cette hypothèse se traduit par une superficie balayée présumée beaucoup plus grande que les estimations fondées sur les résultats de Doherty *et al.* (2018). Pour le relevé de la morue charbonnière, cette hypothèse originale donne lieu à une superficie balayée pour un trait de 0,12 km<sup>2</sup>, soit deux ordres de grandeur de plus que la valeur calculée de 0,001325 km<sup>2</sup> selon Doherty *et al.* (2018). Pour les relevés du crabe des neiges de Terre-Neuve, le calcul original donne des résultats de 0,045 km<sup>2</sup> pour les superficies balayées spécifiques au trait (relevé extracôtier dans les divisions de l'OPANO 2J3KLNOP4R après la saison) et de 0,036 km<sup>2</sup> (relevé côtier), comparativement aux calculs révisés de 0,003664 km<sup>2</sup> et 0,002932 km<sup>2</sup>, respectivement. Ces comparaisons donnent à penser que l'hypothèse du balayage latéral de 0,1 km était probablement une hypothèse très prudente pour les pièges coniques, et les estimations

---

empiriques plus précises sont donc utilisées dans le tableau 6 pour les relevés utilisant ce type de piège.

Le rapport entre la largeur des sillons et le diamètre du piège en forme de boîte dans Stone (2006) est d'environ 0,8 à 3,5, comparativement à 0,15 pour les pièges coniques dans Doherty *et al.* (2018). Bien que cette inférence soit fondée sur des données limitées, elle donne à penser que la superficie balayée pour les pièges en forme de boîte pourrait être d'environ 5 à 23 fois plus grande que pour un piège conique de diamètre similaire, toutes choses étant égales par ailleurs. Cette différence laisse croire que le balayage latéral de 0,1 km initialement supposé peut être relativement juste pour les pièges en forme de boîte (p. ex. casiers à crevette et à homard). En l'absence de données supplémentaires, cette hypothèse générale a également été utilisée dans le tableau 6 pour d'autres pièges non coniques (p. ex. relevé du crabe dormeur).

#### **4.4.1.9 Autres engins scientifiques**

Les impacts aigus d'autres engins et instruments scientifiques utilisés pour échantillonner ou observer des organismes benthiques, des propriétés du fond marin et des sédiments dépendront de la superficie couverte ou balayée par l'engin et de son action sur le fond. Il vaudrait mieux évaluer cet élément au cas par cas et nous n'en discutons pas plus en détail ici.

### **4.4.2 Empreinte des relevés de recherche du fond marin au Canada**

#### **4.4.2.1 Superficie balayée**

Selon Eigaard *et al.* (2016) et la discussion ci-dessus, les superficies balayées des traits individuels (en km<sup>2</sup>) pour les relevés canadiens ont été estimées comme suit, avec toutes les distances exprimées en km :

- chaluts de fond : produit de la distance de remorquage cible et de l'amplitude moyenne du panneau;
- chaluts à perche et dragues de fond : produit de la distance de remorquage cible et de la largeur de l'engin;
- palangres et filets maillants : produit de la longueur totale de l'engin et de 0,1 km;
- casiers et pièges (coniques) : calcul spécifique fondé sur Doherty *et al.* (2018);
- casiers et pièges (autres, individuels) : produit du diamètre du bas de l'engin et de 0,1 km;
- casiers et pièges (autres, dans une chaîne) : produit de la longueur totale de la chaîne et de 0,1 km.

Pour les chaluts de fond, la superficie totale balayée selon l'écartement des panneaux a été postulée comme le pire scénario pour les taxons endobenthiques, sur lesquels l'action des bras aurait peu ou pas d'impact, et comme une approximation correcte pour les taxons épibenthiques émergents. La superficie de balayage fondée sur l'envergure de l'engin a été utilisée dans le tableau 6 parce que, pour certains relevés, l'écartement des panneaux n'était pas disponible et a été calculé à partir de l'écartement des ailes en supposant un ratio moyen de 3. Ce ratio correspond approximativement la valeur moyenne obtenue des relevés du tableau 6 qui déclaraient à la fois l'écartement des portes et l'écartement des ailes. Dans le cas des palangres et des filets maillants, on a supposé un mouvement latéral moyen de 100 m. Par souci de simplicité, on a présumé que la superficie couverte par les ancrages était négligeable par rapport à la superficie balayée par l'engin et le mouvement latéral. Dans le cas des casiers et des pièges, le calcul de la superficie totale balayée dépendait du fait que les pièges étaient

---

coniques ou non, et qu'ils aient été placés individuellement ou en chaîne, comme il est décrit à la section 4.4.1.8.

Les relevés de recherche menés par le MPO ou en partenariat avec celui-ci couvrent une vaste superficie des eaux marines canadiennes (tableau 6). Les relevés plurispécifiques par chalut de fond dans le Canada atlantique seulement couvrent annuellement une superficie de 1,138 million de km<sup>2</sup> (figure 1), ce qui représente plus de 65 % de la superficie des biorégions de Terre-Neuve-et-Labrador, du golfe du Saint-Laurent et de la plate-forme Néo-Écossaise (MPO 2009). De nombreux relevés visent une grande superficie, mais les superficies balayées des relevés annuels sont considérablement plus petites.

Les superficies balayées estimées pour les traits individuels étaient les plus grandes pour les relevés à la palangre du flétan de l'Atlantique et d'autres relevés à la palangre et au filet maillant en raison de la longueur accrue de l'engin et de la superficie balayée latérale présumée de 100 m (tableau 6). Le seul relevé par engin mobile ayant une superficie balayée similaire était le relevé de la mactre par chalut hydraulique dans le banc Banquereau et les Grands Bancs (tableau 6). Les plus grandes superficies balayées suivantes étaient celles des relevés plurispécifiques par chalut de fond dans les régions du Golfe et des Maritimes (0,14 km<sup>2</sup>; tableau 6). Les superficies balayées pour les relevés plurispécifiques par chalutage dans les régions du Québec et de Terre-Neuve (0,068 km<sup>2</sup>) représentaient environ la moitié de celles de la région du Golfe et des Maritimes, les durées cibles de remorquage étant également de la moitié. Les relevés monospécifiques par drague du pétoncle et par chalut du crabe des neiges enregistrent certaines des plus petites superficies balayées, généralement au moins d'un ordre de grandeur inférieur à celles des relevés plurispécifiques par chalutage à grande échelle.

La superficie balayée annuellement de chaque relevé a été estimée comme le produit du nombre moyen de traits annuels multiplié par la superficie balayée propre au trait. Bien que certains relevés comme ceux des pêches sentinelles à la palangre et au filet maillant font des prises à répétition durant la saison à des endroits présélectionnés ou à proximité de ceux-ci, nous avons présumé que la variation aléatoire de l'emplacement de déploiement donnait lieu à des traits sans chevauchement au cours d'une année. Cette hypothèse peut entraîner une surestimation de la superficie balayée annuellement par ces relevés et une sous-estimation de la gravité des impacts, mais elle est formulée ici par souci de simplicité. L'estimation de la superficie balayée annuellement dans le cadre des relevés allaient de 0,1 et 0,2 km<sup>2</sup> pour les relevés au filet de l'indice de hareng et par chalutage du pétoncle géant de la région du Golfe, respectivement, à environ 280 km<sup>2</sup> pour le relevé par drague hydraulique de la mactre dans le banc Banquereau et les Grands Bancs lorsque ce relevé est effectué, ce qui n'est survenu qu'occasionnellement, et aucune fois depuis 2009-2010. Pour la plupart des autres relevés, les valeurs se situaient autour de un à plusieurs dizaines de kilomètres carrés, avec des superficies balayées annuellement d'environ 100 km<sup>2</sup> dans le cas des relevés sur le flétan de l'Atlantique et des pêches sentinelles au filet maillant de Terre-Neuve.

#### **4.4.2.2 Impact**

L'empreinte de l'impact des relevés dépend également de la gravité de l'impact sur le fond marin. Comme il a été décrit précédemment, la gravité de l'impact est fonction de la fréquence de l'échantillonnage à un endroit donné et des impacts des traits individuels, qui dépendent à leur tour de nombreux facteurs comme l'engin et la façon dont il est utilisé et la sensibilité de l'espèce, de la caractéristique ou de l'habitat touché par l'impact. Il faudrait procéder à une évaluation au cas par cas de la gravité potentielle des impacts sur le fond marin, adaptée à l'environnement dans lequel s'effectue le relevé. Bien que cela puisse être réalisable pour certains relevés, ce serait impossible dans de nombreux cas, soit parce que l'information n'est pas disponible, ou parce que l'évaluation prendrait beaucoup de temps et produirait

probablement des résultats imprécis. Par conséquent, il est plus simple et plus prudent de supposer que les impacts sont uniformément graves dans l’empreinte des relevés et donnent lieu à l’élimination complète du biote ou des caractéristiques, à moins qu’il n’y ait des renseignements scientifiques précis démontrant le contraire pour un cas donné.

L’empreinte des activités de relevé par rapport à la superficie totale occupée par un taxon ou un type de caractéristique sensible (principe de la FAO (2), section 4.4) fournit une mesure du préjudice potentiel causé par l’activité, qui augmente à mesure que ce rapport augmente. Un risque élevé de préjudice survient, entre autres, en raison de la fragmentation accrue de l’habitat et de la diminution conséquente du potentiel de recolonisation et de rétablissement. Ce facteur est particulièrement pertinent pour les taxons et les caractéristiques spatialement restreints et uniques, où le risque de préjudice peut être trop élevé pour permettre la réalisation des relevés. À l’inverse, les taxons largement répartis ou les caractéristiques ayant une grande étendue spatiale ou qui sont fréquentes dans l’ensemble du paysage, et qui présentent un faible chevauchement avec les empreintes de relevé, seront exposés à un risque plus faible.

Dans le contexte des zones protégées et de multiples relevés susceptibles de se chevaucher, le calcul suivant de la proportion de la superficie d’impact peut être effectué. Premièrement, le nombre annuel moyen de stations d’échantillonnage dans une zone protégée est le produit de l’intensité d’échantillonnage (échantillons par km<sup>2</sup>) du domaine de relevé (ou strate d’échantillonnage) correspondant et de la superficie de la zone protégée chevauchée par le domaine ou la strate, la somme de toutes les strates chevauchantes dans le cas d’un plan aléatoire stratifié. Ici, les strates sont prises en compte, car la densité d’échantillonnage peut varier d’une strate à l’autre. Deuxièmement, la proportion moyenne par année de la zone protégée qui subirait un impact par les stations d’échantillonnage scientifique avec contact avec le fond dans les relevés aléatoires ou stratifiés aléatoires sur toutes les strates (K; avec K = 1 pour un relevé aléatoire) pour tous les relevés (S) est calculée comme suit :

$$\text{Prop. impact} = \frac{\sum_s \overline{\text{superficie balayée}}_s * \text{freq}_s \sum_k^K \text{intensité de l'échantillonnage}_{s,k} * \text{taille de la zone protégée}_{s,k}}{\text{taille de la zone protégée}} \quad (1)$$

où  $\overline{\text{superficie balayée}}_s$  est la superficie balayée moyenne pour un échantillon (km<sup>2</sup>; calculée comme indiqué au début de la présente section) dans le relevé s,  $\text{freq}_s$  est la fréquence annuelle (1 pour les relevés annuels, 0,5 pour les relevés bisannuels, etc.) du relevé s, l’intensité d’échantillonnage<sub>s,k</sub> est le nombre moyen de stations d’échantillonnage par km<sup>2</sup> dans la strate k pour le relevé s, la taille de la zone protégée<sub>s,k</sub> est la superficie (km<sup>2</sup>) de la zone protégée contenue dans la strate k du relevé s, et le dénominateur est la superficie totale (km<sup>2</sup>) de la zone protégée. La proportion touchée par l’impact comporte des unités année<sup>-1</sup>.

La proportion du fond d’une zone protégée qui subit les effets d’un plan de relevé par station fixe sera constante dans le temps et égale à la somme des superficies balayées pour tous les traits effectués dans la zone, divisée par la superficie de la zone protégée.

#### 4.4.3 Potentiel de rétablissement – fréquence des perturbations et caractéristiques biologiques

En l’absence d’études dirigées spécifiques, il n’est actuellement pas possible de mesurer les dommages à long terme causés aux espèces, aux communautés et aux structures formant un habitat benthique (p. ex. structures biogènes) du fait des activités de relevé scientifique réalisées dans une zone protégée. Toutefois, le potentiel de rétablissement à la suite d’une perturbation devrait être fonction de la fréquence de la perturbation et de la capacité productive des taxons ou caractéristiques benthiques d’un site touché. Des fréquences de perturbation



faibles, ou de longs intervalles de récurrence, par rapport à la capacité de production devraient permettre un rétablissement local avant que le site ne soit de nouveau perturbé, évitant ainsi une dégradation à long terme à plus grande échelle, toutes choses étant égales par ailleurs. Ces principes sont utilisés pour définir un indicateur du préjudice à long terme des activités scientifiques.

#### 4.4.3.1 Fréquence des perturbations et intervalles de récurrence

L'intervalle moyen de récurrence ( $R_s$ ; en années) pour les traits d'un relevé à un emplacement donné, défini comme la période moyenne entre les impacts d'échantillonnages benthiques successifs à un emplacement donné, est l'inverse de la fréquence de perturbation et peut être calculé comme suit :

$$R_s = \frac{\text{superficie du domaine de relevé}}{\text{superficie balayée}_s * \text{intensité de l'échantillonnage}_s * \text{fréq}_s} \quad (2)$$

Dans la mesure où les sites d'échantillonnage de relevés sont choisis au hasard dans le domaine de relevé, la valeur de  $R_s$  sera vraie pour tout sous-ensemble de ce domaine, par exemple dans les limites de la zone protégée.

Dans le contexte de la perturbation causée par les relevés dans des zones protégées, il est nécessaire d'examiner conjointement la récurrence de toutes les activités de relevé, c.-à-d. les effets cumulatifs de relevés multiples. L'intervalle de récurrence pour une zone protégée complète est l'inverse de la proportion annuelle touchée par les relevés (d'après l'éq. 1) :

$$R = \frac{1}{\text{Prop. impact}} = \frac{\text{taille de la zone protégée}}{\sum_s^S \text{superficie balayée}_s * \text{fréq}_s \sum_k^K \text{intensité de l'échantillonnage}_{s,k} * \text{taille de la zone protégée}_{s,k}} \quad (3)$$

En outre, dans les cas où les relevés ne chevauchent qu'une partie d'une zone protégée, il peut être plus approprié de tenir compte de l'intervalle de récurrence pour la partie de la zone protégée chevauchée et donc à risque de préjudice, de sorte que :

$$R = \frac{\text{taille de la zone protégée} * \text{proportion de chevauchement de la zone protégée}}{\sum_s^S \text{superficie balayée}_s * \text{fréq}_s \sum_k^K \text{intensité de l'échantillonnage}_{s,k} * \text{taille de la zone protégée}_{s,k}} \quad (4)$$

Dans les cas où l'intensité d'échantillonnage à l'intérieur des relevés varie d'une strate à l'autre, ou lorsque le chevauchement entre les bases d'échantillonnage et la zone protégée varie d'un relevé à l'autre, la période de récurrence sera hétérogène dans l'espace. Bien que l'estimation obtenue à partir de l'équation (4) soit exacte pour la parcelle moyenne de chevauchement, des calculs plus précis seraient nécessaires si l'on voulait caractériser cette hétérogénéité.

La valeur de  $R$  définie ci-dessus s'applique aux plans d'échantillonnage aléatoire. Pour les plans à stations fixes, le calcul et l'interprétation sont différents. Aux emplacements des stations fixes dans la zone protégée,  $R = \text{freq}_s$ , alors qu'à tous les autres emplacements  $R$  est infini, parce que tant que les emplacements des stations fixes ne changent pas dans le temps, les impacts ne se reproduiront jamais aux autres emplacements.

Il n'est pas possible de décrire ici les périodes de récurrence pour des zones protégées canadiennes particulières, mais elles devraient être calculées au moment d'évaluer l'admissibilité des activités de relevé au cas par cas. Nous présentons plutôt les périodes de récurrence moyennes globales estimées pour les relevés au large du Canada, selon l'éq. 2. Cette estimation suppose une sélection aléatoire de stations. Dans les relevés aléatoires stratifiés, cette hypothèse sera approximativement vraie si le nombre de stations sélectionnées par strate est proportionnel à la taille de la strate. C'est à peu près le cas, par exemple, dans le relevé plurispécifique par chalutage du sud du golfe du Saint-Laurent, mais non pour le relevé

---

similaire sur le plateau Néo-Écossaise (figure 2; noter la répartition des emplacements de trait dans les deux régions). Lorsque le nombre de stations attribuées par strate n'est pas proportionnel à la superficie de la strate, certaines strates seront associées à des intervalles de récurrence locale plus courts ou plus longs que la moyenne du relevé.

Les périodes de récurrence les plus courtes ont été calculées pour les relevés de pêche sentinelle (630 à 800 ans) et le relevé de la crevette (758 ans) de la région des Maritimes (tableau 6). La plupart des autres relevés étaient associés à des périodes moyennes de récurrence de l'ordre de milliers à des dizaines de milliers d'années. La période de récurrence la plus longue, et de loin, est celle du relevé en rotation spatiale visant le pétoncle du sud du Golfe, avec plus d'un demi-million d'années.

Les différences de densité d'échantillonnage entre les strates dans les relevés plurispécifiques de la plate-forme Néo-Écossaise donnent lieu à certaines strates avec des périodes de récurrence locale d'environ 1 000 ans et à d'autres avec des périodes de plus de 10 000 ans (figure 2). L'hétérogénéité spatiale dans les emplacements des stations nécessite donc des estimations des périodes de récurrence moyenne qui sont propres à la région dans laquelle se trouve une zone protégée pour déterminer les impacts possibles d'un relevé, tel qu'indiqué ci-dessus.

#### **4.4.3.2 Durée de vie et marge de précaution**

La plupart des taxons dont la durée de vie est plus courte que les périodes de récurrence devraient, en moyenne, avoir le temps de se rétablir aux niveaux qui existaient avant l'impact du trait de relevé (Thrush *et al.* 2005; Rijnsdorp *et al.* 2016). La durée de vie connue ou prévue du taxon ou de la caractéristique le plus sensible et le plus difficile à se rétablir (p. ex. l'âge d'un récif) devrait donc fournir une indication du potentiel de rétablissement de l'assemblage aux sites après perturbation par les activités de relevé. Toutefois, la relation entre la durée de vie des taxons et caractéristiques benthiques et les périodes de rétablissement comporte des incertitudes. Tout d'abord, des périodes de récurrence plus longues peuvent être nécessaires dans certains cas pour rétablir la structure de taille et les fonctions écologiques aux sites perturbés par le relevé. Ensuite, il existe des contraintes pertinentes du cycle biologique des organismes benthiques qui sont susceptibles d'avoir une incidence sur la relation entre la durée de vie et la période de rétablissement, comme les événements épisodiques de frai et de recrutement, des conditions intermittentes de dispersion, et le temps nécessaire pour que le substrat ou une caractéristique benthique convienne à la colonisation. Finalement, la période de rétablissement et l'empreinte de l'impact peuvent être influencés par des effets indirects des engins de relevé qui peuvent être difficiles à quantifier, comme ceux causés par la remise en suspension des sédiments. Ces facteurs ne sont pas inclus dans les calculs de la superficie balayée et de la période de récurrence décrits ci-dessus. De même, le calcul de l'empreinte comporte une incertitude générale, particulièrement pour les engins fixes, comme nous l'avons vu précédemment.

Afin de réduire au minimum le risque de surestimation du potentiel de rétablissement à la lumière de ces incertitudes, il est recommandé d'établir une marge de précaution d'un ordre de grandeur entre la durée de vie et la période de récurrence. Lorsque la durée de vie est d'au moins un ordre de grandeur plus court que la période de récurrence du relevé, le rétablissement semble probable dans les sites touchés, et une dégradation à long terme de la situation des populations, des communautés ou des caractéristiques de la zone protégée découlant des activités de relevé serait peu probable. Par ailleurs, lorsque les durées de vie sont d'un ordre de grandeur similaire ou supérieur à celui de la période de récurrence, une dégradation à long terme peut être possible.

---

Pour les espèces de coraux et d'éponges dont la durée de vie s'étend jusqu'à des centaines et des milliers d'années (p. ex. Freiwald *et al.* 2004; Sherwood et Edinger 2009; Clark *et al.* 2016), l'intervalle de récurrence de la plupart des relevés du tableau 6 peut être trop court pour garantir l'évitement de la dégradation à long terme dans une zone protégée. Inversement, même si elles sont considérées comme des taxons de ZBI, les pennatules sont souvent jugées relativement plus résilientes que les autres coraux en raison de leur durée de vie plus courte et de leur taux de croissance plus rapide, avec des périodes de rétablissement prévues se mesurant en décennies plutôt qu'en siècles (MPO 2017b), bien inférieures aux intervalles de récurrence de tous les relevés individuels du tableau 6. Toutefois, lorsque plusieurs relevés se chevauchent, les intervalles de récurrence seront plus courts et pourraient ne pas être assez longs pour éviter un préjudice avec une probabilité raisonnable.

La relativité entre la longévité des taxons les plus sensibles et l'intervalle de récurrence, à la lumière de la marge de l'ordre de grandeur, tient compte des lignes directrices (4) et (5) de la FAO (2009) (capacité et taux de rétablissement, et altération de la fonction écologique), compte tenu des lacunes considérables dans l'information disponible. Dans certains cas, les résultats de manipulations expérimentales ou d'analyses comparatives détaillées produiront des renseignements appropriés et suffisants pour déterminer le temps requis en vue de rétablir l'état et la fonction écologique des taxons ou des caractéristiques perturbés par des engins particuliers. Dans ces cas, l'information disponible devrait avoir préséance dans les décisions relatives aux permis d'activité scientifique, compte tenu de la plus grande précision probable des conclusions. C'est le cas, par exemple, du dragage hydraulique, scientifique ou autre, dans le Canada atlantique (Gilkinson *et al.* 2003, 2004, 2005).

#### **4.4.4 Secteurs non échantillonnés dans les domaines de relevé**

Dans les domaines de relevé de tous les relevés plurispécifiques par chalutage au Canada, et probablement de nombreux autres relevés par engin mobile, il y a des emplacements qui ne sont pas échantillonnés en raison d'une topographie accidentée ou abrupte. Ces caractéristiques, qui présentent un risque élevé d'endommager l'engin ou sont trop circonscrites pour permettre un trait de longueur standard, sont aussi généralement évitées par les pêches commerciales qui utilisent le même équipement. Ces emplacements deviennent des zones fermées *de facto*, et l'on y a observé des avantages semblables à ceux observés pour les zones de protection marines (Link et Demarest 2003). En raison de la nature du fond marin et de la topographie, il s'agit également de secteurs où des taxons benthiques vulnérables peuvent avoir refuge depuis longtemps (Clark *et al.* 2016). L'exclusion naturelle des relevés par chalutage de ces types de zones a été l'un des facteurs qui ont contribué à la décision de permettre la poursuite des relevés par chalut de fond après l'évaluation environnementale programmatique du nord-est des États-Unis pour la région (URGS Group 2016). La documentation de l'emplacement de ces zones pour les relevés canadiens devrait être une priorité. Il en va de même pour les emplacements qui ont produit des prises de coraux ou d'éponges si importantes que le trait de relevé a été considéré comme un échantillon non valide pour d'autres taxons. Tout d'abord, la documentation de ces emplacements évitera la récurrence d'échantillonnage par inadvertance, inefficace et potentiellement très dommageable. Ensuite, ces secteurs peuvent constituer d'importants candidats à la protection contre d'autres activités qui pourraient nuire aux communautés benthiques résidentes.

---

## **4.5 AUTRES MÉTHODES DE SURVEILLANCE, MODIFICATIONS AUX ENGINS ET PROCÉDURES PERMETTANT D'ATTÉNUER LES RÉPERCUSSIONS POSSIBLES SUR LES ÉCOSYSTÈMES BENTHIQUES**

Pour atténuer les répercussions des engins de fond sur les écosystèmes benthiques et poursuivre les relevés dans les zones fermées, il est possible d'avoir recours à d'autres méthodes de surveillance ou de modifier les procédures et les engins de relevé existants. Dans cette section, nous examinons les options d'atténuation et abordons des considérations importantes concernant les modifications apportées aux engins ou aux procédures de relevé.

### **4.5.1 Options en matière d'outils de surveillance**

Aux fins du présent rapport, les outils d'échantillonnage sont divisés en deux classes. Les méthodes de relevé par extraction sont celles qui utilisent des engins de pêche et des échantillons par benne ou des carottes benthiques pour extraire le biote et les sédiments qui seront traités à bord des navires ou à terre. Les méthodes de relevé par observation sont celles fondées sur l'échantillonnage non extractif d'organismes marins et comprennent des méthodes de relevé visuel utilisant des plongeurs, la surveillance vidéo, le relevé acoustique et la télédétection (télémétrie par satellite).

Murphy et Jenkins (2010) ont examiné diverses méthodes de surveillance de l'abondance et de la répartition des poissons ainsi et que des habitats connexes. Un résumé de leur examen, de même que d'autres considérations formulées par les auteurs du présent rapport, sont présentés au tableau 7 pour les grandes catégories de méthodes de relevé et sont examinés plus en détail ci-après. Le résumé se limite aux méthodes qui peuvent fournir le type de données requises pour formuler les divers types d'avis scientifiques suivis que fournit actuellement le MPO. Par souci de parcimonie, les méthodes de description des caractéristiques de l'habitat physique (p. ex. échosondage multifaisceaux) ou des taxons qui ne sont pas échantillonnés par les relevés réguliers, comme les petits invertébrés benthiques (p. ex. carottes et échantillons par benne), ne seront pas traitées ici.

#### **4.5.1.1 Engins de pêche aux répercussions réduites (méthodes d'échantillonnage par extraction)**

L'adoption d'engins de pêche ayant moins d'impact est une solution possible pour atténuer les effets d'un relevé sur les organismes et les caractéristiques benthiques (p. ex. Morgan et Chuenpagdee 2003; Fuller *et al.* 2008). Toutefois, les données recueillies peuvent être associées à d'importants compromis, rendant ainsi un changement d'engins peu attractif ou non viable. En outre, un changement d'engins de relevé nécessite un étalonnage pour assurer l'intégrité des séries chronologiques de relevés, ce qui représente une considération importante dont il est question à la section 4.6.

Les chaluts de fond et les dragues se classent au premier rang en ce qui concerne la gravité prévue de leurs répercussions sur l'habitat physique et le biote benthique (Morgan et Chuenpagdee 2003; Fuller *et al.* 2008). Il est néanmoins possible d'apporter aux engins des modifications qui pourraient réduire considérablement les répercussions des chaluts de fond et des dragues non hydrauliques (Valdemarsen *et al.* 2007). Trois méthodes de base permettent de réduire les répercussions du contact entre le bourrelet et le fond marin :

- réduire la longueur du bourrelet et donc la largeur du chalut, ce qui réduirait la zone balayée;
- réduire la pression physique des composants des engins sur le fond, par exemple en réduisant le poids de ces composants (p. ex. les panneaux de chalut);

- 
- réduire le nombre de points de contact avec le fond le long du bourrelet.

Par exemple, Nguyen *et al.* (2015) ont comparé l'efficacité sur le fond marin d'un bourrelet aux répercussions réduites à celle d'un bourrelet de type Rockhopper sur des chaluts de fond identiques ciblant les crevettes nordiques (*Pandalus borealis*) à Terre-Neuve-et-Labrador. Le chalut expérimental utilisé dans le cadre de leur étude a été conçu de façon à n'avoir que de faibles répercussions sur le fond marin en remplaçant le lourd bourrelet traditionnel de type Rockhopper par quelques chaînes légèrement en contact avec le fond marin. Les résultats préliminaires étaient prometteurs en ce qui a trait à l'ingénierie et au rendement de capture, et ils pourraient contribuer à réduire les perturbations potentielles sur le benthos, en particulier en minimisant les interactions avec le crabe des neiges. Dans le même ordre d'idées, il a été démontré qu'un chalut à crevettes utilisant un bourrelet composé de petits disques en caoutchouc a des répercussions beaucoup plus faibles sur le fond marin, tout en améliorant le rendement de capture de crevettes et de poissons (Winger *et al.* 2017). Dans le golfe du Maine, une ralingue inférieure surélevée a été mise au point pour la pêche à petit maillage du merlu (Valdemarsen *et al.* 2007). Ce chalut est appelé chalut sans balayage et utilise des chaînes dispersées le long de la ligne de pêche pour réduire considérablement le contact avec le fond. Ces bourrelets ont apparemment été adoptés volontairement par l'industrie. Toutefois, si de telles modifications ont été fructueuses dans le domaine de la pêche commerciale, où l'on cherche à maximiser les prises souhaitées et à réduire au minimum les prises accessoires, c'est rarement ce que l'on souhaite avec les relevés plurispécifiques.

Les chaluts de fond, en particulier, ainsi que les dragues, sont les engins les moins sélectifs en ce qui a trait à la capture de macro-organismes marins de diverses tailles et espèces (Millar et Fryer 1999). Cette propriété, ainsi que les grandes surfaces balayées qui facilitent l'échantillonnage du biote de faible densité, ont fait du chalut de fond l'engin de choix partout à travers le monde pour la réalisation de relevés marins plurispécifiques (Doubleday et Rivard 1981; Cooper *et al.* 2004; Jouffre *et al.* 2010; CIEM 2012a; Axelsen et Johnsen 2015). Les solutions de rechange aux engins fixes ne capturent pas la diversité d'espèces qui font actuellement l'objet d'une surveillance au moyen de relevés plurispécifiques au chalut. Les engins de pêche fixes ont également tendance à être plus sélectifs et à capturer une moins grande variété de tailles de poissons et d'invertébrés (Millar et Fryer 1999). Cette sélectivité accrue a d'importantes conséquences négatives sur les modèles et les cadres d'évaluation des stocks fondés sur l'âge et la taille, qui reposent à la fois sur un indice du recrutement à venir et un indice de la biomasse adulte ou de l'abondance. La plus grande sélectivité limiterait également la capacité d'un relevé à surveiller simultanément l'abondance d'espèces fourragères de petite taille et d'animaux démersaux de grande taille, ce qui limiterait la surveillance d'un changement à l'échelle de l'écosystème.

Bien que leurs répercussions soient beaucoup moins importantes, les chaluts pélagiques (MPO 2010c) ne constituent pas une solution de rechange viable aux chaluts de fond pour la réalisation de relevés de fond plurispécifiques. Les chaluts pélagiques échantillonnent un assemblage différent d'espèces de poissons de répartition bathypélagique ou pélagique et n'entrent habituellement pas en contact avec le fond durant les activités normales de pêche, à moins qu'ils ne pêchent à proximité du fond, comme c'est le cas dans certaines pêches à l'extérieur du Canada (Tingley 2014; NMFS 2015). L'utilisation de chaluts pélagiques à mi-profondeur, probablement combinée à un relevé acoustique, pourrait toutefois constituer une solution de rechange à l'utilisation de chaluts pélagiques pour la surveillance monospécifique de certains taxons bathypélagiques, comme le sébaste (*Sebastes* spp.), dans l'Atlantique.

Les répercussions globales des palangres et des filets maillants de fond, des pièges et des casiers sur les habitats physiques benthiques sont considérées comme faibles à modérées, mais l'incidence sur les taxons sensibles émergents comme les coraux et les éponges peut être

---

élevée (Morgan et Chuenpagdee 2003; Fuller *et al.* 2008), et il pourrait être nécessaire d'atténuer cette incidence dans les relevés existants qui utilisent ces types d'engins. Comme il a été mentionné précédemment, les menaces liées à ces engins surviennent généralement pendant le déploiement et la récupération, ou après la perte d'un engin. Les mesures d'atténuation possibles comprennent le déploiement seulement dans des conditions météorologiques favorables, l'utilisation de matériaux biodégradables, et des durées d'immersion plus courtes (MPO 2010c). L'un des avantages de ces engins fixes pour la surveillance est qu'ils peuvent être utilisés dans des habitats qui ne peuvent pas être échantillonnés au moyen de chaluts de fond (p. ex. fonds rocheux irréguliers ou zones dont la topographie change rapidement). En outre, les relevés effectués à l'aide d'engins fixes pourvus d'hameçons ou de casiers sont généralement ceux qui sont le moins préjudiciables envers les animaux; c'est pourquoi ils sont souvent utilisés dans les études de marquage (p. ex. Cadigan et Bratley 2006).

Les engins pourvus d'hameçons, comme les palangres, les cannes à moulinet et les cuillers, présentent généralement un faible risque pour le biote benthique et l'habitat physique (Morgan et Chuenpagdee 2003; Fuller *et al.* 2008). Toutefois, dans la grande majorité des cas, ce type d'engins ne constitue pas une méthode d'échantillonnage de rechange viable. À l'instar des autres méthodes utilisant des engins fixes, les engins pourvus d'hameçons sont relativement sélectifs en ce qui a trait aux espèces et à la taille (p. ex. Millar et Fryer 1999). Dans le contexte des relevés, il est probable que ce genre d'engins soit limité aux espèces pélagiques moyennes à grandes, en particulier celles qui peuvent être difficiles à échantillonner par d'autres moyens, comme les grands requins (Murphy et Jenkins 2010). Dans le cas des taxons qui, autrement, seraient mieux échantillonnés à l'aide d'autres engins de fond, un effort d'échantillonnage considérable serait probablement nécessaire pour échantillonner un nombre suffisant d'animaux dans la zone de répartition des populations ciblées afin de pouvoir distinguer de manière fiable les variations dans l'abondance relative des erreurs d'échantillonnage. L'effort requis rendrait probablement l'approche impossible dans la plupart des situations.

Les relevés d'œufs et de larves sont utilisés partout dans le monde pour fournir des estimations de l'abondance des poissons frayants chez certaines espèces, notamment chez le maquereau et le hareng du Pacifique au Canada (Smith et Richardson 1977; Schweigert 2001; Grégoire et Beaudin 2014). Dans le cas des œufs pélagiques, l'échantillonnage n'implique aucun contact avec le fond, tandis que dans le cas des œufs démersaux, un échantillonnage sélectif localisé est requis. La méthode consiste en fait à ajuster la densité des œufs en fonction des caractéristiques du géniteur (p. ex. calendriers de fécondité et de maturité dépendant de l'âge ou de la longueur). La méthode est souvent utilisée pour les espèces pour lesquelles il est difficile d'obtenir des indices d'abondance à partir de relevés au chalut, comme les poissons pélagiques. En raison de la spécificité de la saison de frai et de la répartition horizontale et verticale des œufs et des larves, ainsi que de la nécessité de recueillir des données auxiliaires sur les caractéristiques de frai, cette approche est utilisée principalement dans un contexte monospécifique.

#### **4.5.1.2 Méthodes fondées sur l'observation**

Les principaux avantages des méthodes visuelles sous-marines par plongée et des méthodes d'imagerie sous-marine sont leur incidence faible ou nulle sur les habitats, le fait qu'elles ne nécessitent pas, ou peu, l'extraction d'organismes, et leur potentiel de densité d'échantillonnage élevée à des échelles spatiales fines et pour la description des habitats de fond marin (tableau 7). Ces méthodes sont particulièrement utiles dans le contexte de la recherche sur les associations à petite échelle entre les espèces et leur habitat et sur certaines caractéristiques du comportement, qui sont des domaines d'activité importants pour les méthodes d'observation sous-marines (Murphy et Jenkins 2010; Mallet et Pelletier 2014; Brandt *et al.* 2016). Il a

---

également été démontré que l'imagerie sous-marine est supérieure aux méthodes de capture par engins fixes pour les relevés des poissons inactifs (Morrison et Carbines 2006). Il est possible de déployer des méthodes d'imagerie, comme l'utilisation d'une caméra sous-marine pour la capture d'images fixes (chaque image fixe représente un échantillon vidéo) ou pour l'enregistrement continu, souvent à l'aide d'appâts, comme un engin tracté qui réalise un enregistrement vidéo continu le long de transects, ou de véhicules sous-marins téléguidés ou autonomes. Les méthodes d'observation reposant sur l'utilisation du scaphandre autonome, ainsi que sur celle de véhicules téléguidés, permettent également l'échantillonnage adaptatif en temps réel et la visualisation en détail de caractéristiques particulières. En outre, les méthodes reposant sur la plongée et les véhicules téléguidés permettent de sélectionner et de récupérer des objets particuliers potentiellement petits et délicats de manière plus précise que toute autre méthode d'échantillonnage (Brandt *et al.* 2016).

Aux États-Unis, l'utilisation d'une variété de méthodes vidéo s'est accrue, en particulier pour la surveillance monospécifique et la description des communautés et des habitats démersaux (National Research Council 2015). Les relevés vidéo se sont révélés des approches viables pour surveiller l'abondance relative et la répartition des pétoncles dans un certain nombre de contextes (Rosenkranz et Byersdorfer 2004; Stokesbury 2002; Stokesbury *et al.* 2004; Singh *et al.* 2014), notamment dans l'évaluation des stocks de pétoncles roses et de pétoncles épineux dans la région du Pacifique (Surry *et al.* 2012). Toutefois, même s'ils sont supérieurs aux relevés par dragage pour la détection du recrutement des pétoncles, ils n'ont pas remplacé les relevés traditionnels dans le nord-est des États-Unis, parce que les relevés par dragage sont considérés comme supérieurs pour l'estimation de la distribution des longueurs, la distinction des pétoncles vivants et morts, et l'obtention d'informations sur les attributs physiologiques et historiques de pétoncles individuels, entre autres considérations (Cryer 2015). D'efficaces systèmes vidéo par chalut ont été mis au point pour les relevés portant sur les poissons de fond de plus grande taille, comme la morue (DeCelles *et al.* 2017; Stokesbury *et al.* 2017). Bien qu'ils permettent la surveillance sans capture, réduisant ainsi les dommages infligés aux poissons, les chaluts utilisent néanmoins des panneaux et des bourrelets et, par conséquent, ne réduisent pas nécessairement les dommages infligés aux organismes ou aux caractéristiques benthiques. Les systèmes vidéo à appâts se sont également révélés utiles pour l'échantillonnage des poissons de récifs ainsi que des grandes espèces très mobiles qui pourraient ne pas être bien échantillonnées autrement (Mallet et Pelletier 2014; Devine *et al.* 2018). Il est nécessaire d'effectuer une uniformisation appropriée de la zone d'attraction des appâts, particulièrement là où il y a présence de courants (Taylor *et al.*, 2013), de même que des délais de déploiement (Coghlan *et al.* 2017), entre autres pour la réalisation d'évaluations quantitatives. Les méthodes vidéo sous-marines ont l'avantage de fournir un enregistrement permanent du relevé qui peut être revu en cas d'incertitude des données ou si l'objet de la recherche change (Murphy et Jenkins 2010). Cet avantage s'accompagne d'un coût élevé associé au traitement de l'image après relevé, bien que les progrès en matière de traitement automatisé de l'image réduisent ces coûts (National Research Council 2015).

Le rapport du National Research Council des États-Unis (2015) indique que les principaux défis liés à l'analyse d'images dans l'évaluation des stocks de poissons comprennent l'identification exacte des espèces, les cibles non classifiées, le mouvement, le double comptage des poissons et la capturabilité. Murphy et Jenkins (2010) ont énuméré les désavantages suivants des méthodes vidéo et visuelles sous-marines : leur champ de vision restreint donne lieu à une couverture spatiale limitée d'un site d'échantillonnage et, par conséquent, à une variabilité d'échantillonnage accrue entre les sites; la possibilité d'une estimation biaisée de l'abondance; et des observations qui se limitent à des espèces bien visibles (Willis 2001) ou se trouvant dans des eaux à grande visibilité (tableau 7). Les densités de certaines espèces, comme certains poissons de fond, peuvent être très faibles, ce qui rend potentiellement inefficaces les

---

méthodes vidéo existantes autres que celles utilisant une caméra montée sur le chalut (voir le chapitre 3 dans National Research Council 2015). Dans les cas où les méthodes vidéo ont été appliquées dans un contexte de relevé à grande échelle, elles ont produit des résultats contradictoires, dans le cas de relevés au chalut de longue date (MacDonald *et al.* 2010). Étant donné que les méthodes visuelles sous-marines sont limitées par des restrictions liées à la sécurité des plongeurs, elles ne sont possibles que dans certaines zones de faible profondeur et dans certaines conditions de marées ou d'état de mer, et ne sont par conséquent que d'une durée limitée. Le déploiement et la récupération des engins vidéo sous-marins, en particulier les véhicules téléguidés, peuvent prendre du temps, ce qui limite le nombre de sites qui peuvent être visités.

Les considérations qui précèdent expliquent probablement pourquoi il semble que, nulle part dans le monde, on n'utilise actuellement des relevés vidéo à grande échelle pour la surveillance régulière plurispécifique de la faune mobile, bien que des relevés à petite échelle ont été entrepris sur les systèmes de récifs et les poissons sédentaires dans des habitats complexes (voir l'examen par Mallet et Pelletier 2014; Yoklavich *et al.* 2007; Haggarty *et al.* 2016; Wilson *et al.* 2018). Toutefois, le développement et l'application de la surveillance vidéo sous-marine est un domaine en croissance rapide (Mallet et Pelletier 2014), et des technologies et méthodes appropriées pourraient être disponibles dans un avenir rapproché. Pourvu qu'elles puissent être étalonnées dans le respect des méthodes existantes de surveillance reposant sur la capture, et qu'on puisse démontrer qu'elles suivent avec fiabilité les variations de l'abondance relative dans le temps, par exemple en faisant le suivi de l'abondance des cohortes individuelles (p. ex. Benoît *et al.* 2009; Swain *et al.* 2012b), ces méthodes pourraient devenir des méthodes de surveillance à faible incidence très utiles pour les relevés en général, à plus forte raison dans les régions dotées de caractéristiques benthiques vulnérables.

Les méthodes hydroacoustiques constituent l'autre principale méthode d'observation utilisée pour les relevés maritimes. Elles sont couramment employées par le MPO pour effectuer le relevé d'espèces de poissons pélagiques ou bathypélagiques particulières, comme le hareng, le capelan et le merlu du Chili (Martell 2009; Mowbray 2014; McDermid *et al.* 2016), et elles semblent bien convenir aux relevés réguliers du krill (McQinn *et al.* 2016). En fait, les méthodes hydroacoustiques conviennent particulièrement bien à l'échantillonnage d'espèces difficiles à échantillonner avec fiabilité et efficacité au moyen d'autres méthodes d'échantillonnage. Les méthodes hydroacoustiques peuvent être utilisées dans une vaste gamme d'habitats, y compris dans les zones inaccessibles, et des relevés peuvent être effectués sur de vastes surfaces. Dans certaines applications, elles peuvent fournir des estimations de l'abondance absolue, tandis que toutes les autres méthodes de relevé fournissent des estimations de l'abondance relative; en effet, en raison de facteurs comme l'évitement des engins ou des observateurs, une fraction seulement du biote qui se trouve sur le site ou dans le corridor d'échantillonnage peut être observée (des détails supplémentaires sont fournis ci-dessous). Les méthodes hydroacoustiques ont pour principal inconvénient de ne pas permettre de détecter avec fiabilité les espèces démersales à proximité ou sur le fond marin, et de ne pas échantillonner les poissons dépourvus de vessies natatoires de manière aussi efficace (Simmonds et MacLennan 2005). Il ne s'agit donc pas d'une méthode d'échantillonnage appropriée pour les poissons plats et de nombreuses autres espèces de poissons de fond. En outre, la capacité de distinguer les espèces et les tailles de poisson est limitée, et il est nécessaire de procéder à un échantillonnage supplémentaire au chalut ou à la caméra vidéo sous-marine (Jones *et al.* 2012; Boldt *et al.* 2018) pour calibrer le signal acoustique et répartir la biomasse estimée entre les espèces et les groupes.



---

## 4.6 CONSIDÉRATIONS RELATIVES AU CHANGEMENT DES OUTILS DE SURVEILLANCE DANS UN RELEVÉ EXISTANT

Les données des séries chronologiques constituent le fondement des sciences halieutiques, et il est primordial d'être cohérent dans la façon de recueillir ces données (ou de comparer et de convertir les données entre les diverses méthodes de collecte) pour être en mesure d'utiliser ces données pour la formulation des avis scientifiques sur la gestion des ressources marines. Tout changement important dans la méthodologie des relevés peut faire en sorte que les nouvelles données recueillies ne soient pas comparables aux séries chronologiques précédentes. Même si deux types d'engins de relevé différents peuvent fournir des données ou des informations sur les mêmes propriétés, ils ne peuvent pas nécessairement être utilisés de façon interchangeable en raison de la nature de la collecte des données ou des échantillons. Les changements apportés aux engins ou à la méthodologie de relevé peuvent donc constituer un obstacle important à la formulation d'avis scientifiques, à moins que ces changements ne soient correctement étalonnés.

Le fait que la plupart des relevés, y compris tous ceux énumérés au tableau 6, fournissent des estimations de l'abondance qui sont relatives plutôt qu'absolues est essentiel à la compréhension des raisons qui expliquent pourquoi les changements apportés aux engins et aux méthodes de relevé posent problème. C'est pourquoi on parle généralement d'indices d'abondance, plutôt que d'abondance en tant que telle, lorsqu'on fait référence à ces estimations. Les relevés capturent et retiennent une certaine proportion des animaux qui se trouvent dans la zone balayée par les engins de relevé mobiles (chaluts de fond et dragues) ou à proximité d'engins fixes (filets maillants, palangres, pièges et casiers). Cette proportion, souvent appelée « capturabilité », varie habituellement selon l'espèce et la taille des organismes du relevé, mais elle peut aussi varier en raison d'autres facteurs comme la profondeur et le moment de la journée. L'utilité d'un relevé visant à fournir un indice d'abondance fiable pour une espèce dépend essentiellement de la stabilité temporelle de la capturabilité. Les changements apportés aux protocoles ou aux activités de relevé qui entraînent un changement systématique dans la capturabilité entraîneront un changement dans les indices d'abondance. En omettant de tenir compte de ces changements, on risque, au moment d'interpréter les tendances d'abondance relative d'un relevé, de confondre les changements réels dans l'abondance et les changements attribuables aux activités de relevé (Katsanevakis *et al.* 2012). C'est pourquoi tous les efforts sont déployés pour assurer la cohérence du plan de relevé. Lorsque des changements dans les activités de relevé sont inévitables ou jugés nécessaires, comme le passage d'un relevé de jour seulement à un relevé sur 24 heures (p. ex. Benoît et Swain 2003) ou un changement dans le navire de relevé ou le chalut (p. ex. Miller 2013), des efforts considérables sont déployés pour uniformiser ou étalonner les indices d'abondance.

Les différences touchant la configuration et la composition des engins de relevé (p. ex. taille des mailles ou des hameçons) de même type (p. ex. chalut, filet maillant) peuvent donner lieu à des différences très importantes dans la capturabilité relative (Bourdages *et al.* 2007; Surette *et al.* 2016). Même lorsque des études d'étalonnage sont entreprises, il est possible que certaines tailles et espèces d'animaux ne soient capturées de manière efficace qu'avec une seule des configurations d'engins (Warren *et al.* 1997). Dans pareils cas, les séries de relevés ne peuvent pas être ajustées avec fiabilité, ce qui entraîne une rupture dans les indices d'abondance relative ou la nécessité d'établir de nouveaux indices reposant sur des tailles ou des espèces qui sont échantillonnées adéquatement par les deux configurations (Bratney *et al.* 1999). Les changements apportés à un type d'engin d'échantillonnage entièrement différent sont susceptibles d'entraîner des différences encore plus grandes dans la capturabilité, avec un plus grand nombre de cas où l'étalonnage n'est pas possible. Willis (2013) a passé en revue les

---

programmes de surveillance utilisés dans les zones marines protégées de la Nouvelle-Zélande et a conclu que l'absence d'intercomparabilité entre les sources de données était fréquente et limitait souvent les capacités d'évaluation de l'efficacité de la protection. Il sera important que les gestionnaires associent les objectifs de conservation à un plan de surveillance bien conçu afin que l'efficacité puisse être évaluée à l'avenir. Pour ce faire, il faudra utiliser le même outil d'échantillonnage à l'intérieur et à l'extérieur de la zone de fermeture.

Tous les relevés énumérés au tableau 6 utilisent des méthodes par extraction et reposent sur la capture et le dénombrement d'organismes. La disponibilité des spécimens capturés permet une collecte de données qui n'est pas directement possible au moyen d'une méthode de relevé purement observationnelle (acoustique et vidéo). Cela comprend notamment des informations sur le sexe, l'état reproducteur et la composition par âge, la composition des espèces ou des stocks (dans le cas d'espèces cryptiques ou de stocks mixtes), les habitudes alimentaires et les indicateurs de santé comme les indices de condition et les charges parasitaires. En outre, les méthodes de relevé par observation ne fournissent pas toutes des renseignements à haute résolution sur la composition des tailles ou des longueurs, et lorsqu'elles le font, les masses individuelles doivent être inférées indirectement à partir des relations longueur-masse (Murphy et Jenkins 2010). Pour certains des paramètres susmentionnés, il peut être possible d'inférer leurs valeurs à partir d'échantillons de relevé recueillis à l'extérieur de la zone protégée, à condition que ces valeurs puissent être considérées comme représentatives (voir la section 5.2.1.3). Dans d'autres cas, des valeurs propres à la zone peuvent être requises. Ce sera le cas si les objectifs de conservation d'une zone protégée comprennent la surveillance des paramètres propres à la zone, comme les relations trophiques ou la composition démographique.

#### **4.7 MODIFICATIONS AUX PROCÉDURES DE RELEVÉ**

Les procédures de relevé peuvent être modifiées pour réduire l'empreinte des traits de chalut individuel, notamment en raccourcissant la distance des traits dans les relevés effectués au moyen d'engins mobiles. De plus, la réduction de la vitesse des traits de chalut peut réduire le degré de pénétration des engins mobiles dans les sédiments et la quantité de remise en suspension des sédiments (O'Neill et Ivanovic 2016), ce qui réduit les effets sur l'endobenthos et sur les espèces voisines vulnérables.

À l'instar des changements apportés aux engins de relevé, les changements aux procédures de relevé nécessitent un étalonnage pour assurer l'intégrité des séries de relevés. De nombreuses espèces de poissons nagent en amont des chaluts jusqu'à ce qu'elles soient épuisées et qu'elles soient prises dans le filet (Wardle 1986). On a constaté que l'endurance à la nage, et donc la capturabilité, était fonction de la vitesse et de la durée des traits de chalut, entre autres facteurs (Wardle 1986; Engås 1994; Winger *et al.* 2000).

De plus, à mesure que la durée d'un trait de chalut standard diminue, le temps passé par le filet dans la colonne d'eau au cours du déploiement et de la récupération devient relativement plus important. Lorsque le filet se trouve dans la colonne d'eau, il peut capturer des poissons, mais probablement pas de façon uniforme, en raison des durées variables de déploiement et de récupération ainsi que des variations dans son ouverture provoquées par les courants et les marées. Toutes choses étant égales par ailleurs, on s'attend donc à ce que la variabilité des prises augmente à mesure que la durée habituelle des traits de chalut est raccourcie.

C'est pour ces raisons que la durée des traits de chalut d'un relevé est uniformisée et qu'il existe des critères prédéfinis sur la durée acceptable lorsque les traits doivent être interrompus de façon préventive, par exemple lors de la rencontre avec un fond accidenté (Hurlbut et Clay 1990). Les traits de chalut qui ne satisfont pas à ces critères prédéfinis sont considérés

---

comme invalides, et les données fournies par ces prises ne sont pas utilisées dans les analyses subséquentes de l'état des ressources. Par conséquent, il sera généralement impossible, à titre de mesure d'atténuation dans les relevés indépendants des pêches, de réduire de manière importante la durée des traits de chalut dans les zones protégées en vue de réduire au minimum les dommages infligés aux taxons benthiques. Toutefois, les protocoles de relevé existants rendent possible la réduction des zones balayées jusqu'à un tiers.

L'empreinte globale des relevés peut également être réduite en diminuant la densité d'échantillonnage dans la zone protégée. Dans le cas d'un seul relevé, cela revient à définir la zone protégée comme une nouvelle strate, ou comme deux strates ou plus si la zone contient des habitats contrastés qui devraient influencer sur la densité animale, et à redéfinir les zones des strates qui chevauchaient auparavant la zone protégée. Le plan d'échantillonnage global demeurera valide à condition que l'échantillonnage dans les nouvelles strates soit suffisant pour estimer la variance de la densité (au moins deux échantillons ou traits, idéalement trois ou plus) (Krebs 1989). Des réductions locales de la densité d'échantillonnage sont également possibles pour les plans de relevé non stratifiés, à condition qu'un modèle approprié (p. ex. un modèle géostatistique comme dans Thorson *et al.* 2015) soit utilisé pour estimer la densité. Que le plan soit stratifié ou non, l'estimation doit demeurer sans biais, pourvu que les hypothèses de la méthode d'estimation soient satisfaites. Toutefois, une réduction de la densité d'échantillonnage entraînera une perte de précision dans les estimations. L'ampleur de cette perte dépendra de la variabilité des captures des relevés dans les zones moins échantillonnées et de la taille de ces zones par rapport à la zone de relevé restante. Une analyse rétrospective des données existantes comportant une restratification et des simulations empiriques de réduction de la densité d'échantillonnage pourrait être utilisée pour évaluer les effets sur la précision.

La densité d'échantillonnage à l'intérieur d'une zone protégée peut aussi être réduite en éliminant les relevés redondants qui se chevauchent dans l'espace et qui fournissent en grande partie les mêmes informations. Si les informations fournies par les relevés dans la région sont (presque) identiques, comme dans le cas des relevés plurispécifiques menés au moyen d'engins mobiles de pêche sentinelle et de navires de recherche dans le golfe du Saint-Laurent (Swain *et al.* 2012b), et particulièrement si les relevés peuvent être interétalonnés pour tous les taxons qu'ils surveillent (voir Benoît et Cadigan 2013 pour le crabe des neiges), cela peut représenter un moyen efficace de réduire l'empreinte globale des relevés dans les zones protégées. Toutefois, la capacité d'interétalonnage n'est pas garantie et il faudrait réaliser un nombre considérable d'essais de modélisation avant de décider d'abandonner les relevés.

Les caractéristiques benthiques vulnérables peuvent être réparties de façon hétérogène dans une zone protégée. Dans la mesure où l'emplacement de ces caractéristiques est connu d'après les observations passées ou inféré d'après les caractéristiques de l'habitat, il pourrait être possible de poursuivre l'échantillonnage dans les autres parties de la zone protégée, tout en réduisant considérablement les dommages possibles infligés aux caractéristiques. Si la superficie occupée par les caractéristiques est petite, les conséquences sur l'intégrité des séries de relevés ne devraient pas être importantes.

## **5. EXCLUSION DES RELEVÉS EN CONTACT AVEC LE FOND DES ZONES PROTÉGÉES : CONSÉQUENCES POUR LA COMPRÉHENSION SCIENTIFIQUE ET LES OBJECTIFS DE CONSERVATION**

Des relevés scientifiques réguliers et soutenus permettent de surveiller les variations de l'abondance et de la répartition des espèces marines dans le temps. Une surveillance écologique est nécessaire dans les zones protégées pour assurer l'efficacité des mesures de gestion imposées par rapport aux objectifs de conservation définis pour les zones (Hilborn *et al.*

---

2004). Cette surveillance pourrait provenir, en tout ou en partie, de relevés existants ou de nouveaux relevés ciblés. Une surveillance est requise dans l'écosystème élargi pour évaluer l'efficacité des mesures de gestion utilisées pour atteindre les objectifs relatifs à l'utilisation durable des ressources marines renouvelables et au rétablissement des espèces en déclin et des espèces dont la conservation est préoccupante. La surveillance est également cruciale pour évaluer les effets des activités humaines à l'échelle des écosystèmes (Carstensen 2014) et pour comprendre les conséquences des changements environnementaux à grande échelle comme le changement climatique et l'acidification des océans, qui à leur tour contribueront à la planification de l'adaptation (Warburton *et al.* 2013). L'incapacité de maintenir des séries chronologiques d'estimations de l'abondance relative fondées sur la surveillance à l'intérieur des zones protégées pourrait compromettre gravement la capacité d'évaluer correctement la situation des populations (Punt et Methot 2004; Field *et al.* 2006).

Dans cette section, nous examinons les conséquences possibles de l'exclusion des relevés en cours dans les zones protégées. Ce faisant, nous soulignons également l'avantage pour la compréhension scientifique de poursuivre ces relevés dans les zones protégées. Nous examinons les conséquences pour les programmes de surveillance et pour la prise de décisions concernant la conservation des espèces et des communautés écologiques, à l'intérieur et à l'extérieur des zones protégées, et la conservation de pêches durables et prospères.

## **5.1 SCIENCE ET CONSERVATION À L'INTÉRIEUR D'UNE ZONE PROTÉGÉE**

La mise en application réussie d'une zone protégée dépend, entre autres, d'une évaluation approfondie de son efficacité (Hilborn *et al.* 2004). Jusqu'à présent, pour la plupart des zones protégées, les données sont insuffisantes pour permettre d'évaluer objectivement le rendement de la fermeture, ce qui limite les possibilités d'adaptabilité et compromet leur réussite (Jones 2001; Pomeroy *et al.* 2005; Fox *et al.* 2014; Stanley *et al.* 2015). Il existe également un risque que soit laissée en place une mesure de gestion inefficace susceptible de limiter les possibilités de pêche commerciale ou d'autres activités humaines.

Les considérations relatives à la planification de nouveaux programmes de surveillance dans les zones protégées sont examinées en détail dans Stanley *et al.* (2015). Ici, nous examinons spécifiquement la pertinence et le rôle potentiels des relevés réguliers existants pour surveiller l'efficacité de certaines des nouvelles zones protégées qui chevauchent les relevés existants.

Pour évaluer l'efficacité d'une zone protégée, il faut effectuer une surveillance avec suffisamment de répétitions, tenir compte de la variabilité naturelle et de l'échantillonnage, et comparer les sites à l'intérieur et à l'extérieur de la zone (Hilborn *et al.* 2004; Stanley *et al.* 2015). La surveillance à long terme est particulièrement utile compte tenu de la faible variabilité écologique et des délais potentiellement longs des réponses aux mesures de gestion (examiné dans Stanley *et al.* 2015 pour les ZPM; Hutchings et Reynolds 2004). Lorsqu'on prévoit des effets d'entraînement dans la zone protégée, les comparaisons à l'extérieur de la zone doivent porter sur des sites situés à différentes distances de la zone.

Les plans les plus solides en matière de surveillance des zones protégées sont des variantes d'un plan avant-après-contrôle-impact (BACI) (Underwood 1992, 1994), où, dans le présent contexte, l'impact se rapporte aux changements des propriétés d'intérêt à la suite de la nouvelle protection. Le plan BACI exige un échantillonnage représentatif dans la zone protégée et dans des sites « témoins » non protégés, avant et après la mise en œuvre de la protection. Ce plan permet de tirer des conclusions sans équivoque au sujet de l'efficacité de la mesure de gestion en contrôlant la variabilité spatiale et temporelle à plus grande échelle, à condition que, avant la mise en œuvre de la mesure, les sites témoins aient été semblables au futur site protégé en ce qui concerne les propriétés visées par l'effort de conservation. Un plan BACI qui comprend un

---

échantillonnage répété dans le temps et dans l'espace avant et après la création de la zone protégée, appelé « au-delà du BACI » (Beyond-BACI), permet de tenir compte des tendances temporelles dans la variation et dans la variabilité spatiale, et est considéré comme une approche optimale pour évaluer les effets de la protection (Osenberg *et al.* 2010; Willis 2013).

Contrairement aux plans de type BACI, les plans contrôle-impact (CI), plus simples, qui ne comparent que les propriétés dans la zone protégée et dans les sites témoins, une fois la protection en place, n'ont pas la capacité de distinguer les effets de la gestion et les différences naturelles (« effets du site ») qui peuvent exister entre les sites avant la mise en œuvre de la protection (Osenberg *et al.* 2010). Les premières méta-analyses de l'efficacité des zones marines protégées ont été dominées par des études fondées sur des plans CI (Halpern et Warner 2002), qui ont surestimé les avantages de la protection dans un certain nombre de situations (brièvement examinées dans Stanley *et al.* 2015). Cette conclusion est justifiée dans la mesure où l'emplacement des zones protégées repose souvent sur une ou plusieurs caractéristiques importantes qui distinguent la zone des autres sites, comme la concentration de coraux et d'éponges ou la présence d'une ZIEB. À l'instar des plans IC, les plans avant et après impact (BAI) ne permettent pas de déterminer sans ambiguïté l'efficacité de la protection. En l'absence de sites témoins, les différences touchant les propriétés d'intérêt dans la zone protégée avant et après la mise en œuvre de la protection ne peuvent pas être attribuées uniquement à la mesure de gestion, mais peuvent être le résultat de variations naturelles non liées aux mesures ou à plus grande échelle (p. ex. LeBlanc *et al.* 2015). Dans les cas où les limites de la zone protégée englobent complètement ou presque des habitats ou des caractéristiques propres au site (p. ex. ZPM des récifs d'éponges siliceuses du détroit d'Hécate et du bassin de la Reine Charlotte et ZPM du champ hydrothermal Endeavour), il pourrait être impossible de trouver des sites témoins correspondants à l'extérieur de la zone protégée, et le plan BAI pourrait mieux convenir.

Compte tenu de ce qui précède, la surveillance de l'efficacité des nouvelles zones protégées dans les eaux marines canadiennes nécessitera idéalement d'effectuer une surveillance avant leur mise en œuvre et de couvrir une zone plus vaste que les zones protégées. Idéalement, cette surveillance aura commencé plusieurs années avant la fermeture et se poursuivra plusieurs années après celle-ci afin de maximiser la capacité de détection des changements dans les zones protégées qui découlent de la protection, à la lumière de la variabilité temporelle naturelle ou contextuelle. Toutefois, les délais serrés à l'intérieur desquels le Canada a atteint son objectif provisoire de 2017 et s'efforce d'atteindre son objectif de 2020 en matière de zones protégées sont tels qu'il est peu probable que de nouveaux programmes de surveillance adéquats soient en place à temps pour une surveillance préincidence à grande échelle spatiale (voir Dunham *et al.* 2018a). Les données de surveillance existantes reproduites dans l'espace et le temps seront probablement limitées à celles des relevés permanents existants.

Pour un certain nombre de zones protégées, les relevés réguliers existants constitueront la seule source de données à partir de laquelle il sera possible d'établir des conditions de base pouvant servir efficacement de points de référence. Dans la plupart de ces cas, il faudrait poursuivre les relevés pour évaluer les changements écologiques futurs par rapport à ces points de référence. Même si de nouveaux relevés aux répercussions moins importantes pouvaient être mis en œuvre, il pourrait être très difficile d'étalonner ces relevés par rapport aux relevés existants (voir la section 4.6 ci-dessus; Considérations relatives au changement des outils de surveillance dans un relevé existant).

Il y aura des taxons ou des caractéristiques benthiques qui ne sont pas échantillonnés de façon appropriée ou adéquate par les relevés existants. Cela pourrait inclure des taxons incrustés, des taxons pour lesquels la capturabilité par les engins de relevé est très variable, et des taxons pour lesquels l'échantillonnage à l'intérieur et aux alentours d'une zone protégée est trop rare

---

pour fournir une mesure significative de la densité. Dans ces cas, les données des relevés existants seront peu ou pas utiles pour surveiller l'efficacité des mesures de protection spatiale. Toutefois, à l'intérieur de ces mêmes zones protégées, il peut y avoir d'autres taxons qui sont bien surveillés par les relevés existants et pour lesquels une surveillance continue est requise en raison d'autres objectifs connexes de conservation ou d'un désir de surveiller la dynamique globale de la communauté et de l'écosystème découlant de la protection. La pertinence des relevés existants pour effectuer le suivi des tendances liées à la nouvelle protection de divers taxons peut déjà être évaluée avant sa mise en œuvre au moyen d'une analyse de l'efficacité statistique disponible pour détecter les changements dans la zone à l'aide des données existantes. L'analyse d'efficacité est un moyen objectif de déterminer, le cas échéant, quelles composantes écologiques dans une zone protégée sont suffisamment bien surveillées par les relevés existants. Par conséquent, les analyses d'efficacité constitueraient un élément important pour évaluer si les relevés existants peuvent fournir un avantage dans la surveillance des résultats de la protection qui l'emporte sur les dommages que les relevés infligent aux espèces et aux caractéristiques benthiques importantes.

En plus de fournir des données sur l'abondance et la répartition des taxons, les relevés réguliers existants recueillent des échantillons biologiques qui peuvent fournir des données permettant d'éclaircir d'autres paramètres d'intérêt, comme les relations trophiques et les caractéristiques démographiques et génétiques des taxons dans une zone protégée. Il peut s'agir de paramètres pour lesquels il est impossible d'effectuer un échantillonnage suffisant, suffisamment représentatif ou à l'échelle appropriée en utilisant des moyens moins invasifs comme les engins téléguidés (p. ex. les échantillons d'espèces mobiles ou ceux nécessitant l'échantillonnage d'un grand nombre d'organismes, comme c'est le cas pour estimer les caractéristiques démographiques). En outre, les plans des relevés existants sont tels qu'ils permettent d'inférer correctement les paramètres étudiés pour une zone particulière ou pour la zone du relevé dans son ensemble. Autrement dit, la moyenne et la variance estimées (par exemple) pour les propriétés seront représentatives de la zone d'inférence cible. Par conséquent, à partir des échantillons obtenus lors des relevés, il sera possible d'évaluer dans quelle mesure la protection entraîne des changements dans les rôles fonctionnels chez les espèces (p. ex. relations prédateur-proie) ou des changements dans les caractéristiques de la biodiversité au-delà de celles échantillonnées macroscopiquement (p. ex. structure des sous-populations ou effets d'entraînement évalués au moyen de la génétique). Encore une fois, les avantages associés à ces informations devraient être comparés au préjudice causé par les activités de relevé pour déterminer si ces dernières devraient se poursuivre.

## **5.2 SCIENCE ET CONSERVATION DANS L'ÉCOSYSTÈME ÉLARGI**

### **5.2.1 Biais des relevés**

Les définitions qui suivent s'appliquent à la présente section.

Le domaine de relevé de l'estimation est la zone géographique pour laquelle des inférences statistiques, comme l'abondance moyenne d'une espèce, sont ciblées. C'est ce qu'on appelle communément la zone de relevé.

En statistique, une unité d'échantillonnage est l'une des unités de base en lesquelles un agrégat (le cadre d'échantillonnage) est divisé aux fins de l'échantillonnage. Dans les relevés sur les ressources marines, l'unité d'échantillonnage de base est un trait de chalut et le cadre d'échantillonnage est l'ensemble de toutes les unités d'échantillonnage possibles, c.-à-d. tous les emplacements distincts où un trait de chalut peut être effectué. Idéalement, la zone couverte par le cadre d'échantillonnage sera identique au domaine de relevé, mais souvent, elle sera

---

plus petite en raison des zones où le trait de chalut est impossible à cause de l'habitat ou de la bathymétrie.

La population cible est définie ici comme étant l'ensemble des unités d'échantillonnage où se trouve un stock biologique pour lequel l'inférence (p. ex. l'abondance moyenne) est souhaitée. Il convient de souligner que le terme « stock » est utilisé dans la présente section pour désigner une population biologique et pour distinguer celle-ci de la population des unités d'échantillonnage.

En méthodologie de relevés, la couverture désigne la relation entre le cadre d'échantillonnage et la population cible (Lohr 2010). Lorsque la population cible et celle échantillonnée par traits de chalut sont la même, on dit que la couverture est complète. Pourvu que les méthodes d'échantillonnage soient correctes (p. ex. sélection aléatoire de l'emplacement des traits de chalut), les estimations de la densité moyenne des stocks seront sans biais, c.-à-d. qu'en moyenne, elles seront égales aux valeurs « réelles ».

Par contre, il y a sous-dénombrement lorsqu'un sous-ensemble de la population cible n'est pas inclus dans le cadre d'échantillonnage (Lohr 2010), c.-à-d. que les unités exclues ne peuvent pas faire partie de l'échantillon de l'emplacement de relevé choisi. Le sous-dénombrement d'un stock ou d'une espèce se produit lorsque la zone de relevé n'inclut pas les emplacements où se trouvent le stock ou l'espèce. L'exclusion des relevés des zones qui étaient auparavant incluses dans leur domaine d'échantillonnage générera un nouveau sous-dénombrement ou augmentera le sous-dénombrement existant des stocks et des espèces qui résident dans la zone nouvellement protégée. Le niveau de couverture demeurera inchangé pour les stocks et les espèces qui résident exclusivement à l'extérieur de la zone protégée.

En l'absence de corrections appropriées (voir 5.2.1.3 ci-dessous), le sous-dénombrement peut causer un biais dans les propriétés estimées (p. ex. densité d'abondance moyenne), c'est-à-dire que, en moyenne, ces estimations différeront systématiquement des valeurs réelles. Le signe (positif ou négatif) du biais dépendra de la nature du sous-dénombrement. Si la densité du sous-ensemble exclu est semblable celle de la population cible, le sous-dénombrement aura peu ou pas d'effet sur le biais. Si la densité des sous-ensembles exclus diffère de celle de la population cible, l'effet dépendra de la différence :

- si le sous-ensemble exclu est associé à des valeurs de densité élevées, le sous-dénombrement se traduira par un biais négatif;
- si le sous-ensemble exclu est associé à des valeurs de densité peu élevées, le sous-dénombrement se traduira par un biais positif;
- si le sous-ensemble exclu est associé à parts égales à de petites et à de grandes valeurs, il n'y a que peu ou pas d'incidence sur le biais;
- si le sous-ensemble exclu est associé à des valeurs moyennes, il n'y a que peu ou pas d'incidence sur le biais.

Dans les deux premiers cas, l'ampleur du biais dépendra du degré auquel les densités d'abondance des unités d'échantillonnage diffèrent entre le sous-ensemble exclu et le nouveau cadre d'échantillonnage, ainsi que du degré de sous-dénombrement.

À proprement parler, le biais ne cause pas de problèmes pour la surveillance des ressources si son ampleur et son signe ne varient pas dans le temps, à moins que les valeurs d'abondance provenant des relevés soient traitées comme étant absolues plutôt que relatives. En fait, la capturabilité à un relevé est un biais par rapport à l'abondance totale. C'est pourquoi les estimations de la majorité des relevés existants sont traitées comme des indices d'abondance relative. Le biais résultant d'un sous-dénombrement nouveau ou supplémentaire ne cause pas

---

non plus de problème pour les indices d'abondance, à condition que le biais ne varie pas systématiquement dans le temps. Les indices d'abondance existants peuvent être recalculés, à l'exclusion des échantillons qui ont été obtenus dans la zone maintenant protégée. Les tendances d'abondance demeureront proportionnelles à l'abondance réelle. Bien entendu, si certaines étapes du cycle de vie d'une population se déroulent exclusivement dans la zone fermée, l'abondance de cette population ne sera pas reflétée dans les nouveaux indices et le suivi des cohortes en fonction du stade, de la taille ou de l'âge, comme l'exigent certaines évaluations de populations, sera affecté.

Le biais causé par le sous-dénombrement devient problématique lorsque l'ampleur et peut-être le signe de ce biais varient systématiquement dans le temps, c.-à-d. s'il est non stationnaire, auquel cas les indices d'abondance ne seront plus strictement proportionnels à l'abondance réelle. Cela est valable pour le sous-dénombrement existant provoqué par les domaines de relevé qui ne circonscrivent pas la zone de répartition d'un stock ou d'une espèce (p. ex. Davies et Jonsen 2011), et pour le nouveau sous-dénombrement provoqué par l'exclusion des relevés effectués dans les zones protégées. Il convient de souligner que dans certains cas, il pourrait être possible de déplacer les stations d'échantillonnage d'une zone nouvellement protégée vers une zone voisine d'habitat similaire autrefois non échantillonnée, ce qui compenserait le nouveau sous-dénombrement. Une telle stratégie a été utilisée dans le cadre du relevé de la Commission internationale du flétan du Pacifique pour les sites qui sont font partie de la ZPM du détroit d'Hécate (comm. pers. J. Amyot, Programme des océans du MPO, région du Pacifique). Le succès d'une telle stratégie nécessite que les densités dans les deux zones soient d'une ampleur semblable et varient de façon similaire au fil du temps.

Le sous-dénombrement peut entraîner deux principaux mécanismes produisant un biais variable dans le temps quant à l'abondance relative estimée : des variations dans la répartition spatiale des stocks et une dynamique démographique divergente des stocks et sous-stocks dans la zone fermée par rapport à la zone élargie. Ces effets peuvent se produire à travers la répartition d'un stock et, par conséquent, pour de nombreux stocks, les effets sur le biais peuvent inclure des contributions provenant de plusieurs zones protégées.

#### **5.2.1.1 Biais des relevés : variations dans la répartition spatiale des stocks**

Les variations dans la répartition spatiale d'un stock qui donnent lieu à des changements de densité qui ne sont pas proportionnels à l'intérieur et à l'extérieur du domaine d'échantillonnage produiront un biais variable dans le temps. De nombreux facteurs peuvent entraîner un changement dans la répartition, et de tels changements sont très courants dans la faune marine mobile (MacCall 1990; Pinski *et al.* 2013; Shackell *et al.* 2014).

Les variations dépendant de la densité sont parmi les plus répandues (examinées dans MacCall 1990; Swain et Sinclair 1994). La théorie de la stratégie optimale de recherche de la nourriture prévoit une expansion des populations vers des habitats marginaux à mesure que l'abondance augmente, de sorte que les variations en pourcentage de la densité locale devraient être plus importantes dans les habitats marginaux que dans les habitats optimaux (Fretwell et Lucas 1970; examiné par Rosenzweig 1991). De nombreux stocks affichent une dynamique conforme aux prédictions de la théorie de la stratégie optimale de recherche de la nourriture (MacCall 1990; toutefois, voir Swain et Morin 1996 pour une tendance opposée). Dans le cas des stocks pour lesquels une zone non surveillée constitue une partie ou la totalité de l'habitat préféré, les variations d'abondance seront les plus importantes dans la zone surveillée, et les densités estimées par le relevé seront généralement monotones, mais pas proportionnelles, par rapport à l'abondance. À mesure que l'abondance diminue après avoir atteint un niveau élevé, les densités estimées par le relevé diminueront plus rapidement encore, provoquant ce qu'on appelle l'hyperépuisement (Hilborn et Walters, 1992). Les tendances et



---

l'état du stock paraîtront plus défavorables qu'ils ne le sont réellement (p. ex. Davies et Jonsen 2011). Inversement, dans le cas des stocks pour lesquels la zone non surveillée constitue un habitat potentiel, mais moins privilégié, les densités du relevé demeureront élevées de manière disproportionnée à mesure que les stocks diminuent. Ce phénomène, appelé hyperstabilité, crée un risque élevé que les mesures de gestion visant à freiner la baisse des stocks et à promouvoir leur reconstitution soient retardées (Hilborn et Walters 1992). Cela provoque à son tour un préjudice supplémentaire aux stocks, en leur faisant potentiellement atteindre des niveaux à partir desquels leur reconstitution serait difficile (Hutchings 2014; Kuparinen *et al.* 2014).

La sélection de l'emplacement des zones protégées exige souvent la sélection de sites ayant des propriétés qui les distinguent des autres zones, comme les zones à forte densité de taxons dont la conservation est préoccupante, les zones à forte biodiversité ou les ZIEB. Abrutant par nature des habitats non représentatifs, les zones protégées sont susceptibles d'inclure des habitats qui sont préférés par certains taxons, et marginaux ou neutres pour d'autres taxons. Il est donc fort possible que les exclusions de relevé de nombreuses zones protégées donnent lieu à des indices de relevé hyperstables pour certains stocks et à un hyperépuisement pour d'autres.

Les changements environnementaux peuvent avoir une incidence sur l'emplacement des habitats privilégiés et, par conséquent, sur la répartition des stocks. Les changements environnementaux les plus notables sont ceux associés au changement climatique, et ses effets connexes comme l'acidification et l'hypoxie des océans. Des changements à grande échelle conformes aux effets des changements climatiques ont déjà été observés dans certaines zones (Perry *et al.* 2005; Pinski *et al.* 2013), et des changements plus considérables sont prévus (Cheung *et al.* 2009, 2011). D'autres changements environnementaux peuvent entraîner des compromis en matière de valeur d'adaptation qui influent sur le choix de l'habitat préféré. Un exemple digne de mention est le risque de prédation (Heithaus *et al.* 2006; Swain *et al.* 2015). Dans l'ensemble, les changements dus à l'environnement sont susceptibles d'entraîner, dans les régions surveillées et non surveillées, des variations disproportionnées de l'abondance, ce qui se traduira par des tendances à l'hyperépuisement ou à l'hyperstabilité qui varieront dans le temps.

#### **5.2.1.2 Biais de relevé : dynamique démographique divergente**

Même en l'absence de variations dans la répartition, des niveaux différents de productivité des stocks dans des sites surveillés et non surveillés peuvent donner lieu, à la suite d'une perturbation ou en raison de la variabilité environnementale, à diverses tendances en matière d'abondance et à diverses dynamiques de stocks. Les espèces sessiles, celles dont la mobilité est limitée et celles qui font preuve d'une grande fidélité à un site, sont les plus susceptibles de connaître une productivité tributaire de l'emplacement, tandis que les espèces très mobiles y sont les moins susceptibles. Ce phénomène peut en fait sous-tendre les différences spatiales de densité qui motivent le choix de l'emplacement des zones protégées dans de nombreux cas. Dans la mesure où c'est le cas, le sous-dénombrement attribuable à l'exclusion des zones protégées est susceptible d'entraîner un biais. À l'exception des effets d'entraînement à grande échelle, on s'attend également à ce que les effets positifs de la protection se traduisent par une productivité et une dynamique différentes à l'intérieur et à proximité de la zone protégée, comparativement à d'autres zones, ce qui causera des problèmes d'évaluation de la population (Field *et al.* 2006). L'ampleur du biais variable dans le temps qui en résulte est susceptible d'augmenter avec le degré de spécificité du site, les restrictions imposées à la mobilité à toutes les étapes du cycle de vie, les avantages tirés de la protection et l'importance du sous-dénombrement découlant de l'exclusion des relevés dans la zone protégée. Les zones protégées qui protègent efficacement une partie d'une population peuvent produire des

---

caractéristiques du cycle vital qui divergent dans le temps à l'intérieur et à l'extérieur de la zone. Cela peut donner lieu à un biais dans l'estimation des caractéristiques du cycle vital, ce qui peut constituer un facteur important pour comprendre la productivité de la population d'une part, et les indicateurs de la pression globale sur la pêche d'autre part (Field *et al.* 2006; Rochet *et al.* 2000).

### **5.2.1.3 Prise en compte du sous-dénombrement pour réduire le biais**

Il existe deux approches générales en matière d'analyse des données et d'inférence statistique pour traiter l'exclusion des relevés d'une zone nouvellement protégée. La première approche consiste à supprimer les zones maintenant non échantillonnées du domaine de relevé et à fonder des inférences à plus grande échelle sur une zone géographique qui exclut les zones protégées. Cela revient à ne prendre aucune mesure pour réduire les biais possibles. Une telle approche est appropriée si les densités moyennes à l'intérieur de la zone protégée et du domaine d'échantillonnage sont toujours les mêmes. Cette approche pourrait également être appropriée pour les taxons sessiles dont la zone protégée est un bassin, dans lequel les individus qui y résident ne contribuent pas à la dynamique de la population générale ni aux densités à l'extérieur de la zone protégée.

La deuxième approche consiste à conserver le domaine de relevé existant et à tenter d'imputer (prédire) les valeurs pour les unités d'échantillonnage se trouvant dans la zone protégée. Une méthode efficace qui impute des valeurs qui donnent des moyennes semblables à celles qui seraient obtenues par échantillonnage dans la zone permettra en fait de corriger tout biais potentiel (Ono *et al.* 2015), tandis qu'une méthode inefficace ne le permettra pas, en moyenne. Il est également possible qu'une méthode d'imputation ne soit pas appropriée, en ce sens qu'elle prédit systématiquement des valeurs incorrectes, ce qui pourrait exacerber les biais. Dans certains cas, il peut être possible de valider l'exactitude et l'efficacité de différentes méthodes d'imputation au moyen d'une analyse rétrospective des données de relevé existantes (pour une mise en application, voir la section 6). Les résultats de cette validation seront exacts à condition que la relation entre les valeurs à l'intérieur et à l'extérieur de la zone protégée demeure stationnaire. Toutefois, si cette relation devait changer à l'avenir, par exemple en raison d'une dépendance à la densité ou de changements dans les habitudes de déplacement liés à des changements écologiques ou environnementaux, l'imputation cessera d'être efficace et adéquate, ce qui entraînera probablement un biais variable dans le temps. Il sera très difficile et potentiellement impossible de détecter et en particulier de réagir à une telle situation en l'absence d'un nouvel échantillonnage à l'intérieur et à l'extérieur du domaine d'exclusion du relevé.

Il existe de nombreuses approches d'imputation. La plus fondamentale consiste à supposer que les densités moyennes sont les mêmes à l'intérieur et à l'extérieur de la zone protégée, ce qui produit un résultat équivalent à celui obtenu par la première approche décrite ci-dessus. Cette hypothèse est implicite dans les calculs de la densité moyenne dans tous les échantillons du cadre d'échantillonnage, sans tenir compte explicitement des parties du domaine de relevé qui ne sont pas couvertes par le cadre. D'autres approches d'imputation utilisent les densités estimées dans les zones voisines de la zone non échantillonnée ou dans des emplacements comprenant des habitats similaires, afin de fournir des prédictions plus précises pour la zone non échantillonnée. Ces approches peuvent aller d'hypothèses simples concernant les similitudes en matière de densité à l'utilisation de modèles géostatistiques (spatialement et peut-être temporellement autocorrélés) plus perfectionnés (Shelton *et al.* 2014; Thorson *et al.* 2015). Toutefois, quelle que soit la méthode, si la zone d'interpolation est relativement grande et qu'il y a d'importants changements non stationnaires dans la répartition, les imputations fondées sur des données passées pourraient ne pas être fiables.

---

### **5.2.1.4 Évaluation des biais potentiels causés par l'exclusion des relevés portant sur plus d'une zone protégée**

Les analyses rétrospectives décrites ci-dessus peuvent servir à déterminer les biais résiduels potentiels qui peuvent persister malgré les tentatives d'imputation, même s'il est souvent impossible de prédire l'ampleur future de ces biais. Les relevés individuels peuvent chevaucher de nombreuses zones fermées, de sorte qu'il sera nécessaire de mieux évaluer le biais global potentiel résultant de l'exclusion des relevés de plusieurs ou de toutes ces zones. Même s'il est possible que l'exclusion d'une petite zone d'un relevé ne contribue que peu au biais global, l'effet cumulatif de l'exclusion de plusieurs zones pourrait être grave. La décision d'exclure les relevés des zones protégées devrait donc comprendre une évaluation stratégique de toutes les zones protégées existantes et prévues.

### **5.2.1.5 Détermination de l'importance des répercussions sur les biais et la précision**

Ce qui précède traite du risque de biais et de la façon de le quantifier. Des effets sur la précision des estimations peuvent aussi se produire et peuvent également être simulés. Toutefois, le principal facteur à prendre en considération est de savoir si ces répercussions sont d'une ampleur suffisante pour être importantes. À tout le moins, dans quelle mesure exercent-elles une influence sur les avis scientifiques? En définitive, à quel moment influent-elles sur les décisions découlant de ces avis, et comment cela affecte-t-il la probabilité d'atteindre les objectifs à long terme en matière de pêches et de conservation?

Les répercussions sur les avis peuvent être prises en compte en évaluant l'efficacité statistique disponible pour conclure avec fiabilité qu'il y a eu un changement dans l'état des stocks lorsqu'un tel changement s'est produit (Ellis 2010; voir l'exemple dans Sinclair *et al.* 2003) et pour déterminer correctement son ampleur et sa direction ou son signe (Gelman et Carlin 2014). Il est possible d'effectuer des simulations de divers scénarios en ce qui a trait aux tendances de populations et aux effets variables avec le temps du sous-dénombrement sur le biais et sur la précision pour évaluer l'efficacité associée à une détermination correcte. Pour mieux évaluer les répercussions en aval d'un biais croissant, il faut procéder à des simulations en boucle fermée du processus de science-gestion-pêche, au moyen de ce que l'on appelle l'évaluation de la stratégie de gestion (ESG; Smith *et al.* 1999; Rademeyer *et al.* 2007; Punt *et al.* 2014). Une ESG va au-delà de la simple démonstration d'un effet sur les indices de biomasse en ce qui a trait au biais, à la précision ou au biais variable dans le temps (une étape nécessaire); elle évalue les risques pour les pêches ou pour les objectifs de conservation (non benthiques) des procédures d'évaluation et de gestion actuelles ou de rechange. Bien qu'ils soient très utiles, les processus d'ESG peuvent être longs et exigeants sur le plan des ressources, et ne sont donc pas applicables à grande échelle. Ils sont probablement plus importants pour les ressources clés, pour lesquelles l'acceptabilité des relevés dans les zones fermées peut être très faible, et le risque de répercussions sur la fiabilité des indicateurs de stock, élevé.

## **5.2.2 Formulation de conseils scientifiques en présence d'indices de relevé biaisés**

Étant donné qu'au moins 10 % des océans du Canada seront protégés au moyen de mesures de gestion spatiale d'ici 2020, il y aura un chevauchement important avec de nombreux relevés existants. Comme il a été mentionné précédemment, ce chevauchement est susceptible d'être important, étant donné que les données des relevés existants étaient/sont souvent utilisées dans la planification des zones protégées. Même dans les cas où le chevauchement global entre les relevés et les zones protégées est faible, il est possible que pour certains stocks

---

faisant l'objet d'une surveillance dans le cadre de relevés plurispécifiques, le chevauchement entre l'aire de répartition de ces stocks et les zones protégées soit élevé.

Lorsque les zones protégées sont relativement petites par rapport à la répartition des stocks et comprennent des habitats qui ne sont pas utilisés ou considérés comme très marginaux, même à forte densité, les biais qui en résultent dans les estimations de relevé sont probablement suffisamment petits pour être ignorés (Rideout et Ollerhead 2017), à condition que ces habitats ne deviennent pas plus favorisés par des changements environnementaux à grande échelle ou à la suite de la protection spatiale. Inversement, pour les stocks pour lesquels les zones protégées constituent une partie non négligeable de leur aire de répartition, ou pour lesquels ces zones sont favorisées de façon disproportionnée, les biais qui ne peuvent être éliminés par imputation peuvent être trop importants pour être ignorés. Malheureusement, à moins que l'on puisse se fier aux analyses rétrospectives pour fournir des estimations appropriées du biais résiduel, il est souvent difficile, voire impossible, d'estimer le biais que cause le sous-dénombrement dans un relevé (Lohr 2010). Par conséquent, le potentiel de biais doit être évalué en fonction des considérations précédentes, par stock et pour l'ensemble des stocks d'intérêt dans un écosystème.

En l'absence d'une surveillance supplémentaire continue permettant d'obtenir de l'information sur les variations de l'ampleur du biais dans le temps, il faudra soit faire totalement abstraction des données des relevés scientifiques dans la formulation d'avis scientifiques si l'on estime que les biais sont importants, soit utiliser ces données avec prudence, compte tenu du risque de formuler des conseils erronés. Cette situation peut compromettre les informations ou les avis concernant les espèces pour lesquelles les relevés sont la principale ou la seule source d'information sur l'abondance relative.

Bien qu'il soit difficile d'imaginer des cas où un relevé serait exclu d'une zone alors qu'une pêche utilisant le même type d'engins ne le serait pas, il peut y avoir des zones protégées où certaines formes de pêche commerciale sont permises, mais où les relevés utilisant des engins aux répercussions plus importantes ne le sont pas. Les taux de prise (CPUE) des pêches commerciales sont utilisés comme indices d'abondance dans de nombreuses évaluations des stocks à l'échelle mondiale, principalement pour les stocks pour lesquels il n'existe aucune surveillance par des relevés indépendants des pêches (p. ex. le thon rouge de l'Atlantique). Il est possible d'utiliser des séries de CPUE plutôt que des indices d'abondance relative de relevés dans les cas où ces derniers sont considérés comme non fiables en raison du sous-dénombrement. Sinon, la série de CPUE pourrait être utilisée dans le cadre de la méthode d'imputation, ou les deux séries pourraient être analysées conjointement pour estimer ou modéliser l'absence de proportionnalité dans les séries de relevés en utilisant les données des CPUE (pour un exemple avec le brosme (*Brosme brosme*), voir Davies et Jonsen 2011). Dans tous les cas, on suppose que la série de CPUE est proportionnelle à l'abondance. On sait que cette hypothèse est incorrecte dans de nombreux cas, ce qui entraîne une hyperstabilité ou un hyperépuisement des indices de CPUE (voir 5.2.1.1), en raison de facteurs comme les changements technologiques et techniques dans le domaine de la pêche, les exigences du marché, la saturation des engins et la concurrence entre les pêcheurs (Hilborn et Walters 1992). C'est pour cette raison que les relevés indépendants des pêches sont considérés comme la « norme de référence » pour surveiller les tendances dans l'abondance des espèces qui sont bien échantillonnées par eux.

Toutefois, les données dépendantes des pêches sont peu utiles pour suivre les tendances dans l'abondance des espèces faisant l'objet de prises accessoires, dont certaines seront considérées comme des espèces en péril ou dont la conservation est préoccupante. Les variations dans le taux de prises accessoires peuvent refléter des changements dans les pratiques de pêche ou des modifications apportées aux engins afin de cibler une autre espèce

---

ou de réduire les prises accessoires de certaines espèces. En l'absence d'un moyen indépendant de surveiller l'abondance, il est impossible de déterminer si une réduction des prises accessoires reflète une diminution dans l'abondance d'une espèce ou si elle reflète le succès des mesures visant à réduire les prises accessoires.

En l'absence d'indices fiables d'abondance, il existe certaines options pour formuler des avis sur les prises, fondées sur ce que l'on appelle collectivement des méthodes à données limitées (Carruthers *et al.* 2014, 2015). Ces méthodes utilisent les informations sur le cycle vital, les caractéristiques des prises ou les données sur celles-ci (p. ex. la longueur moyenne des poissons dans la prise) pour établir les limites de capture. Bien que la performance simulée à long terme de certaines de ces mesures semble bonne dans certains contextes (particulièrement lorsque la productivité des stocks ne varie pas systématiquement dans le temps), ces mesures sont surpassées par des méthodes utilisant un indice d'abondance (Geromont et Butterworth 2014). En particulier, les évaluations des stocks appuyées par des relevés indépendants des pêches (ou des séries de CPUE considérées comme proportionnelles à l'abondance) peuvent être plus fiables, parce que la productivité des stocks, et les changements qui y sont apportés, peuvent être estimés et la dynamique peut être modélisée (CIEM 2012b).

Au final, les préoccupations liées à l'utilisation de méthodes biaisées ou peut-être trop simplifiées pour éclairer les décisions de gestion concernent la probabilité de ne pas atteindre les objectifs de conservation et les autres objectifs de gestion. Comme il a été mentionné plus haut, ces préoccupations peuvent être évaluées au moyen de l'ESG. En particulier, les simulations en boucle fermée peuvent être utilisées pour déterminer les procédures de gestion qui peuvent répondre aux objectifs de gestion des pêches ou de conservation et qui devraient offrir un rendement acceptable dans une gamme de scénarios crédibles concernant la dynamique future des stocks de poissons et une connaissance imparfaite des stocks. Dans le présent contexte, l'objectif d'une telle approche sera de déterminer les mesures de gestion qui devraient donner de bons résultats malgré la dégradation de la qualité des indicateurs de stock causée par un nouveau sous-dénombrement.

## **6. ÉTUDE DE CAS : LA MERLUCHE BLANCHE, LA MORUE DE L'ATLANTIQUE ET LA RAIE ÉPINEUSE DANS LES ZONES DE CONCENTRATION ET DE CONSERVATION DES PENNATULES DU SUD DU GOLFE DU SAINT-LAURENT**

Les considérations présentées ci-dessus et le cadre proposé ont été appliqués à une étude de cas. Celle-ci a été choisie parce qu'elle illustre des objectifs de conservation et de gestion potentiellement contradictoires. L'étude de cas n'a pas pour but d'orienter la prise de décisions pour des questions de gestion similaires ou de tirer des conclusions générales, mais plutôt d'illustrer comment les considérations présentées ci-dessus peuvent être appliquées de façon pratique. Des concentrations importantes d'un groupe d'espèces benthiques vulnérables, les pennatules, ont été localisées sur la pente sud du chenal Laurentien dans le sud du golfe du Saint-Laurent (Kenchington *et al.* 2016). Des fermetures aux engins de pêche commerciale de fond et potentiellement aux engins de relevés de fond sont en place pour protéger ces zones. La pente sud du chenal Laurentien est maintenant l'une des dernières zones occupées par la population de merluche blanche (*Urophycis tenuis*) du sud du Golfe, une espèce à risque accru d'extinction à l'échelle locale (Swain *et al.* 2015, 2016). La pente sud est également devenue une zone importante pour la morue de l'Atlantique (*Gadus morhua*) et la raie épineuse (*Amblyraja radiata*), deux autres espèces dont la conservation est préoccupante dans le sud du Golfe. L'exclusion des relevés multispécifiques au chalut des zones de fermeture pour la

---

conservation des pennatules pourrait avoir une incidence sur la surveillance de ces espèces et ainsi compromettre les efforts de rétablissement.

## 6.1 CONTEXTE

### 6.1.1 Contexte

Au Canada, les colonies de pennatules sont considérées comme des zones d'importance écologique et biologique (Kenchington *et al.* 2014), et les grandes colonies densément peuplées sont considérées comme des ZBI (MPO 2017a). Des colonies de pennatules sont présentes par endroits le long du chenal Laurentien du golfe du Saint-Laurent à des profondeurs dépassant 200 m. Ces colonies contiennent les densités les plus élevées de pennatules du Canada atlantique et de l'est de l'Arctique, selon les captures des relevés au chalut (Kenchington *et al.* 2016). On a identifié trois ZBI de pennatules le long de la pente sud du chenal Laurentien (fig. 3; Kenchington et coll, 2016). On y retrouve quatre espèces de pennatules : *Anthoptilum grandiflorum*, *Halipteris finmarchica*, *Pennatula aculeata* et *Pennatula grandis*. D'après les prises du relevé au chalut de fond plurispécifique mené par navire de recherche (NR) dans le sud du golfe du Saint-Laurent (sGSL), *H. finmarchica* est celle qui est la moins souvent capturée parmi les quatre espèces. Les prises les plus importantes sont celles d'*A. grandiflorum* et de *P. grandis* (tableau 8).

En 2017, un certain nombre de zones à proximité du chenal Laurentien ont été fermées à la pêche commerciale pour protéger les ZBI de pennatules (figure 3). Ces zones de fermeture, appelées ici zones de fermeture pour la conservation des pennatules (ZCP), protègent une partie des ZBI de pennatules contre la pêche de fond commerciale destructrice. Il est maintenant nécessaire d'évaluer si les relevés de recherche utilisant des engins de fond devraient être autorisés dans les ZCP. Dans le chenal Laurentien, cinq grands relevés chevauchent les ZBI et les ZCP (tableau 6) : des relevés au chalut de fond menés par NR dans le sGSL et dans le nord du Golfe, des pêches sentinelles au chalut de fond dans chaque région, et un relevé au chalut de fond du crabe des neiges dans le sGSL. Les cadres d'échantillonnage de ces cinq relevés se chevauchent spatialement le long de la pente sud du chenal Laurentien (fig. 3 et 4). Trois ZBI se chevauchent dans cette zone, ainsi que trois ZCP : la Zone de conservation des coraux et des éponges de l'est du détroit d'Honguedo (Honguedo-Est), la Zone de conservation des coraux au nord du banc de Bennett (banc de Bennett) et la Zone de conservation des coraux du talus du plateau madelinien (talus du plateau madelinien) (figure 4). La présente étude de cas porte sur ces zones de présence des pennatules. Les répercussions et le potentiel de préjudice des cinq relevés sont évalués; toutefois, lorsqu'il est question des répercussions potentielles de l'exclusion de la zone protégée sur les relevés, seul le relevé par navire de recherche du sGSL est examiné à titre d'exemple.

Le relevé par navire de recherche du sGSL a été choisi pour illustrer certains des compromis qui interviennent dans le processus décisionnel d'autorisation. Ce relevé a lieu chaque année en septembre depuis 1971 (pour plus de détails, voir Hurlbut et Clay 1990 et Chadwick *et al.* 2007). Il suit un plan aléatoire stratifié, avec strates par profondeur et par région géographique (figure 5). Les sites d'échantillonnage du relevé sont réparties de manière à peu près proportionnelle à l'aire de chaque strate, comme le montre la figure 3. Le relevé effectue le suivi de l'abondance relative de plus de 50 espèces de poissons et de plus de 70 taxons d'invertébrés (Benoît et Swain 2008; Benoît *et al.* 2009). Les données provenant du relevé servent de base aux évaluations de plusieurs espèces de poissons de fond, entre autres la morue de l'Atlantique (Swain *et al.* 2009), la plie grise (Ricard and Swain 2018), la plie canadienne (Ricard *et al.* 2016) et la limande à queue jaune (Surette et Swain 2016), en plus de fournir des indices pour l'évaluation d'espèces comme le hareng (Surette 2016) et le crabe des

---

neiges (Benoît et Cadigan 2016). Il convient de souligner que le relevé a fourni les principaux indices pour les évaluations de potentiel de rétablissement ou les évaluations pré-COSEPAC d'un certain nombre d'espèces dont la conservation est préoccupante, dont la morue de l'Atlantique, la merluche blanche et la raie épineuse dans le sGSL (Swain *et al.* 2012c, 2012d, 2016). La morue de l'Atlantique et la merluche blanche présentent un risque élevé de disparition au cours du siècle, et le relevé par navire de recherche est le principal moyen de surveiller la situation de ces populations. Fait important dans le contexte actuel, la répartition des morues de l'Atlantique, des merluches blanches et des raies épineuses adultes a connu d'importantes modifications, notamment un déplacement vers des eaux profondes où se trouvent les ZBI et les ZCP (Swain *et al.* 2015; figure 6). Si ces variations dans la répartition se poursuivent, l'exclusion des relevés par navire de recherche des ZCP ou des ZBI pourrait donner lieu à des indices d'abondance biaisés (section 5.2.1), possibilité qui est évaluée ci-dessous.

### **6.1.2 Considérations importantes**

La présente étude de cas n'a pas pour but de fournir les considérations définitives concernant l'autorisation des relevés par navire de recherche du sGSL ou d'autres relevés de fond. La prise de décisions concernant un relevé donné nécessitera d'évaluer conjointement les conséquences sur le relevé et les avis scientifiques subséquents découlant de l'exclusion d'une partie, de la totalité, ou d'un sous-ensemble des zones fermées qui chevauchent le relevé. Ici, seules les ZCP sont prises en compte, tandis que, par exemple, le relevé par navire de recherche du sGSL chevauche également la ZPM du banc des Américains et une autre zone considérée comme une « autre mesure de conservation efficace par zone ». Les décisions relatives à la délivrance d'un permis peuvent exiger de faire des choix quant aux relevés à exclure, lorsque plusieurs relevés se chevauchent dans l'espace et fournissent des renseignements potentiellement très similaires, ce qui dépasse largement la portée du présent document.

Les facteurs abordés ci-après comprennent les évaluations fondées sur le chevauchement entre les relevés et les ZCP ainsi qu'entre les relevés et les ZBI. Cette dernière évaluation illustre à quoi pourraient ressembler les considérations lorsqu'une plus grande proportion des eaux canadiennes seront couvertes par des mesures de gestion spatiale, alors que le Canada s'efforce d'atteindre sa cible CBD de 2020. Elle illustre également les considérations d'un scénario dans lequel les ZCP sont élargies pour offrir une couverture supplémentaire des ZBI. Cela pourrait se produire, par exemple, si le MPO adopte l'avis portant sur la gestion des coraux et des éponges dans la région de Terre-Neuve-et-Labrador (MPO 2017b). Selon cet avis, 100 % des ZBI devraient être protégées dans le cadre de l'approche préventive, et lorsque des raisons socioéconomiques ne justifient pas une protection complète, il faudrait cibler la protection maximale possible, avec une mesure de précaution provisoire équivalant à 70 % de l'étendue spatiale de chaque ZCP protégée. Le niveau actuel de protection est inférieur à cette valeur.

## **6.2 CHEVAUCHEMENT ENTRE LES ZONES DE RELEVÉ ET LES ZONES DE CONCENTRATION ET DE CONSERVATION DES PENNATULES**

La ZCP d'Honguedo-Est chevauche la partie nord de la strate 415 du relevé par NR du sGSL, alors que la ZCP du banc de Bennett chevauche une partie de la strate 425, et le talus du plateau madelinien chevauche les strates 425 et 439 (figures 3 et 5). Les pourcentages de chevauchement sont présentés au tableau 9. Les ZCP couvrent environ 13,7 % de la strate 415, 10,3 % de la strate 425 et 4,4 % de la strate 439. Inversement, les strates de relevé couvrent généralement des proportions beaucoup plus grandes de chaque ZCP : 14,2 % de la

---

ZCP d'Honguedo-Est, 19,9 % de la ZCP du banc de Bennett et 35,6 % de la ZCP du talus du plateau madelinien.

La ZBI A chevauche le coin nord-ouest de la strate 415 (figure 4). La ZBI B chevauche quatre strates de relevé : 415, 416, 425 et 426, mais le chevauchement avec cette dernière est négligeable et n'est pas pris en considération davantage. Ensemble, les ZBI A et B couvrent 39,2 % de la strate 415, tandis que la ZBI B couvre 5 % de la strate 416 et 44,6 % de la strate 425 (tableau 9). La ZBI C couvre les strates 425 et 439. Ensemble, les ZBI B et C couvrent 53,5 % de la strate 425, tandis que la ZBI C couvre 52,1 % de la strate 439. Par contre, le pourcentage de surface de ZBI couverte par les strates de relevé par navire de recherche est généralement plus faible. La strate 415 couvre 10,7 % de la ZBI, tandis que le relevé couvre 28,2 % de la ZBI B et 47,0 % de la ZBI C.

### **6.3 FACTEURS À PRENDRE EN CONSIDÉRATION DANS LA DÉCISION D'AUTORISER LES RELEVÉS DANS LES ZONES DE CONSERVATION DU CORAIL**

#### **6.3.1 Répercussions potentielles sur les pennatules dans les zones de fermeture et possibilités de rétablissement**

On sait que les pennatules sont vulnérables aux effets des pêches de fond. Dans les zones de pêche commerciale des îles Aléoutiennes, on a constaté que les pennatules étaient souvent endommagées (18 % des individus observés; Heifetz *et al.* 2009). Malecha et Stone (2009) ont simulé une perturbation provoquée par un chalut et ont constaté que même si certaines pennatules ont la capacité de se redresser après une perturbation, la mortalité peut augmenter avec le temps à cause de la prédation.

Des expériences de chalutage ont été menées en août 2015 dans des colonies de pennatules situées juste au nord de la péninsule gaspésienne, dans le sGSL, avec suivi en octobre 2015 et 2016 et en août 2016 (B. Sainte-Marie, région du Québec du MPO, communication personnelle). Les quatre espèces de pennatules du Golfe se trouvent dans cette région, bien que celle-ci soit plus densément peuplée par *P. aculeata*. Les expériences consistaient en quatre passages d'un chalut à crevettes dans trois corridors reproduits. Bien que de nombreuses pennatules aient semblé passer sous le bourrelet du chalut sans subir de dommages au cours du premier passage, presque toutes ont été emportées ou se sont enfouies dans les sédiments (Langton *et al.* 1990) après quatre passages. À la suite des perturbations, le site a été rapidement repeuplé par quelques *P. aculeata*, qui ont peut-être réapparu des sédiments ou ont rampé sur le fond marin, une capacité dont étaient dépourvues les autres espèces de pennatules. En 2016, on a constaté que le site était au moins partiellement recolonisé à la fois par de petits spécimens – vraisemblablement en recrutement – et de grands spécimens – probablement en migration – de *P. aculeata*. Le rétablissement des autres espèces n'a pas encore été établi, puisque les analyses de l'expérience se poursuivent.

Les pennatules possèdent certaines des caractéristiques qui rendent les espèces vulnérables aux effets des engins de fond (section 3.3). Elles sont dressées et émergentes, et sont sessiles ou à mobilité limitée (ex. *P. aculeata*), ce qui les rend vulnérables au contact avec les engins. Le MPO (2017b) a conclu que, comparativement à d'autres taxons vulnérables d'éponges et de coraux durs, les pennatules sont souvent plus résistantes en raison de leur durée de vie plus courte et de leur taux de croissance plus rapide; par conséquent, on croit qu'elles présentent le meilleur potentiel de rétablissement, avec des durées de rétablissement prévues s'étendant sur des décennies plutôt que des siècles. Neves *et al.* (2015) ont estimé l'âge à la maturité et l'âge maximal observé de *H. finmarchica* dans la région de l'Atlantique du Nord-Ouest à 4 et à 22 ans respectivement. Récemment, Murillo *et al.* (2018) ont estimé l'âge d'*A. grandiflorum* et de



---

*P. aculeata* dans le golfe du Saint-Laurent. L'âge prévu variait entre 5 et 28 ans pour *A. grandiflorum*. D'après la longueur moyenne des colonies observées dans le relevé du sGSL, cela correspondrait aux colonies âgées de 15-16 ans. Les âges prévus variaient entre 2 et 21 ans pour *P. aculeata*. La longueur moyenne des colonies observées dans le relevé du sGSL correspondait aux colonies de *P. aculeata* âgées d'au moins 9 ans. Les auteurs ont modélisé les régimes de croissance des deux espèces pour estimer la taille asymptotique et par conséquent l'âge maximal; les estimations se situent dans les fourchettes publiées antérieurement pour les pennatules âgées de 15 à 50 ans. Toutefois, les auteurs ont tenu à souligner que la détermination de l'âge des pennatules devait faire l'objet d'une validation supplémentaire. Les résultats des deux études correspondent à des périodes de rétablissement s'étendant sur plusieurs décennies.

Les strates 415, 425 et 439 de relevé par NR couvrent une superficie combinée de 5 998 km<sup>2</sup>. Le nombre annuel moyen de traits de relevés dans ces strates pour la période de 10 ans la plus récente, soit de 2008 à 2017, est de 13,4 par année (d'après le tableau 10). Avec une superficie balayée moyenne de 0,1402 km<sup>2</sup> par trait (tableau 6), cela donne une superficie balayée annuelle moyenne de 1,879 km<sup>2</sup>, soit 0,03 % de la superficie totale par année. Étant donné que les séries de relevés sont réparties de façon aléatoire, en moyenne 0,03 % des ZCP qui chevauchent le relevé par NR du sGSL font l'objet d'un chalutage annuel par ce relevé. L'intervalle de récurrence pour les séries de relevés par navire de recherche du sGSL à divers endroits dans les strates est de 3 192 ans.

L'effet cumulatif des divers relevés de fond est supérieur à celui de tout relevé unique et n'est pas homogène dans l'espace dans les ZCP et les ZBI. Les cinq relevés au chalut de fond se chevauchent dans les parties sud-ouest des ZCP et des ZBI, lesquelles chevauchent la zone du cadre d'échantillonnage du relevé par navire de recherche du sGSL (fig. 3). Par contre, les relevés par NR et les pêches sentinelles sont les seuls relevés de fond suivis qui sont réalisés dans les parties nord-ouest des ZCP et des ZBI qui ne font pas partie de la zone du cadre d'échantillonnage par NR du sGSL. Par souci de simplicité, ces deux parties sont appelées ci-après les parties sud et nord des ZCP et ZBI. Le tableau 11 présente la proportion de zones touchées et les intervalles de récurrence des relevés pour les parties sud et nord de chaque ZBI et ZCP. Les zones les plus touchées sont les parties méridionales de la ZBI C et des ZCP 2 et 3, avec une proportion de 0,16 % à 0,19 % des zones balayées par les relevés annuels, ce qui donne des intervalles de récurrence de 540 à 625 ans. Pour toutes les autres zones et parties peuplées par des pennatules, les intervalles de récurrence étaient supérieurs à 1 450 ans. Dans la partie nord de la ZCP 3, le temps de récurrence est estimé à près de 16 000 ans. Dans ces calculs, nous avons supposé que le relevé du crabe des neiges échantillonne des emplacements indépendants chaque année, alors qu'en fait, le relevé échantillonne en grande partie des emplacements fixes. Cette hypothèse signifie que la proportion de la zone touchée dans les parties sud est en fait surestimée et que le temps de récurrence est sous-estimé. Aux emplacements où le relevé du crabe des neiges est effectué, les répercussions peuvent s'accumuler au fil des ans en raison de la répétition du chalutage aux mêmes emplacements, mais ces répercussions sont limitées à une superficie de 0,025 à 0,066 km<sup>2</sup> dans les ZCP et de 0 km<sup>2</sup> dans la ZBI A, de 0,42 km<sup>2</sup> dans la ZBI B et de 0,22 km<sup>2</sup> dans la ZBI C.

Selon les données disponibles, les relevés :

- ne comportent qu'un seul passage annuel, qui n'arrachera vraisemblablement qu'une partie des pennatules dans la trajectoire du chalut, d'après les résultats de l'expérience de chalutage, et ne les enlèvera pas complètement, comme le suppose l'approche proposée à la section 4.4.3;

- 
- n'affectent annuellement qu'une très faible proportion des ZCP, des ZBI et des zones voisines, ce qui occasionne une faible fragmentation de l'habitat et donc un potentiel élevé de recolonisation par la migration de *P. aculeata* et de recrues de cette espèce et d'autres espèces, en raison d'un bassin vraisemblablement important de pennatules reproductrices locales;
  - se reproduiront sur une échelle de temps (de centaines à des milliers d'années) qui est d'au moins un ordre de grandeur plus long que le temps de récupération prévu des pennatules perturbées (10 ans).

### **6.3.2 Potentiel d'atténuation : autres méthodes de surveillance, modifications aux engins et aux relevés, et exclusion des relevés redondants**

Les relevés par NR et les pêches sentinelles servent à surveiller l'abondance et la répartition d'un grand nombre d'espèces dans de vastes zones du Golfe, notamment dans le chenal Laurentien, où ils sont utilisés pour la surveillance d'espèces d'intérêt commercial telles que la plie grise, le flétan du Groenland, le sébaste et la myxine du nord (Ricard and Swain 2018; Morin *et al.* 2017), ainsi que de diverses espèces sans intérêt commercial. Les chaluts de fond conviennent bien à la surveillance d'une grande diversité de taxons benthiques et démersaux. Les solutions de recharge comportant des engins fixes sont trop sélectives en matière d'espèces et de taille, tandis que les méthodes d'observation ne conviennent pas bien à l'échantillonnage de faibles densités de poissons et ne fournissent pas les échantillons biologiques nécessaires aux évaluations (section 4.5.1).

Le relevé du crabe des neiges recueille également des informations sur une vaste gamme d'espèces, mais sert principalement à surveiller l'abondance relative du crabe. Le relevé au chalut a été préféré à une autre solution faisant appel à des engins fixes (casiers), parce qu'il permet de surveiller toutes les tailles de crabe, en fournissant des indices de recrutement qui sont importants pour les prévisions de stocks et les décisions de gestion (Hébert *et al.* 2016). En outre, les relevés au casier peuvent être sujets à une capturabilité variable dans l'espace et dans le temps, ce qui influe sur la qualité des indices d'abondance (Cadigan *et al.* 2016). Cette situation découle de facteurs comme la saturation des engins à des densités élevées et l'effet des courants locaux, qui affectent la zone dans laquelle l'appât est attrayant.

Les relevés par NR et les pêches sentinelles sont assortis de procédures de pêche cibles pour ce qui touche la durée et la vitesse des traits de chalut. Les traits de chalut dont la durée est égale ou supérieure aux deux tiers de la durée cible sont considérés comme acceptables. Par conséquent, la superficie balayée annuellement par chaque relevé (empreinte) pourrait être réduite d'un tiers dans les ZCP sans que la qualité des relevés soit compromise. Toutefois, des expériences de pêche seraient nécessaires pour déterminer si les quantités de capture évoluent de manière linéaire avec la zone balayée pour s'assurer que des biais ne sont pas introduits.

Des parties des ZCP et des ZBI sont chevauchées par les cinq relevés et il y aura probablement une certaine redondance dans les informations recueillies (p. ex. voir les comparaisons pour les relevés du sGSL par navire de recherche et par pêche sentinelle dans Swain *et al.* 2012b). D'après un examen approfondi des redondances potentielles et de la possibilité de mettre en commun les données des différents relevés (pour une application au crabe des neiges, voir Benoît 2012; Benoît et Cadigan 2016), il pourrait être possible d'exclure un ou plusieurs relevés des zones peuplées par les pennatules. Cela pourrait permettre de réduire l'empreinte des relevés et d'accroître la durée des intervalles de récurrence dans les parties sud des zones abritant des pennatules.

---

Les chaluts servant aux relevés pourraient être modifiés de manière à réduire les répercussions sur le fond marin, en changeant le bourrelet ou en réduisant la taille du chalut et le poids des panneaux. Il faudrait au préalable évaluer les variations dans l'efficacité de la pêche imputables à ces changements pour toutes les espèces surveillées par le relevé, ce qui représente un travail de grande envergure (section 4.6). Les avantages tirés de ces modifications, pour ce qui est de réduire la taille de l'empreinte, seraient probablement faibles par rapport aux approches présentées plus haut.

### **6.3.3 Relevé au chalut visant à surveiller les changements dans la zone de fermeture**

Les relevés par NR fournissent les seules données de surveillance à grande échelle et à long terme sur les densités de pennatules dans les ZCP et les zones avoisinantes avant la mise en œuvre des fermetures. Ces données sont nécessaires si l'efficacité des ZCP est évaluée ultérieurement selon le plan de type BACI (section 5.1). D'autres relevés locaux ont été réalisés à l'aide de méthodes vidéo, mais ceux-ci ne seraient pas suffisants pour obtenir les informations nécessaires à la bonne échelle, et ne fourniraient pas d'informations sur la variation spatiale-temporelle. Cela dit, les relevés au chalut ne sont probablement pas optimaux pour la surveillance des pennatules, compte tenu de la variabilité de leur potentiel de capture (Kenchington *et al.* 2011), et la variabilité des données provenant des relevés par NR pourrait entraîner une faible efficacité statistique pour la détection des effets de la fermeture sur les pennatules. Toutefois, les données des relevés par NR pourraient être appropriées pour surveiller les taxons de poissons et de macroinvertébrés qui sont associés aux colonies de pennatules et qui sont susceptibles de réagir à la fermeture. Les réponses écologiques aux objectifs de conservation liés à ces espèces et communautés pourraient donc être évaluées à l'aide des données acquises par navire de recherche.

### **6.3.4 Relevé au chalut visant à surveiller l'état des espèces de poissons dont la conservation est préoccupante**

Le relevé par NR du sGSL a été utilisé pour évaluer et surveiller l'état de la morue de l'Atlantique, de la merluche blanche et de la raie épineuse, entre autres espèces présentes dans le sGSL ou sur la pente sud du chenal Laurentien. À ce jour, les informations provenant des autres relevés ont joué un rôle beaucoup moins important dans les évaluations. Nous considérons ici les répercussions possibles de l'exclusion du relevé par navire de recherche du sGSL des ZCP ou des ZBI sur les indices d'abondance estimés pour les adultes de ces espèces prioritaires. Aux fins de la présente étude, les classes d'adultes étaient fondées sur les longueurs mesurées dans les relevés, conformément à ce qui a été fait dans les avis scientifiques les plus récents pour ces espèces :  $\geq 39$  cm pour la morue de l'Atlantique,  $\geq 45$  cm pour la merluche blanche et  $\geq 51$  cm pour la raie épineuse (Swain *et al.* 2012c, 2012d, 2016).

#### **6.3.4.1 Méthodes**

On a d'abord uniformisé les prises pour chaque trait et espèce en tenant compte de la longueur des traits de chalut, des changements antérieurs aux navires ou aux engins de relevé, et du passage des relevés de jour seulement avant 1984 à des relevés de jour et de nuit par la suite (pour plus de détails, voir Swain *et al.* 2012c, 2012d, 2016). L'analyse a été limitée aux strates de relevé 415 à 439 (fig. 5), le principal groupe de strates échantillonnées annuellement depuis 1971. Trois strates côtières (401, 402 et 403) ont été ajoutées en 1984, mais ne sont pas incluses dans l'analyse afin de disposer d'une série homogène depuis 1971. Les données pour 2003 ont été omises parce qu'il n'y avait pas d'échantillonnage dans les strates 425 et 439 et qu'un navire non étalonné a été utilisé cette année-là.

---

La prise moyenne annuelle (nombre) par trait de chalut avec l'erreur-type associée a été estimée en utilisant les estimateurs classiques pour l'échantillonnage aléatoire stratifié. Cinq séries d'estimations ont été établies pour chaque espèce, sur la base 1) de tous les traits de relevés disponibles (analyse standard), 2) de tous les traits à l'exclusion de ceux dans les ZCP et 3) de tous les traits à l'exclusion de ceux situés dans les ZBI. Pour les deux dernières, deux séries d'estimations ont été établies. Dans la première, la partie des zones de strate qui recouvrait les ZCP ou les ZBI a été supprimée du domaine d'échantillonnage, ce qui en a réduit la superficie. Cette suppression simule le sous-dénombrement (selon la définition donnée à la section 5.2.1). Dans la deuxième, les densités dans les domaines qui se croisent ont été imputées et le domaine d'échantillonnage courant est demeuré inchangé. Les densités ont été imputées en supposant qu'elles étaient les mêmes que les densités moyennes estimées dans la partie restante (échantillonnée) de la strate. Cette méthode d'imputation est simple et conforme à l'hypothèse d'un plan aléatoire stratifié selon laquelle les densités de poissons sont homogènes à l'intérieur des strates. Néanmoins, des méthodes d'imputation plus perfectionnées qui tiennent compte de l'autocorrélation spatiale pourraient être possibles.

Il faut au moins deux traits de relevé par strate et par année pour estimer la densité moyenne et la variance d'une strate. L'élimination des séries qui se trouvaient dans les ZBI a donné lieu à un certain nombre de cas où ce minimum n'a pas été atteint (tableau 10). Pour contourner ce problème, les strates ont été combinées pour certaines années dans l'estimation. La plupart du temps, les strates 425 et 439 étaient combinées, et ce pour les années 1971, 1972, 1975, 1983, 1984, 1986, 1988, 1992, 1995, 1998, 2000, 2004, 2007, 2009, 2010-2012, 2014, et 2017. Les strates 415, 425 et 439 ont été combinées pour obtenir des tailles d'échantillon suffisantes en 1973, de 1977 à 1982 et en 2013. Pour les analyses portant sur les ZCP, il n'y avait qu'un seul cas où des strates devaient être combinées : les strates 425 et 439 en 1979. Il est important de noter que ces problèmes concernant la taille des échantillons sont pertinents pour les simulations actuelles et qu'ils ne refléteraient pas la situation si les traits de chalut étaient à l'avenir exclus des ZCP ou des ZBI, puisque ces traits de chalut seraient presque certainement répartis ailleurs dans les strates.

#### **6.3.4.2 Résultats**

L'exclusion des séries de relevés des ZCP a produit des indices d'abondance qui étaient très comparables à l'indice standard pour les trois espèces sur la période allant de 1971 à 2017 (figure 7, colonne de gauche). Toutefois, les différences entre les séries étaient plus prononcées au cours des 25 dernières années pour la raie épineuse et la merluche blanche (figure 7, colonne de droite). Les différences sont plus manifestes lorsqu'on compare à l'indice normalisé le logarithme du coefficient de l'indice des prises exclues (figure 8). Les tendances des rapports logarithmiques en fonction de l'année ont été évaluées au moyen de modèles additifs généralisés, en supposant des erreurs gaussiennes (Modèle additif généralisé; Wood 2006). Au fil du temps, les indices d'abondance pour la merluche blanche et la raie épineuse qui excluaient les zones de relevé et les chevauchements avec une ZCP étaient de plus en plus faibles en comparaison des indices qui utilisaient le relevé régulier. La tendance n'était toutefois marquée que chez la raie épineuse. Cela reflète un changement dans la répartition de ces deux espèces dans certaines zones qui seraient maintenant exclues du domaine de relevé (figure 6). Par contre, les indices d'abondance pour la merluche blanche et la raie épineuse qui comportaient l'imputation des densités pour la zone de chevauchement étaient de plus en plus élevés au fil du temps par rapport au relevé régulier, sauf au cours des dernières années dans le cas de la raie épineuse (figure 8, symboles verts ouverts). Même si les espèces se sont déplacées dans des eaux plus profondes au fil du temps, le changement a été moins prononcé dans les parties les plus profondes du relevé, où se produit le chevauchement avec les ZCP. Par conséquent, les densités dans les parties échantillonnées

---

des strates sont supérieures à celles des parties non échantillonnées, alors que l'imputation suppose qu'elles sont les mêmes. Dans le cas des morues de l'Atlantique, qui sont plus largement réparties à travers le sGSL et qui sont absentes des domaines les plus profonds du relevé, l'exclusion de ces séries n'a eu qu'un effet mineur sur la série de relevés (figure 8), avec un léger biais positif dans la série qui excluait les ZCP du domaine de relevé. Cela s'explique par le fait que les densités de morues dans la zone exclue sont faibles ou nulles, ce qui fait baisser légèrement la moyenne dans l'estimation standard.

Pour les indices qui excluaient les séries de relevés dans les zones où se trouvent des ZBI, les résultats sont généralement semblables, mais plus prononcés comparativement aux résultats susmentionnés pour les ZCP (figures 9 et 10). Cela tient au fait que les ZBI sont beaucoup plus grandes en superficie que les ZCP, mais qu'elles se trouvent à des profondeurs moyennes similaires. Pour la merluche blanche, il y avait une tendance négative importante dans les rapports logarithmiques lorsque les zones de conservation étaient supprimées du domaine de relevé, mais pas lorsque les valeurs étaient imputées. Dans le cas de la raie épineuse, des tendances négatives importantes ont été observées dans les rapports logarithmiques pour les deux méthodes.

Dans l'ensemble, les résultats indiquent que l'exclusion des relevés par navire de recherche du sGSL des ZCP ou des ZBI n'ont eu aucun effet négatif sur les estimations pour la morue de l'Atlantique, mais que dans le cas de la raie épineuse et de la merluche blanche, elle pourrait produire des séries de valeurs d'abondance qui sont de plus en plus biaisées ou possiblement plus variables dans le temps. L'exclusion du domaine de relevé et du chevauchement avec les ZCP et les ZBI donne lieu à des indices qui surestiment les baisses au fil du temps. Entre-temps, l'imputation de valeurs pour la zone de chevauchement peut entraîner des baisses sous-estimées dans le temps (p. ex. merluche blanche et raie épineuse de 1990 à 2014 environ dans l'analyse des ZCP). De tels biais variables dans le temps pourraient compromettre la surveillance du rétablissement et, par conséquent, l'efficacité des mesures de rétablissement pour ces espèces. D'autres méthodes d'imputation pourraient ne pas donner lieu à un tel biais, mais il faudrait les évaluer de façon plus approfondie.

## **7. CADRE ÉCOLOGIQUE PUBLIÉ SUR LES DÉCISIONS RELATIVES À LA DÉLIVRANCE DE PERMIS (SAARMAN *ET AL.*, 2018)**

Saarman *et al.* (2018) ont publié en juin 2018 un cadre écologique qui a été élaboré dans le but d'éclairer les décisions relatives à la délivrance de permis pour la réalisation d'activités scientifiques dans les zones marines protégées californiennes. À l'instar du cadre canadien convenu lors de l'examen par les pairs de janvier 2018 (MPO 2018), leur cadre utilise des indicateurs pour éclairer la prise de décisions et ne prescrit pas de décisions. Les deux cadres visent à évaluer les risques associés aux activités scientifiques prévues dans le contexte des objectifs des zones protégées, mais aussi à la lumière des avantages scientifiques et de gestion potentiels de ces activités. Cependant, l'application prévue du cadre californien est plus générale, car elle comprend les activités scientifiques qui ont des répercussions sur toutes les composantes biologiques d'une zone protégée et d'un habitat physique, et non pas seulement sur les écosystèmes benthiques. Les effets indirects, finaux et cumulatifs sur les populations, les assemblages écologiques et les habitats physiques d'une zone sont évalués à l'aide de mesures semi-quantitatives, généralement fondées sur l'opinion d'experts.

Les effets écologiques immédiats sur les populations ou les assemblages sont exprimés par la somme des mortalités annuelles supplémentaires (exprimées en proportions) causées par les activités scientifiques, en tenant compte des inefficacités d'échantillonnage qui augmentent la mortalité, multipliée par la proportion de la population ou de l'assemblage touchée. Les

---

mortalités reposent presque exclusivement sur l'opinion d'experts en raison de l'absence d'estimations publiées. En additionnant les mortalités pour l'ensemble des activités scientifiques, l'approche tient compte des effets cumulatifs de l'échantillonnage scientifique.

Dans le cadre californien, les effets ultimes sont calculés comme étant le produit des effets immédiats et du temps de rétablissement divisé par deux, puis multiplié par un indice de l'importance écologique de la population ou de l'assemblage. La raison pour laquelle le temps de rétablissement est divisé par deux n'est pas bien expliquée dans Saarman *et al.* (2018). Notamment, le temps de rétablissement est considéré comme l'inverse de la mortalité naturelle ( $M$ ) pour les populations individuelles, et celui de l'espèce dont  $M$  est le plus faible (c.-à-d. les moins productives et donc les plus vulnérables) pour les assemblages. Les valeurs de  $M$  sont, dans l'ensemble, tirées de l'examen de Hoenig (1983) pour différents groupes taxonomiques, les valeurs étant estimées à partir de la relation empirique suivante avec l'âge maximal (longévité) :

- $\log(M) = 1,44 - 0,982 \cdot \log(\text{âge maximal})$

L'utilisation de cette équation se traduit par des temps de rétablissement beaucoup plus courts que ceux utilisés dans le cadre canadien. Par exemple, dans le cadre californien, un organisme dont la durée de vie est de 1 000 ans serait réputé avoir un temps de rétablissement de 209,2 ans (lequel est ensuite divisé par deux). Néanmoins, Saarman *et al.* (2018) affirment, sans références à l'appui, que leur approximation du temps de rétablissement permettrait le remplacement de l'abondance (densité ou pourcentage de couverture) et de la structure de taille des individus retirés, afin de refléter la perte des rôles fonctionnels dépendant de la densité et de la taille chez les espèces touchées. Le cadre canadien suppose que ce processus pourrait prendre beaucoup plus de temps, jusqu'à un ordre de grandeur de plus que la longévité.

Dans le cadre californien, le calcul des effets finaux comprend un qualificateur de l'importance écologique d'une espèce ou d'un assemblage (appelé indice d'interaction). Parmi les espèces qui jouent un rôle important sur le plan écologique, mentionnons les espèces servant d'habitat, les espèces importantes sur le plan trophique et les espèces clés. Au moyen d'un certain nombre d'étapes éclairées par l'opinion d'experts, les auteurs établissent un « indice d'interaction » allant de 1 à 3 qui est inclus dans le calcul des effets finaux décrit ci-dessus. Les effets finaux calculés qui en découlent sont ensuite évalués par rapport à une valeur seuil établie a priori par les gestionnaires. Saarman *et al.* (2018) proposent un seuil d'effet final de 0,1 comme « point de départ prudent pour établir les niveaux de seuil d'effet ».

En ce qui concerne l'évaluation des effets finaux potentiellement acceptables des activités de recherche, les cadres californiens et canadiens sont presque équivalents sur le plan mathématique. Le cadre californien propose que les activités scientifiques acceptables respectent généralement l'inégalité suivante :

$$\left(\sum_{source} Z_i\right) \cdot Prop.Impact \cdot \frac{T_{rétablissement}}{2} \cdot interaction < 0,1 \quad (5)$$

Où  $\sum_{source} Z_i$  est la somme des mortalités (proportions) causées par les activités scientifiques,  $Prop.Impact$  correspond à la définition donnée à la section 4.4.3,  $T_{rétablissement}$  est le temps de rétablissement et  $interaction$  est l'indice d'interaction. En comparaison, le cadre canadien propose que les activités scientifiques acceptables respectent généralement l'inégalité suivante :

$$\left(\sum_{source} Z_i\right) \cdot R > 10 \cdot durée\ de\ vie \Leftrightarrow \left(\sum_{source} Z_i\right) \cdot Prop.\ impact \cdot durée\ de\ vie < 0,1 \quad (6)$$

---

Où  $R$  est l'intervalle de récurrence (équations 3 et 4),  $R^{-1} = Prop. Impact$  (équation 3), et le multiplicateur 10 du côté gauche représente l'ordre de grandeur du tampon. Le cadre canadien suppose en outre, par précaution, que la mortalité directe est complète (100 %), même s'il existe des preuves que les valeurs réelles sont souvent inférieures (section 3). Par conséquent,  $\sum_{source} Z_i = 1$ . Comme dans le cas du cadre californien, les espèces dont la durée de vie (ou le temps de rétablissement) est la plus longue sont utilisées pour évaluer les répercussions sur l'assemblage.

Si l'on compare les deux cadres et que l'on note que dans le cadre californien :

- $\sum_{source} Z_i$  aura habituellement une valeur  $< 1$ ;
- $\frac{T_{rétablissement}}{2} \ll durée\ de\ vie$ , tel qu'il est indiqué ci-dessus et
- le terme *interaction* ne peut comprendre que des valeurs  $\in (1,2,3)$ ,

il semble que le cadre canadien mènera probablement à une prise de décisions plus prudente dans la plupart des cas.

Deux éléments importants distinguent les cadres californien et canadien. Premièrement, les périodes de rétablissement de l'habitat physique perturbé ne sont prises en compte que dans le premier. L'évaluation est fondée sur l'opinion d'experts, mais les valeurs sont plafonnées à 20 ans en raison de « considérations pragmatiques » non précisées (Saarman *et al.* 2018). Il est peu probable que l'intégration de ces considérations dans le cadre canadien à l'avenir offrirait une protection bénéfique aux habitats dans les zones protégées en plus de la protection implicite offerte par l'évaluation de l'acceptabilité des répercussions sur les taxons vulnérables et structurants.

Deuxièmement, le cadre californien ne tient pas compte explicitement des risques plus généraux pour la conservation marine qui résultent des modifications apportées aux programmes de surveillance scientifique à long terme pour réduire ou éliminer les dommages causés par ces programmes dans les zones protégées. Au lieu de cela, ce cadre ne tient compte que de la pertinence de mener une activité scientifique proposée dans une zone protégée. Les activités appropriées sont celles qui sont pertinentes aux mesures de protection de la zone, qui sont nécessaires pour maintenir l'intégrité des programmes de surveillance à long terme, qui ne peuvent être menées ailleurs ou qui sont importantes, et qui ont des répercussions suffisamment faibles pour ne pas nuire aux objectifs de la zone protégée (Saarman *et al.* 2018). Ces activités sont ensuite évaluées en fonction de leurs répercussions dans la zone protégée seulement. Les auteurs ne font que rajouter qu'il existe un besoin reconnu de poursuivre les relevés établis et la collecte de données chronologiques pour éclairer la gestion des ressources à l'intérieur et à l'extérieur des zones protégées, ainsi que les études et la surveillance environnementale nécessaires pour respecter les mandats des organismes gouvernementaux. Ils n'abordent aucunement la façon dont ces besoins pourraient influencer sur le risque d'effets acceptable des activités scientifiques dans les zones protégées. En revanche, le cadre canadien aborde explicitement les risques pour la conservation plus généraux associés à la modification des programmes de surveillance à long terme et présente les facteurs qui devraient être pris en compte, bien qu'il ne décrive pas explicitement de quelle façon les gestionnaires doivent équilibrer les risques de conservation à l'extérieur et à l'intérieur des zones protégées.

## 8. ANALYSE

Les éléments présentés ici et dans le cadre qui les relie (MPO 2018) ne mènent pas conjointement à une prescription en ce qui concerne la prise de décisions, mais constituent

---

plutôt une série de considérations importantes pour le processus de délivrance de permis permettant d'effectuer des relevés de recherche dans les zones protégées. Ces éléments mènent à une évaluation des risques de préjudice aux espèces et caractéristiques benthiques, et des risques associés à la qualité statistique des données de surveillance relativement aux objectifs et à la gestion de la conservation dans les zones protégées et dans l'écosystème élargi (pêches durables, espèces en péril, planification de l'adaptation, etc.). La valeur accordée à ces différents risques n'est pas une question d'ordre scientifique, mais plutôt une question de valeurs et de priorités de conservation, et des compromis seront inévitables. Il est donc important que ces compromis soient présentés de manière explicite aux décideurs. D'une part, le fait d'arrêter aveuglément les relevés au chalut dans les zones fermées pourrait représenter un transfert à grande échelle du risque des habitats et taxons benthiques vers de nombreuses espèces de poissons et d'invertébrés mobiles exposés à la mortalité par pêche, dont bon nombre présentent des niveaux d'abondance très faibles en raison d'une pêche intense dans le passé. D'un autre côté, le fait de ne pas protéger adéquatement les taxons benthiques très vulnérables pourrait nuire gravement à l'atteinte des objectifs de conservation. Il sera possible de réduire les répercussions des relevés individuels en réduisant leur empreinte dans les zones protégées et en réduisant l'empreinte collective des relevés largement redondants, tout en préservant l'intégrité des données recueillies. Dans d'autres cas, le préjudice potentiel dans les zones protégées peut être suffisamment grave, et la valeur scientifique de l'échantillonnage suffisamment faible, pour que les décisions soient relativement faciles à prendre. Toutefois, compte tenu de l'étendue de la protection spatiale visée par le gouvernement, il y aura probablement de nombreux cas où les compromis en matière de risques de conservation seront tels qu'il sera nécessaire de prendre des décisions difficiles.

Pour prendre des décisions éclairées, il est essentiel de veiller à ce que l'évaluation des risques soit aussi complète que possible. Dans une zone protégée donnée, le préjudice causé conjointement par plusieurs programmes d'échantillonnage indépendants doit être évalué en fonction de la capacité de rétablissement. L'estimation des temps de récurrence décrite plus haut se prête à l'estimation de ces effets cumulatifs. De même, de nombreux relevés chevaucheront plus d'une zone protégée, zones qui peuvent différer dans leurs objectifs de conservation respectifs. Il sera donc important d'évaluer l'effet des modifications cumulatives proposées aux plans et cadres d'échantillonnage en se fondant sur des simulations ou un ré-échantillonnage des données, comme dans l'étude de cas, et sur les principes de base reconnus pour induire un biais et nuire à la précision, comme il est indiqué ci-dessus. Les évaluations initiales du préjudice et de l'acceptabilité des relevés sont donc susceptibles d'être assez longues et fastidieuses. Toutefois, les investissements effectués au début du processus réduiront au minimum les risques que soient prises des décisions erronées difficiles à renverser ou que les conséquences négatives ne deviennent évidentes qu'une fois que les dommages aux caractéristiques, aux populations et aux communautés écologiques à l'intérieur et à l'extérieur des zones protégées seront avancés.

Idéalement, les décisions relatives à la délivrance d'un permis devraient être fondées sur des informations propres au cas sur les dommages causés par les engins d'échantillonnage et sur les taux de rétablissement. Cela sera impossible pour la majorité des relevés en eaux canadiennes. Les approximations élaborées ici visent à servir d'indicateurs généraux des dommages potentiels à long terme à utiliser dans ces cas. Bien que ces approximations soient très semblables à celles élaborées indépendamment par Saarman *et al.* (2018), le degré de précaution proposé ici est plus élevé que dans l'approche californienne. L'approche prudente est peut-être justifiée, compte tenu des incertitudes importantes entourant les effets des engins et les facteurs qui influent sur les taux de rétablissement des taxons et caractéristiques benthiques à la suite des perturbations. En outre, le cadre canadien sera appliqué aux taxons vulnérables qui pourraient nécessiter une plus grande prudence. En revanche, le cadre



---

californien est destiné à une application plus large, notamment à une gamme de taxons dont la vulnérabilité aux perturbations causées par les activités scientifiques est différente.

Il sera essentiel de documenter le fondement des décisions dans chaque zone protégée, compte tenu des divergences qui pourraient exister sur le plan des valeurs et des priorités entre les divers secteurs du MPO, et plus certainement chez les divers intervenants externes. En outre, conformément aux pratiques exemplaires en matière de prise de décision fondée sur les risques, il sera impératif que le fondement des décisions soit examiné périodiquement à mesure que les preuves scientifiques changent. Les changements pourraient être notamment :

- des renseignements nouveaux et plus précis sur le degré de préjudice causé par les relevés de fond et le potentiel de rétablissement des espèces et des taxons touchés;
- des données probantes concernant la pertinence de la surveillance dans les zones protégées pour assurer l'atteinte des objectifs de conservation, ce qui pourrait entraîner des modifications du type, du plan et de l'intensité de la surveillance;
- l'élaboration de méthodes d'échantillonnage pouvant réduire considérablement les effets nocifs sur les écosystèmes benthiques tout en fournissant des données qui peuvent remplacer de façon appropriée et adéquate les informations actuellement recueillies par les relevés de fond;
- des données probantes indiquant que les biais dans les indices d'écosystèmes élargis sont plus importants ou moins importants que prévu, ce qui justifie le réexamen de la décision d'exclure ou d'autoriser un relevé dans une zone protégée.

Bien entendu, l'examen périodique du fondement de la prise de décisions sera également motivé par des changements possibles dans les priorités de conservation à l'intérieur et à l'extérieur des zones protégées.

Le cadre proposé devrait également faire l'objet d'un examen périodique pour en assurer l'efficacité et la pertinence. L'expérience acquise dans l'application de cette approche peut permettre de déterminer de nouvelles considérations à envisager. L'expérience peut également permettre de cerner des éléments ou des informations qui sont récurrents dans des groupes de zones protégées et qui peuvent motiver un processus décisionnel simplifié qui s'apparente à des évaluations environnementales de classe.

Le nouveau cadre canadien repose sur la prise de décision fondée sur les risques, et de nombreuses considérations sont souvent, au mieux, semi-quantitatives. La fiabilité de la prise de décisions en utilisant le cadre dépend en partie de la qualité des divers objectifs de conservation qui doivent être pris en considération. Des objectifs qui sont précis, mesurables, réalisables, pertinents, opportuns, évalués et examinés périodiquement (objectifs SMARTER) fournissent une base quantitative par rapport à laquelle il est possible d'évaluer de façon plus rigoureuse les divers compromis qui interviennent dans la décision d'autoriser les relevés dans les zones fermées. Notamment, la spécificité et la mesurabilité permettent de déterminer le préjudice acceptable en ce qui a trait aux effets directs des relevés sur les caractéristiques protégées, aux effets de la surveillance de la qualité sur la conservation de ces caractéristiques et aux effets sur les composantes de l'écosystème élargi. La faisabilité est importante dans le contexte des objectifs des zones protégées, car il n'y aura aucun avantage à restreindre les activités scientifiques si la protection n'est pas susceptible de produire les avantages prévus en matière de conservation. Comme il a été mentionné précédemment, des évaluations structurées et des examens périodiques sont nécessaires pour s'assurer que les programmes scientifiques atteignent leurs objectifs d'appui à la prise de décisions fondées sur des données scientifiques, tout en évitant les préjudices inutiles ou inacceptables.

---

Le présent rapport porte principalement sur les activités d'échantillonnage existantes. Même si bon nombre des éléments décrits ici sont également pertinents pour l'échantillonnage dans de nouvelles zones, ces éléments méritent des considérations particulières. Les nouvelles zones comprennent les frontières et les zones extracôtières vierges, ainsi que les zones protégées qui ne font actuellement pas partie des cadres d'échantillonnage. L'échantillonnage initial dans de nouveaux domaines ne tient pas compte des biais possibles dans les activités de surveillance à long terme et, par conséquent, l'acceptabilité des activités scientifiques dépend uniquement d'un compromis entre le préjudice possible et les avantages procurés par l'activité. Dans bien des cas, cela devrait motiver l'utilisation d'outils d'échantillonnage qui limitent les préjudices. Ces études pilotes devraient révéler s'il existe des taxons vulnérables qui justifient une précaution accrue et s'il peut être avantageux d'utiliser des méthodes d'échantillonnage plus préjudiciable pour une surveillance et un relevé plus poussés.

Pour évaluer correctement tous les risques de conservation inhérents aux décisions relatives à la délivrance d'un permis, il est essentiel d'évaluer les biais dans les indices de relevé qui résultent de l'exclusion ou de la modification des activités de relevé dans les zones protégées. Ces biais ne peuvent être quantifiés que rétrospectivement ou par simulation. Au fil du temps, il y aura de l'incertitude associée au biais supposé ou simulé dans les cas où les relevés ont été exclus des zones protégées. Dans un contexte de changements environnementaux, l'incertitude peut devenir élevée compte tenu des répercussions probables sur la répartition des espèces. L'évaluation des conséquences de l'exclusion sur l'intégrité des indices de relevé devrait tenir compte de cette incertitude. Un examen des méthodes d'imputation et de leur résistance au changement dans la répartition des espèces améliorerait notre compréhension du biais potentiel variable dans le temps des indices de relevé.

## **9. REMERCIEMENTS**

Nous remercions Ellen Kenchington pour ses commentaires et ajouts pertinents et importants à une version antérieure du document de travail, ainsi que les participants à l'examen par les pairs pour leur importante rétroaction qui a permis de renforcer le présent document de recherche. De nombreuses personnes ont gracieusement aidé à remplir le tableau 10, malgré un préavis relativement court, avant la réunion de janvier 2018.

---

## 10. RÉFÉRENCES CITÉES

- Ardron, J.A., et Jamieson, G.S. 2006. Reducing bycatch of corals and sponges in British Columbia's groundfish trawl fishery through trawl fishery closures. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2006/061. ii + 23 p.
- Ardron, J., Clark, M., Penny, A., Hourigan, T., Rowden, A., Dunstan, P.K, Watling, L., Shank, T., Tracey, D.M., Dunn, M.R., et Parker, S.J. 2014. A systematic approach towards the identification and protection of vulnerable marine ecosystems. *Mar. Pol.* 49: 146-154.
- ASFC. 2017. Expéditions scientifiques ou exploratives étrangères au Canada. Mémoire D2-1-2. Agence des services frontaliers du Canada, Ottawa, le 20 mars 2017.
- Axelsen, B.E., et Johnsen, B. 2015. An evaluation of the bottom trawl surveys in the Benguela Current Large Marine Ecosystem. *Fish. Oceanogr.* 24(Suppl 1): 74-87.
- Ban, S., Curtis, J.M.R., St. Germain, C., Perry, R.I., et Therriault, T.W. 2016. Identification of Ecologically and Biologically Significant Areas (EBSAs) in Canada's Offshore Pacific Bioregion. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/034. x + 152 p.
- Bennecke, S., et Metaxas, A. 2017. Effectiveness of a deep-water coral conservation area: evaluation of its boundaries and changes in octocoral communities over 13 years. *Deep-Sea Research II.* 137: 420-435.
- Benoît, H.P. 2012. A comparison of the abundance, size composition, geographic distribution and habitat associations of snow crab (*Chionoecetes opilio*) in two bottom trawl surveys in the southern Gulf of St. Lawrence. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/015. iv +34 p.
- Benoît, H.P., et Cadigan, N. 2013. Model-based estimation of commercial- sized snow crab (*Chionoecetes opilio*) abundance in the southern Gulf of St. Lawrence, 1980-2012, using data from two bottom trawl surveys. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/114. ii + 47 p.
- Benoît, H.P., et Cadigan, N. 2016. Trends in the biomass, distribution, size composition and model-based estimates of commercial abundance of snow crab (*Chionoecetes opilio*) based on the multi-species bottom trawl survey of the southern Gulf of St. Lawrence, 1980-2015. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/089. v + 20 p.
- Benoît, H.P., et Swain, D.P. 2003. Accounting for length and depth-dependent diel variation in catchability of fish and invertebrates in an annual bottom-trawl survey. *ICES J. Mar. Sci.* 60: 1297-1316.
- Benoît, H.P., et Swain, D.P. 2008. Impacts of environmental change and direct and indirect harvesting effects on the dynamics of a marine fish community. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65: 2088-2104.
- Benoît, H.P., Abgrall, M.-J., et Swain, D.P. 2003. An assessment of the general status of marine and diadromous fish species in the southern Gulf of St. Lawrence based on annual bottom-trawl surveys (1971-2002). *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2472: 183 pp.
- Benoît, H.P., Swain, D.P., et Chouinard, G.A. 2009. Using the long-term bottom-trawl survey of the southern Gulf of St. Lawrence to understand marine fish populations and community change. *Atlantic Zonal Monitoring Program Bulletin* 8: 19-27.
- Benoît, H.P., Gagné, J.A., Savenkoff, C., Ouellet, P., et Bourassa M.-N. (eds.). 2012. State-of-the-Ocean Report for the Gulf of St. Lawrence Integrated Management (GOSLIM) Area. *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2986: viii + 73 pp.

- 
- Bolam, S.G., Coggan, R.C., Eggleton, J., Diesing, M., et Stephens, D. 2014. Sensitivity of macrobenthic secondary production to trawling in the English sector of the Greater North Sea: A biological trait approach J. Sea. Res. 85: 162-177
- Bolam, S.G., Garcia, C., Eggleton, J., Kenny, A., Buhl-Mortensen, L., Gonzalez-Mirelis, G., van Kooten, T., Dinesen, G., Hansen, J., Hiddink, J.G., Sciberras, M., Smith, C., Papadopoulou, N., Gumus, A., Hoey, G.V., Eigaard, O.R., Bastardie, F., et Rijnsdorp, A.D. 2017. Differences in biological traits composition of benthic assemblages between unimpacted habitats. Mar. Environ. Res. 126: 1-13.
- Boldt, J.L., Williams, K., Rooper, C.N., Towler, R.H., et Gauthier, S. 2018. Development of stereo camera methodologies to improve pelagic fish biomass estimates and inform ecosystem management in marine waters. Fish. Res. 198: 66-77.
- Bourdages, H., Savard, L., Archambault, D., et Valois, S. 2007. Results from the August 2004 and 2005 comparative fishing experiments in the northern Gulf of St. Lawrence between the CCGS Alfred Needler and the CCGS Teleost. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2750: ix + 57 p.
- Boutillier, J., Kenchington, E., et Rice, J. 2010. A Review of the Biological Characteristics and Ecological Functions Served by Corals, Sponges and Hydrothermal Vents, in the Context of Applying an Ecosystem Approach to Fisheries. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2010/048. iv + 36 p.
- Brandt, A., Gutt, J., Hildebrandt, M., Pawlowski, J., Schwendner, J., Soltwedel, T., et Thomsen, L. 2016. Cutting the umbilical: new technological perspectives in benthic deep-sea research. J. Mar. Sci. Eng. 4: 36 doi:10.3390/jmse4020036.
- Bratley, J., Cadigan, N.G., Lilly, G.R., Murphy, E.F., Shelton, P.A., et Stansbury, D.E. 1999. An assessment of the cod stock in NAFO Subdivision 3Ps. Can. Sci. Adv. Sec. Res. Doc. 99/36, 89 p.
- Buhl-Mortensen, L., Aglen, A., Breen, M., Buhl-Mortensen, P., Ervik, A., Husa, V., Lokkeborg, S., et al. 2013. Impacts of fisheries and aquaculture on sediments and benthic fauna: suggestions for new management approaches. Fisken og Havet, Nr 2/2013. 69p.
- Buhl-Mortensen, P., Gordon, D.C., Buhl-Mortensen, L., et Kulka, D.W. 2017. First description of a *Lophelia pertusa* reef complex in Atlantic Canada. Deep-Sea Research I. 126: 21-30.
- Cadigan, N.G., et Bratley, J. 2006. Reporting and shedding rate estimates from tag recovery experiments on Atlantic cod (*Gadus morhua*) in coastal Newfoundland. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 63: 1944–1958.
- Cadigan, N.G., Wade, E., et Nielsen, A. 2017. A spatiotemporal model for snow crab (*Chionoecetes opilio*) stock size in the southern Gulf of St. Lawrence. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 74: 1808-1820.
- Campbell, J.S., et Simms, J.M. 2009. Status Report on Coral and Sponge Conservation in Canada. Fisheries and Oceans Canada. 87 p.
- Carruthers, T.R., Kell, L., Butterworth, D., Maunder, M., Geromont, H., Walters, C., McAllister, M.K., Hillary, R., Levontin, P., Kitakado, T., et Davies, C. 2015. Performance review of simple management procedures. ICES J. Mar. Sci. 73: 464-482.
- Carruthers, T.R., Punt, A.E., Walters, C.J., MacCall, A., McAllister, M.K., Dick, E.J., et Cope, J. 2014. Evaluating methods for setting catch limits in data-limited fisheries. Fish. Res. 153: 48-68.
-

- 
- Carstensen, J. 2014. Need for monitoring and maintaining sustainable marine ecosystem services. *Frontiers in Marine Science* 1:1-4.
- Chadwick, E.M.P., Brodie, W., Clark, D., Gascon, D., et Hurlbut, T.R. 2007. History of annual multi-species trawl surveys on the Atlantic coast of Canada. *Atlantic Zonal Monitoring Program Bulletin* 6: 25–42.
- Cheung, W.W.L., Lam, V.W.Y., Sarmiento, J.L., Kearney, K., Watson, R., et Pauly, D. 2009. Projecting global marine biodiversity impacts under climate change scenarios. *Fish Fisher.* 10: 235-251.
- Cheung, W.W.L., Dunne, J., Sarmiento, J.L., et Pauly, D. 2011. Integrating ecophysiology and plankton dynamics into projected maximum fisheries catch potential under climate change in the Northeast Atlantic. *ICES J. Mar. Sci.* 68: 1008-1018.
- Chouinard, P.-M., et Dutil, J.-D. 2011. The structure of demersal fish assemblages in a cold, highly stratified environment. *ICES J. Mar. Sci.* 68: 1896-1908.
- Chuenpagdee, R., Morgan, L.E., Maxwell, S., Norse, E.A., et Pauly, D. 2003. Shifting gears: assessing collateral impacts of fishing methods in the U.S. waters. *Front. Ecol. Environ.* 1: 517– 524.
- CIEM. 2012a. Manual for the International Bottom Trawl Surveys. Series of ICES Survey Protocols. SISP 1-IBTS VIII. 68 pp.
- CIEM. 2012b. Report on the Classification of Stock Assessment methods developed by SISAM. ICES Document CM 2012/ACOM/ SCICOM: 01. 15 pp.
- CIEM. 2016. Report of the Workshop on guidance on how pressure maps of fishing intensity contribute to an assessment of the state of seabed habitats (WKFBII), 31 May–1 June 2016, ICES HQ, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2016/ACOM:46. 109 pp.
- Clark, M.R., Althaus, F., Schlacher, T.A., Williams, A., Bowden, D.A., et Rowden, A.A. 2016. The impacts of deep-sea fisheries on benthic communities: a review. *ICES J. Mar. Sci.* 73 Issue suppl\_1: i51–i69.
- Clarke, J., Milligan, R.J., Bailey, D.M., et Neat, F.C. 2015. A Scientific basis for regulating deep-sea fishing by depth. *Curr. Biol.* 25: 2425-2429.
- Clayton, R., Clark, D., McIntyre, T., Stone, H., Cook, A., Harris, L., Simon, J., Emery, P., et Hurley, P. 2014. Review of surveys contributing to groundfish assessments with recommendations for an ecosystem survey program in the Maritimes Region. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3083: x + 82 p.
- Coghlan, A.R., McLean, D.L., Harvey, E.S., et Langlois, T.J. 2017. Does fish behaviour bias abundance and length information collected by baited underwater video? *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 497: 143-151.
- Collie, J.S., Hall, S.J., Kaiser, M.J., et Poiner, I.R. 2000. A quantitative analysis of fishing impacts on shelf-sea benthos. *J. Anim. Ecol.* 69: 785-798.
- Conseil canadien pour la conservation des espèces en péril. 2016. *Espèces sauvages 2015: la situation générale des espèces au Canada*. Groupe de travail national sur la situation générale: 128 pp.
- Conway, K.W., Barrie, J.V., Austin, W.C., et Luternauer, J.L. 1991. Holocene Sponge Bioherms on the western Canadian Continental Shelf. *Continental Shelf Research*, 11: 771-790.
-

- 
- Conway, K.W., Barrie, J.V., Hill, P.R., Austin, W.C., et Picard, K. 2007. Mapping sensitive benthic habitats in the Strait of Georgia, coastal British Columbia: deep-water sponge and coral reefs. *Geol. Surv. Can.* 2007-A2: 1-6.
- Cooper, A.B., Rosenberg, A.A., Stefansson, G., et Mangel, M. 2004. Examining the importance of consistency in multi-vessel trawl survey design based on the U.S. west coast groundfish bottom trawl survey. *Fish. Res.* 70: 239-250.
- COSEPAC. 2012. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le brosme (*Brosme brosme*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. x + 91 p.
- Cryer, M. 2015. [Center for Independent Experts \(CIE\) Individual Peer Review Report on a review of sea scallop survey methodologies and their integration for stock assessment and fishery management](#). New Bedford, Massachusetts. (accès le 20 février, 2020).
- Cummins, P., et Haigh, R. 2010. Ecosystem Status and Trends Report for North Coast and Hecate Strait ecozone. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2010/046. vi + 61 p.
- Davies, T.D., et Jonsen, I.D. 2011. Identifying nonproportionality of fishery-independent survey data to estimate population trends and assess recovery potential for cusk (*Brosme brosme*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 68: 413-425.
- DeCelles, G.R., Keiley, E.F., Lowery, T.M., Calabrese, N.M., et Stokesbury, K.D.E. 2017. Development of a video trawl survey system for New England groundfish. *Trans. Am. Fish. Soc.* 146: 462–477.
- Devine, B.M., Wheeland, L.J., et Fisher, J.A.D. 2018. First estimates of Greenland shark (*Somniosus microcephalus*) local abundances in Arctic waters. *Sci. Rep.-UK* 8 DOI: 10.1038/s41598-017-19115-x.
- DOALOS. 2010. A revised guide to the implementation of the relevant provisions of the United Nations Convention on the Law of the Sea, Marine Scientific Research. UN Publication No. E.10.V.12, 71 pp.
- Doherty, B., Johnson, S.D.N., et Cox, S.P. 2018. Using autonomous video to estimate the bottom-contact area of longline trap gear and presence-absence of sensitive benthic habitat. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 75: 797-812.
- Doubleday, W., et Rivard, D. 1981. Bottom trawl surveys. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences* Vol. 58.
- Dufour, R., Benoît, H., Castonguay, M., Chassé, J., Devine, L., Galbraith, P., Harvey, M., Larouche, P., Lessard, S., Petrie, B., Savard, L., Savenkoff, C., St-Amand, L. et Starr, M. 2010. Ecosystem Status and Trends Report: Estuary and Gulf of St. Lawrence ecozone. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2010/030. v + 187 p.
- Dunham, A., Mossman, J., Archer, S., Davies, S., Pegg, J., et Archer, E. 2018a. Glass sponge reefs in the Strait of Georgia and Howe Sound: Status assessment and ecological monitoring advice. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2018/010. vii+ 104 p.
- Dunham, A., Archer, S.K., Davies, S., Burke, L., Mossman, J., et Pegg, J. 2018b. Assessing ecological role of deep-water biogenic habitats: Glass sponge reefs in the Salish Sea. *Mar. Environ. Res.* 141: 88-99.
- Ellis, P.D. 2010. *The Essential Guide to Effect Sizes: An Introduction to Statistical Power, Meta-Analysis and the Interpretation of Research Results*. United Kingdom: Cambridge University Press.
-

- 
- Eigaard, O.R., Bastardie, F., Hintzen, N.T., Buhl-Mortensen, L., Buhl-Mortensen, P.I., Catarino, R., Dinesen, G.E., Egekvist, J., Fock, H.O., Geitner, K., Gerritsen, H.D., Gonzaez, M.M., Jonsson, P., Kavadas, S., Laffargue, P., Lundy, M., Gonzalez-Mirelis, G., Nielsen, J.R., Papadopoulou, N., Posen, P.E., Pulcinella, J., Russo, T., Sala, A., Silva, C., Smith, C.J., Vanellander, B., et Rijnsdorp, A.D. 2016. The footprint of bottom trawling in European waters: distribution, intensity, and seabed integrity. *ICES J. Mar. Sci.* 74: 847-865.
- Engås, A. 1994. The effects of trawl performance and fish behaviour on the catching efficiency of demersal sampling trawls. pp. 45–68. In A. Fernö and S. Olsen (eds.). *Marine fish behaviour in capture and abundance estimation*. Fishing News Books, Oxford, U.K..
- Eno, N.C., MacDonald, D.S., Kinnear, J.A., Amos, S.C., Chapman, C.J., Clark, R.A., Bunker, F.S.P., et Munro, C. 2001. Effects of crustacean traps on benthic fauna. *ICES J. Mar. Sci.* 58: 11–20.
- Environnement Canada. 2012. [Politique relative à la délivrance de permis ou à l'autorisation pour la tenue d'activités interdites dans des aires protégées désignées en vertu de la Loi sur les espèces sauvages du Canada et de la Loi de 1994 sur la Convention concernant les oiseaux migrateurs, Décembre 2011](#). (accès le 20 février, 2020).
- Ewing, G.P., et Kilpatrick, R. 2014. Estimating the gear footprint of demersal trawl and longline fishing gears used in the Heard Island and McDonald Islands fisheries. In D.C. Welsford, G.P. Ewing, A.J. Constable, T. Hibberd, and R. Kilpatrick (eds). *Demersal fishing interactions with marine benthos in the Australian EEZ of the Southern Ocean: An assessment of the vulnerability of benthic habitats to impact by demersal gears Final Report FRDC Project 2006/042*. The Department of the Environment, Australian Antarctic Division and the Fisheries Research and Development Corporation, Hobart, Tasmania, Australia, 265 pp.
- Ewing, G., Hibberd, T., et Welsford, D. 2014. Assessing the resistance of vulnerable benthic taxa to disturbance from demersal fishing in the HIMI region. In D.C. Welsford, G.P. Ewing, A.J. Constable, T. Hibberd, and R. Kilpatrick (eds). *Demersal fishing interactions with marine benthos in the Australian EEZ of the Southern Ocean: An assessment of the vulnerability of benthic habitats to impact by demersal gears Final Report FRDC Project 2006/042*. The Department of the Environment, Australian Antarctic Division and the Fisheries Research and Development Corporation, Hobart, Tasmania, Australia, 265 pp.
- FAO. 2009. *International Guidelines for the Management of Deep-sea Fisheries in the High Seas*. FAO, Rome. 73 p.
- Field, J.C., Punt, A.E., Methot, R.D., et Thomson, C.J. 2006. Does MPA mean 'Major Problem for Assessments'? Considering the consequences of place-based management systems. *Fish Fish.* 7: 284-302.
- Fletcher, W.J. 2005. The application of qualitative risk assessment methodology to prioritize issues for fisheries management. *ICES J. Mar. Sci.* 62: 1576-1587.
- Fox, H.E., Holtzman, J.L., Haisfield, K.M., McNally, C.G., Cid, G.A., Mascia, M.B., Parks, J.E., et Pomeroy, R.S. 2014. How Are Our MPAs Doing? Challenges in Assessing Global Patterns in Marine Protected Area Performance. *Coast. Manage.* 42: 207-226.
- Freese, L., Auster, P.J., Heifetz, J., et Wing, B.L. 1999. Effects of trawling on seafloor habitat and associated invertebrate taxa in the Gulf of Alaska. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 182: 119–126.
- Freiwald, A., Fossa, J.H., Grehan, A., Koslow, T., et Roberts, M. 2004. Cold-water coral reefs, out of sight – no longer out of mind. *UNEP World Conservation Monitoring Centre*. 86 pp.
-

- 
- Fretwell, S.D., et Lucas, H.L., Jr. 1970. On territorial behaviour and other factors influencing habitat distribution in birds. I. Theoretical development. *Acta Biotheor.* 19: 16–36.
- Fuller, S.D., Picco, C., Ford, J., Tsao, C.-F., Morgan, L.E., Hangaard, D., et Chuenpagdee, R. 2008. [How we fish matters: addressing the ecological impacts of Canadian fishing gear](#). Ecology Action Centre Report. (accessed July 16, 2019).
- Gelman, A., et Carlin, J. 2014. Beyond power calculations: assessing type S (Sign) and type M (magnitude) errors. *Perspect. Psychol. Sci.* 9: 641-651.
- Geromont, H.F., et Butterworth, D.S. 2014. Generic management procedures for data-poor fisheries: forecasting with few data. *ICES J. Mar. Sci.* 72: 251-261.
- Gilkinson, K., et Edinger, E. (Eds.). 2009. The ecology of deep-sea corals of Newfoundland and Labrador waters: biogeography, life history, biogeochemistry, and relation to fishes. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2830: vi + 136 p.
- Gilkinson, K.D., Fader, G.B.J., Gordon, D.C., Jr., Charron, R., McKeown, D., Roddick, D., Kenchington, E.L.R., MacIsaac, K., Bourbonnais, C., Vass, P., et Liu, Q. 2003. Immediate and longer-term impacts of hydraulic clam dredging on an offshore sandy seabed: effects on physical habitat and processes of recovery. *Cont. Shelf Res.* 23: 1315-1336.
- Gilkinson, K.D., Gordon, D.C., Jr., McKeown, D., Kenchington, E.L.R., MacIsaac, K., Bourbonnais, C. et Vass, P. 2004. Susceptibility of the soft coral *Gersemia rubiformis* to capture by hydraulic clam dredges off eastern Canada: the significance of soft coral-shell associations. *Proceedings of the Symposium on Effects of Fishing Activities on Benthic Habitats: Linking Geology, Biology, Socioeconomics and Management, American Fisheries Society Special Publication 41*: 383-390.
- Gilkinson, K.D., Gordon, D.C., MacIsaac, K.G., McKeown, D.L., Kenchington, E.L.R., Bourbonnais, C., et Vass, W.P. 2005. Immediate impacts and recovery trajectories of macrofaunal communities following hydraulic clam dredging on Banquereau, eastern Canada. *ICES J. Mar. Sci.* 62: 925–947.
- Gilkinson, K., King, E.L., Li, M.Z., Roddick, D., Kenchington, E., et Han, G. 2015. Processes of physical change to the seabed and bivalve recruitment over a 10-year period following experimental hydraulic clam dredging on Banquereau. *Scotian Shelf. Cont. Shelf Res.* 92: 72-86.
- González Troncoso, D., Nogueira, A., et Alpoim, R. 2016. Effect in mean catch and biomass index of removing stations in the closed Coral, Sponge and Seapen Protection Areas in the design of the EU Flemish Cap survey. *NAFO SCR Doc. No.* 16/40.
- Gordon, D.C., Jr., Kenchington, E.L.R., Gilkinson, K.D., Fader, G.B.J., Bourbonnais-Boyce, C., MacIsaac, K.G., McKeown, D.L., Henry, L.-A., et Vass, W.P. 2008. Summary of the Western Bank Otter Trawling Experiment (1997-1999): Effects on Benthic Habitats and Communities. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2822: vii + 70 p.
- Gouvernement du Canada. 2011. [Cadre national pour le réseau d'aires marines protégées du Canada](#). Pêches et Océans Canada, Ottawa. 34 pp. (le 27 octobre 2017).
- Gouvernement du Canada. 2013. [Demande partielle du Canada à la Commission des limites du plateau continental concernant son plateau continental dans l'Océan Atlantique, Partie I – Résumé](#). (accès le 20 février, 2020).
-



- 
- Grégoire, F., et Beaudin, L. 2014. Évaluation analytique du maquereau bleu (*Scomber scombrus* L.) des sous-régions 3 et 4 de l'OPANO en 2013. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2014/079. v + 44 p.
- Haggarty, D.R., Shurin, J.B., et Yamanaka, K.L. 2016. Assessing population recovery inside British Columbia's Rockfish Conservation Areas with a remotely operated vehicle. *Fish. Res.* 183: 165-179.
- Hall, N.M., Berry, K.L.E., Rintoul, L., et Hoogenboom, M.O. 2015. Microplastic ingestion by scleractinian corals. *Mar. Biol.* 162: 725–732.
- Halpern, B.S., et Warner, R.R. 2002. Marine reserves have rapid and lasting effects. *Ecol. Lett.* 5: 361-366.
- Hardy, M., Ferron, C., Mullins, C., Trottier, J., et Joseph, V. 2011. Vulnerabilities of Ecosystem Components to Human Activities within the Estuary and Gulf of St. Lawrence. *Gulf Reg. Oceans Mgmt. Ser. No.* 2010/02.
- He, P., et Winger, P. 2010. Effect of trawling on the seabed and mitigation measures to reduce impact, pp. 295–314. In P. He (ed.). *Behavior of Marine Fishes: Capture Processes and Conservation Challenges*. Wiley-Blackwell, Oxford, UK.
- Hébert, M., Wade, E., DeGrâce, P., et Moriyasu, M. 2016. The 2015 assessment of the snow crab (*Chionoecetes opilio*) stock in the southern Gulf of St. Lawrence (Areas 12, 19, 12E and 12F). *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2016/087. v + 43 p.
- Heifetz, J., Stone, R.P., et Shotwell, S.K. 2009. Damage and disturbance to coral and sponge habitat of the Aleutian Archipelago. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 397: 295-303.
- Heithaus, M.R., et Dill, L.M. 2006. Does tiger shark predation risk influence foraging habitat use by bottlenose dolphins at multiple spatial scales? *Oikos* 114: 257–264.
- Hewitt, J.E., Julian, K., et Bone, E.K. 2011. Chatham-Challenger Ocean Survey 20/20 post-voyage analyses: objective 10-biotic habitats and their sensitivity to physical disturbance. *New Zealand Aquatic Environment and Biodiversity Report*, 81: 36.
- Hiddink, J.G., Jennings, S., Kaiser, M.J., Quiros, A.M., Duplisea, D.E., et Piet, G.J. 2006. Cumulative impacts of seabed trawl disturbance on benthic biomass, production, and species richness in different habitats. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63: 721–736.
- Hiddink, J.G., Jennings, S., Sciberras, M., Szostek, C.L., Hughes, K.M., Ellis, N., Rijnsdorp, A.D., McConnaughey, R.A., Mazor, T., Hilborn, R., Collie, J.S., Pitcher, C.R., Amoroso, R.O., Parma, A.M., Suuronen, P., et Kaiser, M.J. 2017. Global analysis of depletion and recovery of seabed biota after bottom trawling disturbance. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 114: 8301-8306.
- Hilborn, R., et Walters, C.J. 1992. *Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty*. Chapman and Hall, New York.
- Hilborn, R., Stokes, K., Maguire, J.J., Smith, T., Botsford, L.W., Mangel, M., Orensanz, J., Parma, A., Rice, J., Bell, J., Cochrane, K.L., Garcia, S., Hall, S.J., Kirkwood, G.P., Sainsbury, K., Stefansson, G., et Walters, C. 2004. When can marine reserves improve fisheries management? *Ocean Coastal Manage.* 47: 197-205.
- Hiltz, E., Fuller, S.D., et Mitchell, J. 2018. Disko Fan Conservation Area: a Canadian case study. *Parks Journal* 24:17-30. DOI: 10.2305/IUCN.CH.2018.PARKS-24-SIEH.en.
-

- 
- Hobday, A.J., Smith, A.D.M., Stobutzki, I.C., Bulman, C., Daley, R., Dambacher, J.M., Deng, R.A., Dowdney, J., Fuller, M., Furlani, D., Griffiths, S.P., Johnson, D., Kenyon, R., Knuckey, I.A., Ling, S.D., Pitcher R., Sainsbury, K.J., Sporcic, M., Smith, T., Turnbull, C., Walker, T.I., Wayte, S.E., Webb, H., Williams, A., Wise, B.S., et Zhou, S. 2011. Ecological risk assessment for the effects of fishing. *Fish. Res.* 108: 372-384.
- Hoenig, J.M. 1983. Empirical use of longevity data to estimate mortality rates. *Fish. Bull.* 82: 898-903.
- Holt, K.R., Ackerman, B., Flemming, R., Forrest, R.E., Kronlund, A.R., Lacko, L., Olsen, N., Rutherford, K., Stanley, R.D., Taylor, N.G., et Workman, G. 2012. Ecological risk assessment for the effects of fishing: A pilot study for British Columbia groundfish fisheries. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* No. 2990.
- Hughes, K.M., Kaiser, M.J., Jennings, S., McConnaughey, R.A., Pitcher, R., Hilborn, R., Amorosso, R.O., Collie, J., Hiddink, J.G., Parma, A., et Rijnsdorp, A. 2014. Investigating the effects of mobile bottom fishing on benthic biota: A systematic review protocol. *Environ. Evidence* 3: 23.
- Hurlbut, T., et Clay, D. 1990. Protocols for research vessel cruises within the Gulf Region (demersal fish) (1970–1987). *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2082.
- Hutchings, J.A. 2014. Renaissance of a caveat: Allee effects in marine fishes. *ICES J. Mar. Sci.* 71: 2152-2157.
- Hutchings, J.A., et Myers, R.A. 1994. What can be learned from the collapse of a renewable resource? Atlantic cod, *Gadus morhua*, of Newfoundland and Labrador. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51: 2126-2146.
- Hutchings, J.A., et Reynolds, J.D. 2004. Marine fish population collapses: Consequences for recovery and extinction risk. *BioScience* 54: 297-309.
- Jamieson, G.S., et Davies, H. 2004. State of Knowledge of Marine Habitats of the Northern B.C. Coast in Oil and Gas Lease Areas. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2004/009.
- Jennings, S., et Kaiser, M. 1998. The effects of fishing on marine ecosystems. *Adv. Mar. Biol.* 34: 201-252.
- Jennings, S., Dinmore, T.A., Duplisea, D.E., Warr, K.J., et Lancaster, J.E. 2001. Trawling disturbance can modify benthic production processes. *J. Anim. Ecol.* 70: 459–475.
- Jennings, S., Freeman, S., Parker, R., Duplisea, D.E., et Dinmore, T.A. 2005. Ecosystem consequences of bottom fishing disturbance, pp. 73–90. In P. W. Barnes et J. P. Thomas (Eds.), *Benthic habitats and the effects of fishing*. Bethesda (MD): American Fisheries Society.
- Johannessen, S.C., et McCarter, B. 2010. Ecosystem Status and Trends Report for the Strait of Georgia Ecozone. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2010/010. vi + 43 p.
- Jones, P.J.S. 2001. Marine protected area strategies: issues, divergences and the search for middle ground. *Rev. Fish Biol. Fish.* 11: 197-216.
- Jones, D.T., Wilson, C.D., Robertis, A.D., Rooper, C.N., Weber, T.C., et Butler, J.L. 2012. Evaluation of rockfish abundance in untrawlable habitat: combining acoustic and complementary sampling tools. *Fish. Bull.* 110: 332–343.

- 
- Jouffre, D., Borges, M.D., Bundy, A., Coll, M., Diallo, I., Fulton, E.A., Guitton, J., Labrosse, P., Abdellahi, K.O.M., Masumbuko, B., et Thiao, D. 2010. Estimating EAF indicators from scientific trawl surveys: theoretical and practical concerns. *ICES J. Mar. Sci.* 67: 796-806.
- Kaiser, M.J., Clarke, K.R., Hinz, H., Austen, M.C.V., Somerfield, P.J., et Karakassis, I. 2006. Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 311: 1-14.
- Katsanevakis, S., Weber, A., Pipitone, C., Leopold, M., Cronin, M., Scheidat, M., Doyle, T.K., Buhl-Mortensen, L., Buhl-Mortensen, P., D'Anna, G., de Boois, I., Dalpadado, P., Damalas, D., Fiorentino, F., Garofalo, G., Giacalone, V.M., Hawley, K.L., Issaris, Y., Jansen, J., Knight, C.M., Knittweis, L., Kroncke, I., Mirto, S., Muxika, I., Reiss, H., Skjoldal, H.R., et Voge, S. 2012. Monitoring marine populations and communities: methods dealing with imperfect detectability. *Aquat. Biol.* 16: 31-52.
- Kenchington, E.L.R., Prena, J., Gilkinson, K.D., Gordon, D.C., Jr., MacIsaac, K., Bourbonnais, C., Schwinghamer, P., Rowell, T.W., McKeown, D.L., et Vass, W.P. 2001. Effects of experimental otter trawling on the macrofauna of a sandy bottom ecosystem on the Grand Banks of Newfoundland. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 1043-1057.
- Kenchington, E., Murillo, F.J., Cogswell, A., et Lirette, C. 2011. Development of encounter protocols and assessment of significant adverse impact by bottom trawling for sponge grounds and sea pen fields in the NAFO Regulatory Area. NAFO Scientific Council Research Document 11/75, 53 p.
- Kenchington, E., Murillo, F.J., Lirette, C., Sacau, M., Koen-Alonso, M., Kenny, A., Ollerhead, N., Wareham, V., et Beazley, L. 2014. Kernel density surface modelling as a means to identify significant concentrations of vulnerable marine ecosystem indicators. *PLoS One* 9:e109365. 14 pages. doi:10.1371/journal.pone.0109365.
- Kenchington, E., Beazley, L., Lirette, C., Murillo, F.J., Guijarro, J., Wareham, V., Gilkinson, K., Koen Alonso, M., Benoît, H., Bourdages, H., Sainte-Marie, B., Treble, M., et Siferd, T. 2016. Delineation of coral and sponge significant benthic areas in Eastern Canada using kernel density analyses and species distribution models. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2016/093. vi + 178 p.
- Kincaid, K., et Rose, G. 2017. Effects of closing bottom trawling on fisheries, biodiversity, and fishing communities in a boreal marine ecosystem: the Hawke Box off Labrador, Canada. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 74: 1490-1502.
- Koen-Alonso, M., Favaro, C., Ollerhead, N., Benoît, H., Bourdages, H., Sainte-Marie, B., Treble, M., Hedges, K., Kenchington, E., Lirette, C., King, M., Coffen-Smout, S., et Murillo, F.J. 2018. Analysis of the overlap between fishing effort and Significant Benthic Areas in Canada's Atlantic and Eastern Arctic marine waters. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2018/015. xvii + 270 p.
- Koslow, J.A., Gowlett-Holmes, K., Lowry, J.K., O'Hara, T., Poore, G.C.B., et Williams, A. 2001. Seamount benthic macrofauna off southern Tasmania: community structure and impacts of trawling. *Mari. Ecol. Prog. Ser.* 213: 111-125.
- Krebs, C.J. 1989. *Ecological methodology*. Harper Collins Publishers, N.Y.
- Kuparinen, A., Keith, D.M., et Hutchings, J.A. 2014. Allee effect and the uncertainty of population recovery. *Conserv. Biol.* 28: 790-798.
-

- 
- Lancaster, D., Haggarty, D.R., et Ban, N.C. 2015. Pacific Canada's Rockfish Conservation Areas: using Ostrom's design principles to assess management effectiveness. *Ecology and Society* 20(3):41.
- Langton, R.W., Langton, E.W., Theroux, R.B., et Uzmann, J.R. 1990. Distribution, behavior and abundance of sea pens, *Pennatula aculeata*, in the Gulf of Maine. *Mar. Biol.* 107: 463-469.
- LeBlanc, S., Benoît, H.P., et Hunt, H. 2015. Broad-scale abundance changes are more prevalent than acute fishing impacts in an experimental study of scallop dredging intensity. *Fish. Res.* 161: 8-20.
- Leys, S.P. 2013. Effects of sediment on Glass Sponges (Porifera, Hexactinellida) and projected effects on Glass Sponge Reefs. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/074. vi + 23 p.
- Link, J.S., et Demarest, C. 2003 Trawl hangs, baby fish, and closed areas: a win-win scenario. *ICES J. Mar. Sci.* 60: 930-938.
- Lohr, S. 2010. *Sampling: Design and Analysis*, (2nd edition), Brooks/Cole CENGAGE Learning, Boston, MA.
- Lucchetti, A., et Sala, A. 2012. Impact and performance of Mediterranean fishing gear by side-scan sonar technology. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 69: 1806-1816.
- MacCall, A.D. 1990. *Dynamic geography of marine fish populations*. University of Washington Press, Seattle, Washington.
- MacDonald, A.M., Adams, C.F., et Stokesbury, K.D.E. 2010. Abundance estimates of skates (Rajidae) on the continental shelf of the northeastern United States using a video survey. *Trans. Am. Fish. Soc* 139: 1415-1420.
- Malecha, P.W., et Stone, R.P. 2009. Response of the sea whip *Halipteris willemoesi* to simulated trawl disturbance and its vulnerability to subsequent predation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 388: 197-206.
- Mallet, D., et Pelletier, D. 2014. Underwater video techniques for observing coastal marine biodiversity: A review of sixty years of publications (1952-2012). *Fish. Res.* 154: 44-62.
- Martell, S. 2009. Assessment and Management advice for Pacific hake in U.S. and Canadian waters in 2009. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/021. iv + 54 p.
- McDermid, J.L., Mallet, A., et Surette, T. 2016. Fishery performance and status indicators for the assessment of the NAFO Division 4T southern Gulf of St. Lawrence Atlantic herring (*Clupea harengus*) to 2014 and 2015. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/060. ix + 62 p.
- McQuinn, I.H., Plourde, S., St. Pierre, J.-F., et Dion, M. 2015. Spatial and temporal variations in the abundance, distribution, and aggregation of krill (*Thysanoessa raschii* and *Meganyctiphanes norvegica*) in the lower estuary and Gulf of St. Lawrence. *Prog. Oceanogr.* 131: 159-176.
- Millar, R.B., et Fryer, R.J. 1999. Estimating the size-selection curves of towed gears: traps, nets and hooks. *Rev. Fish Biol. Fish.* 9: 89-116.
- Miller, T.J. 2013. A comparison of hierarchical models for relative catch efficiency based on paired-gear data for US Northwest Atlantic fish stocks. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 70: 1306-1316.

- 
- Morgan, L.E., et Chuenpagdee, R. 2003. *Shifting Gears: Addressing the collateral impacts of fishing methods in US waters*. Pew Science Series Island Press, Washington, DC, USA: 42 pp.
- Morin, R., Ricard, D., Benoît, H., et Surette, T. 2017. A review of the biology of Atlantic hagfish (*Myxine glutinosa*), its ecology, and its exploratory fishery in the southern Gulf of St. Lawrence (NAFO Div. 4T). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/017. v + 39 p.
- Morrison, M., et Carbines, G. 2006. Estimating the abundance and size structure of an estuarine population of the sparid *Pagrus auratus*, using a towed camera during nocturnal periods of inactivity, and comparisons with conventional sampling techniques. *Fish. Res.* 82: 150-161.
- Mortensen, P.B., et Buhl-Mortensen, L. 2005. Deep-water corals and their habitats in The Gully, a submarine canyon off Atlantic Canada. pp. 247-277. In A. Freiwald and J.M. Roberts (eds.). *Coldwater Corals and Ecosystems*. Berlin: Springer.
- Mowbray, F.K. 2014. Recent spring offshore acoustic survey results for capelin, *Mallotus villosus*, in NAFO Division 3L. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/040. v + 25 p.
- MPO. 2004. Identification des zones d'importance écologique et biologique. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rapp. sur l'état des écosystèmes 2004/006.
- MPO. 2006. Effets des engins de chalutage et des dragues à pétoncles sur les habitats, les populations et les communautés benthiques. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2006/025.
- MPO. 2009. Élaboration d'un cadre et de principes pour la classification biogéographique des zones marines canadiennes. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2009/056.
- MPO. 2010a. Plan de conservation des coraux et des éponges d'eau froide de la Région du Pacifique 2010-2015. Pêches et Océans Canada, Vancouver: 55 p.
- MPO. 2010b. Occurrence, vulnérabilité à la pêche et fonction écologique des coraux, des éponges et des griffons hydrothermaux dans les eaux canadiennes. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2010/041.
- MPO. 2010c. Impacts potentiels des engins de pêche (à l'exception des engins mobiles entrant en contact avec le fond) sur les communautés et les habitats marins. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2010/003.
- MPO. 2010d. Rapport sur l'état et les tendances des écosystèmes marins canadiens en 2010. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2010/030 (révisé).
- MPO. 2011. Zones d'importance Écologique et Biologique – Leçons Apprises. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2011/049.
- MPO. 2015a. [Stratégie de conservation des coraux et éponges dans l'est du Canada. Pêches et Océans Canada](#), Ottawa: 74 p. (le 28 octobre, 2017)
- MPO. 2015b. Application d'un cadre d'analyse du risque écologique visant à guider la gestion écosystémique des zones de protection marine du mont sous-marin Bowie (SGaan Kinghlas) et du champ hydrothermal Endeavour. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2015/037.
- MPO. 2016. Directives sur l'identification d'« autres mesures de conservation effectives par zone » dans les eaux côtières et marines du Canada. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2016/002.
-

- 
- MPO. 2017a. Récifs d'éponges siliceuses dans le détroit de Georgie et la baie Howe : évaluation de la situation et conseils sur la surveillance. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2017/026.
- MPO. 2017b. Orientation sur le niveau de protection des zones importantes de communautés dominées par les coraux et les éponges d'eau froide dans les eaux de Terre-Neuve-et-Labrador. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2017/030.
- MPO. 2018. Cadre visant à soutenir les décisions liées à l'autorisation des relevés scientifiques avec des engins scientifiques entrant en contact avec le fond dans des zones benthiques protégées ayant des objectifs de conservation définis. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2018/043.
- MPO. 2019a. [Liste des refuges marins. Pêches et Océans Canada](#), Ottawa (le 27 juillet 2019).
- MPO. 2019b. [Évaluation du risque écologique pour les communautés à prédominance de coraux d'eau froide et d'éponges](#) (le 27 septembre, 2019).
- Mullowney, D.R., Morris, C.J., Dawe, E.G., et Skanes, K.R. 2012. Impacts of a bottom trawling exclusion zone on Snow Crab abundance and fish harvester behavior in the Labrador Sea, Canada. *Marine Policy* 36: 567-575.
- Murillo, F.J., MacDonald, B.W., Kenchington, E., Campana, S.E., Sainte-Marie, B., et Sacau, M. 2018. Morphometry and growth of sea pen species from dense habitats in the Gulf of St. Lawrence, eastern Canada. *Mar. Biol. Res.* 14: 366-382.
- Murphy, H.M., et Jenkins, G.P. 2010. Observational methods used in marine spatial monitoring of fishes and associated habitats: a review. *Mar. Freshw. Res.* 61: 236-252.
- Murray, C.C., Mach, M.E., et O, M. 2016. Pilot ecosystem risk assessment to assess cumulative risk to species in the Pacific North Coast Integrated Management Area (PNCIMA). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/049. vii + 59 p.
- National Research Council. 2002. Effects of Trawling and Dredging on Seafloor Habitat. The National Academies Press, Washington, D.C. x+126p.
- National Research Council. 2015. Robust Methods for the Analysis of Images and Videos for Fisheries Stock Assessment: Summary of a Workshop. Washington, DC: The National Academies Press, Washington, D.C. xi+76p.
- Neves, B.M., Edinger, E., Layne, G.D., et Wareham, V.E. 2015. Decadal longevity and slow growth rates in the deep-water sea pen *Halipterus finmarchica* (Sars, 1851) (Octocorallia: Pennatulacea): implications for vulnerability and recovery from anthropogenic disturbance. *Hydrobiologia* 759: 147-170.
- Nguyen, T.X., Walsh, P., Winger, P.D., Favaro, B., Legge, G., Moret, K., et Grant, S. 2015. Assessing the effectiveness of drop chain footgear at reducing bottom contact in the Newfoundland and Labrador shrimp trawl fishery. *J. Ocean Technol.* 10: 61-77.
- NMFS. 2015. [National Marine Fisheries Service report: Analysis of seafloor contact in midwater trawls engaged in the US west coast pacific hake fishery](#). Informational report #4. (accès le 20 février, 2020).
- O, M., Martone, R., Hannah, L., Greig, L., Boutillier, J., et Patton, S. 2015. An Ecological Risk Assessment Framework (ERAF) for Ecosystem-based Oceans Management. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/072.
-

- 
- O'Neill, F.G., et Ivanovic, A. 2016. The physical impact of towed demersal fishing gears on soft sediments. *ICES J. Mar. Sci.* 73 Issue suppl\_1: i5–i14.
- O'Neill, F.G., et Summerbell, K. 2011. The mobilisation of sediment by demersal otter trawls. *Mar. Pollut. Bull.* 62: 1088–1097.
- Ono, K., Punt, A.E., et Hilborn, R. 2015. How do marine closures affect the analysis of catch and effort data? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 72: 1177-1190.
- Osenberg, C.W., Shima, J.S., Miller, S.L., et Stier, A.C. 2010. Assessing effects of marine protected areas: confounding in space and possible solution. In Claudet, J. (ed). *Marine protected areas: a multidisciplinary approach*. Cambridge, New York.
- Park, L.E., Beresford, L.A., et Anderson, M.R. 2010. Characterization and analysis of risk to key ecosystem components and properties. *Oceans, Habitat and Species at Risk Publication Series, Newfoundland and Labrador Region*. No. 0003.
- Parcs Canada. 2017. [Système de demande de permis de recherche et de collecte](#). (le 27 janvier, 2017).
- Pêches et Océans Canada. 2017. [2016 Info-éclair Pêches canadiennes](#). (le 16 mars, 2017).
- Perry, A.L., Low, P.J., Ellis, J.R., et Reynolds, J.D. 2005. Climate change and distribution shifts in marine fishes. *Science* 308: 1912-1915.
- Pham, C.K., Diogo, H., Menezes, G., Porteiro, F., Braga-henriques, A., Vandeperre, F., et Morato, T. 2014. Deep-water longline fishing has reduced impact on Vulnerable Marine Ecosystems. *Sci Rep-UK* 4: 1–6.
- Pinsky, M.L., Worm, B., Fogarty, M.J., Sarmiento, J.L., et Levin, S.A. 2013. Marine taxa track local climate velocities. *Science* 341: 1239-1242.
- Pitcher, C.R., Burridge, C.Y., Wassenberg, T.J., Hill, B.J., et Poiner, I.R. 2009. A large scale BACI experiment to test the effects of prawn trawling on seabed biota in a closed area of the Great Barrier Reef Marine Park, Australia. *Fish. Res.* 99: 168-183.
- Pomeroy, R.S., Watson, L.M., Parks, J.E., et Cid, G.A. 2005. How is your MPA doing? A methodology for evaluating the management effectiveness of marine protected areas. *Ocean Coastal Manage.* 48: 485-502.
- Pranovi, F., Raicevich, S., Franceschini, G., Farrace, M.G., et Giovanardi, O. 2000. Rapido trawling in the northern Adriatic Sea: effects on benthic communities in an experimental area. *ICES J. Mar. Sci.* 57: 517–524.
- Prena, J., Schwinghamer, P., Rowell, T., Gordon, D., Gilkinson, K., Vass, W., et McKeown, D. 1999. Experimental otter trawling on a sandy bottom ecosystem of the Grand Banks of Newfoundland: Analysis of trawl bycatch and effects on epifauna. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 181: 107-124.
- Punt, A.E., Butterworth, D.S., de Moor, C.L., De Olivera, J.A.A., et Haddon, M. 2014. Management strategy evaluation: best practices. *Fish Fish.* 17: 303-334.
- Punt, A.E., et Methot, R.D. 2004. Effects of marine protected areas on the assessment of marine fisheries, pp. 133–154. In Shipley, J.B. (ed.), *Aquatic Protected Areas as Fisheries Management Tools*. American Fisheries Society Symposium 42, Bethesda, MD,.
- Rademeyer, R.A., Plaganyi, E.E., et Butterworth, D.S. 2007. Tips and tricks in designing management procedures. *ICES J. Mar. Sci.* 64: 618-625.

- 
- Ricard, D., et Swain, D.P. 2018. Assessment of Witch Flounder (*Glyptocephalus cynoglossus*) in the Gulf of St. Lawrence (NAFO Divisions 4RST), February 2017. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2018/023. xi + 78 p.
- Ricard, D., Morin, R., Swain, D.P., et Surette, T. 2016. Assessment of the southern Gulf of St. Lawrence (NAFO Division 4T) stock of American plaice (*Hippoglossoides platessoides*), March 2016. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/057. ix + 43 p.
- Rideout, R.M., et Ollerhead, N. 2017. Examining the impact that excluding RV surveys from coral and sponge protection areas in Divisions 3LNO would have on Canadian RV survey trends for NAFO-managed fish stocks. NAFO SCR Doc. No. 17-027.
- Rijnsdorp, A.D., Bastardie, F., Bolam, S.G., Buhl-Mortensen, L., Eigaard, O.R., Hamon, K.G., Hiddink, J.G., Hintzen, N.T., Ivanovic, A., Kenny, A., Laffargue, P., Nielsen, J.R., O'Neill, F.G., Piet, G.J., Polet, H., Sala, A., Smith, C., van Denderen, P.D., van Kooten, T., et Zengin, M. 2016. Towards a framework for the quantitative assessment of trawling impact on the seabed and benthic ecosystem. ICES J. Mar. Sci. 73 Issue Suppl\_1: i127–i138.
- Rochet, M.J., Cornillon, P.A., Sabatier, R., et Pontier, D. 2000. Comparative analysis of phylogenetic and fishing effects in life history patterns of teleost fishes. *Oikos* 91: 255-270.
- Rosenkranz, G.E., et Byersdorfer, S.C. 2004. Video scallop survey in the eastern Gulf of Alaska, USA. *Fish. Res.* 69: 131-140.
- Rosenzweig, M.L. 1991. Habitat selection and population interactions: the search for mechanism. *Am. Nat.* 137: S5–S28.
- Sampaio, Í., Braga-Henriques, A., Pham, C., Ocaña, O., de Matos, V., Morato, T., et Porteiro, F.M. 2012. Cold-water corals landed by bottom longline fisheries in the Azores (north eastern Atlantic). *J. Mar. Biol. Assoc. UK.* 92: 1547–1555.
- Saarman, E.T., Owens, B., Murray, S.N., Weisberg, S.B., Ambrose, R.F., Field, J.C., Nielsen, K.J., et Carr, M.H. 2018 An ecological framework for informing permitting decisions on scientific activities in protected areas. *PLoS ONE* 13(6): e0199126.
- Savenkoff, C., Bourassa, M.N., Baril, D., et Benoît, H.P. 2007. Identification of ecologically and biologically significant areas for the estuary and Gulf of St. Lawrence. DFO Can. Sci. Adv. Sec. Res. Doc. 2007/015.
- Samhuri, J.F. et Levin, P.S. 2012. Linking land- and sea-based activities to risk in coastal ecosystems. *Biol. Cons.* 145: 118-129.
- Schweigert, J.F. 2001. Stock assessment for British Columbia herring in 2001 and forecasts of the potential catch in 2002. Fisheries and Oceans Canada, DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2001/140. 83 p.
- Sciberras, M., Hiddink, J.G., Jennings, S., Szostek, C.L., Hughes, K.M., Kneafsey, B., Clarke, L.J., Ellis, N., Rijnsdorp, A.D., McConnaughey, R.A., Hilborn, R., Collie, J.S., Pitcher, C.R., Amoroso, R.O., Parma, A.M., Suuronen, P., et Kaiser, M.J. 2018. Response of benthic fauna to experimental bottom fishing: A global meta-analysis. *Fish Fish.* DOI: 10.1111/faf.12283
- Shackell, N.L., Ricard, D., et Stortini, C. 2014. Thermal habitat index of many northwest Atlantic temperate species stays neutral under warming projected for 2030 but changes radically by 2060. *Plos One* 9:DOI: 10.1371/journal.pone.0090662.
-



- 
- Shelton, A.O., Thorson, J.T., Ward, E.J., et Feist, B.E. 2014. Spatial semiparametric models improve estimates of species abundance and distribution. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 71: 1655-1666.
- Sherwood, O., et Edinger, E. 2009. Ages and growth rates of some deep-sea gorgonian and antipatharian corals of Newfoundland and Labrador. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 66: 142-152.
- Simmonds, J., et MacLennan, D., eds. 2005. *Fisheries acoustics: theory and practice*, second edition. Blackwell Publishing Ltd., Oxford, UK.
- Sinclair, A., Schnute, J., Haigh, R., Starr, P., Stanley, R., Fargo, J., et Workman, G. 2003. Feasibility of multispecies groundfish bottom trawl surveys on the BC coast. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2003/049. iii + 34 p.
- Singh, W., Örnólfssdóttir, E.B., et Stefansson, G. 2014. A small-scale comparison of Iceland scallop size distributions obtained from a camera based autonomous underwater vehicle and dredge survey. *PLoS ONE* 9(10): e109369.
- Smith, A.D.M., Sainsbury, K.J., et Stevens, R.A. 1999. Implementing effective fisheries-management systems – management strategy evaluation and the Australian partnership approach. *ICES J. Mar. Sci.* 56: 967-979.
- Smith, P.E., et Richardson, S.L. 1977. Standard techniques for pelagic fish egg and larva surveys. *FAO Fisheries Technical Paper*. No.175. Rome. FAO. 100 p.
- Stanley, R., Belley, R., Snelgrove, P., Morris, C., Pepin, P., et Metaxas, A. 2015. *Strategies for Marine Protected Areas and Areas of Interest in Newfoundland and Labrador*. Ecosystems Management Publication Series, Newfoundland and Labrador Region. 0011: 192 p.
- Stevenson, D., Chiarella, L., Stephan, D., Reid, R., Wilhem, K., McCarthy, J., et Pentony, M. 2004. Characterization of the fishing practices and marine benthic ecosystems of the Northeast U.S. Shelf, and an evaluation of the potential effects of fishing on essential fish habitat. *NOAA Tech. Memo. NMFS-NE-181*.
- Stokesbury, K.D.E. 2002. Estimation of sea scallop abundance in closed areas of Georges Bank, USA. *Trans. Am. Fish. Soc.* 131: 1081-1092.
- Stokesbury, K.D.E., Harris, B.P., Marino, M.C., et Nogueira, J.I. 2004. Estimation of sea scallop abundance using a video survey in off-shore USA waters. *J. Shellfish Res.* 23: 33–44.
- Stokesbury, K.D.E., Cadrin, S.X., Calabrese, N., Keiley, E.F., Lowery, T.M., Rothschild, B.J., et DeCelles, G.R. 2017. Towards an improved system for sampling New England groundfish using video technology. *Fisheries* 42: 432-439.
- Stone, R.P. 2006. Coral habitat in the Aleutian Islands of Alaska: depth distribution, fine-scale species associations, and fisheries interactions. *Coral Reefs* 25: 229-238.
- Surette, T.J. 2016. Abundance indices of Atlantic herring (*Clupea harengus*) from the southern Gulf of St. Lawrence based on the September multispecies bottom trawl survey. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2016/064. vii + 33 p.
- Surette, T., et Swain, D.P. 2016. The Status of Yellowtail Flounder in NAFO Division 4T to 2015. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2016/058. x + 74 p.
- Surette, T.J., LeBlanc, C.H., et Mallet, A. 2016. Abundance indices and selectivity curves from experimental multi-panel gillnets for the southern Gulf of St. Lawrence fall herring fishery. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2016/067. vi + 23 p.
-

- 
- Surry, A.M., Fong, K.H., Rutherford, D.T., et Nguyen, H. 2012. Update to the assessment framework for the Pink and Spiny scallop (*Chlamys rubida* and *C. hastata*) dive fishery in waters off the west coast of Canada. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/123. x + 65 p.
- Suuronen, P., Chopin, F., Glass, C., Lokkeborg, S., Matsushita, Y., Queirolo, D., et Rihan, D. 2012. Low impact and fuel efficient fishing – looking beyond the horizon. Fish. Res. 119-120: 135-146.
- Swain, D.P. 2016. Population modelling results for the assessment of Atlantic herring (*Clupea harengus*) stocks in the southern Gulf of St. Lawrence (NAFO Division 4T) to 2015. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/061. xi + 53 p.
- Swain, D.P., et Benoît, H.P. 2001. Geographic distribution of selected marine fish in September in the southern Gulf of St. Lawrence based on annual bottom-trawl surveys. DFO Can. Sci. Adv. Sec. Res. Doc. 2001/118.
- Swain, D.P., et Benoît, H.P. 2017. Recovery potential assessment of the Gulf of St. Lawrence Designatable Unit of Winter Skate (*Leucoraja ocellata* Mitchell), January 2016. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/119. xviii + 131 p.
- Swain, D.P., et Morin, R. 1996. Relationships between geographic distribution and abundance of American plaice (*Hippoglossoides platessoides*) in the southern Gulf of St. Lawrence. Can J. Fish Aquat. Sci. 53: 106-119.
- Swain, D.P., et Sinclair, A.F. 1994. Fish distribution and catchability: what is the appropriate measure of distribution? Can. J. Fish Aquat. Sci., 51: 1046-1054.
- Swain, D.P., Savoie, L., Hurlbut, T., Surette, T., et Daigle, D. 2009. Assessment of the southern Gulf of St. Lawrence cod stock, February 2009. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2009/037. vi + 129 p.
- Swain, D.P., Benoît, H.P., et Aubry, É. 2012a. Smooth skate (*Malacoraja senta*) in the southern Gulf of St. Lawrence: life history, and trends from 1971-2010 in abundance, distribution and potential threats. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/033. iii + 34 p.
- Swain, D.P., Benoît, H.P., Chouinard, G.A., Hurlbut, T.R., Morin, R., Savoie, L., et Surette, T. 2012b. Stock assessment of cod in the southern Gulf of St. Lawrence: Science response to issues raised by members of the fishing industry, October 2008. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. no. 2992: iv + 73p.
- Swain, D.P., Benoît, H.P., Daigle, D., et Aubry, É. 2012c. Thorny skate (*Amblyraja radiata*) in the southern Gulf of St. Lawrence: life history, and trends from 1971 to 2010 in abundance, distribution and potential threats. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/032. iii + 42 p.
- Swain, D.P., Savoie, L., et Aubry, É. 2012d. Recovery Potential Assessment for the Laurentian South designatable unit of Atlantic Cod (*Gadus morhua*): the southern Gulf of St. Lawrence cod stock (NAFO Div. 4T-4Vn(Nov-Apr)). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/052. iii + 51 p.
- Swain, D.P., Benoît, H.P., et Hammill, M.O. 2015. Spatial distribution of fishes in a Northwest Atlantic ecosystem in relation to risk of predation by a marine mammal. J. Anim. Ecol. 84: 1286-1298.
- Swain, D.P., Savoie, L., et Cox, S.P. 2016. Recovery potential assessment of the Southern Gulf of St. Lawrence Designatable Unit of White Hake (*Urophycis tenuis* Mitchell), January 2015. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/045. vii + 109 p.
-

- 
- Taylor, M.D., Baker, J., et Suthers, I.M. 2013. Tidal currents, sampling effort and baited remote underwater video (BRUV) surveys: Are we drawing the right conclusions? *Fish. Res* 140: 96-104.
- Templeman, N. 2010. Ecosystem Status and Trends Report for the Newfoundland and Labrador Shelf. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2010/026. vi + 73 p.
- Thomsen, B., Humborstad, O.-B., et Furevik, D.M., 2010. Fish pots: fish behavior, capture process and conservation issues, pp. 143–158. In: He, P. (Ed.), *Behavior of Marine Fishes: Capture Processes and Conservation Challenges*. Blackwell Publishing.
- Thorson, J.T., Shelton, A.O., Ward, E.J., et Skaug, H.J. 2015. Geostatistical delta-generalized linear mixed models improve precision for estimated abundance indices for West Coast groundfishes. *ICES J. Mar. Sci.* 72: 1297–1310.
- Thrush, S.F., Lundquist, C.J., et Hewitt, J.E. 2005. Spatial and temporal scales of disturbance to the seafloor: A generalized framework for active habitat management, pp. 639–649. In B.W. Barnes and J.P. Thomas (ed.), *Benthic habitats and the effects of fishing*. American Fisheries Society Symposium 41. Bethesda: American Fisheries Society.
- Tingley, G. 2014. An assessment of the potential for near-seabed midwater trawling to contact the seabed and to impact benthic habitat and Vulnerable Marine Ecosystems (VMEs). Second Meeting of the Scientific Committee. South Pacific Regional Fisheries Management Organisation. SC-02-10, 16 pp.
- Underwood, A.J. 1992. Beyond BACI - the detection of environmental impacts on populations in the real, but variable, world. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 161: 145-178.
- Underwood, A.J. 1994. On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecol. Appl.* 4: 3-15.
- URGS Group. 2016. [Final programmatic environmental assessment for fisheries research conducted and funded by the Northeast Fisheries Science Center \(July 2016\)](#). (accès le 20 février, 2020).
- Valdemarsen, J.W., Jørgensen, T., et Engås, A. Options to mitigate bottom habitat impact of dragged gears. FAO Fisheries Technical Paper. No. 506. Rome, FAO. 2007. 29 p.
- Walters, C.J., et Maguire, J.J. 1996. Lessons for stock assessment from the northern cod collapse. *Rev. Fish Biol. Fish.* 6: 125-137.
- Warburton, A., Shackell, N.L., Pepin, P., et Greenan, B. 2013. Climate change impacts, vulnerability and opportunity (IVO) analysis of the marine Atlantic Basin. *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* no 3012.
- Wardle, C.S. 1986. Fish behaviour and fishing gear, pp. 463-495. In T.J. Pitcher (ed.) *The behaviour of teleost fishes*. Croom Helm, London, U.K.
- Wareham, V.E., et Edinger, E.N. 2007. Distribution of deep-sea corals in the Newfoundland and Labrador region, North- west Atlantic Ocean. *Bull. Mar. Sci.* 81: 289–313.
- Warren, W.G., Brodie, W., Stansbury, D.E., Walsh, S., Morgan, M.J., et Orr, D. 1997. Analysis of the 1996 comparative fishing trial between the Alfred Needler with the Engel 145 and the Wilfred Templeman with the Campelen 1800 trawl. NAFO Science Res. Doc. 97/68:12 pp.
- Wells, N.J., Stenson, G.B., Pepin, P., et Koen-Alonso, M. 2017. Identification and Descriptions of Ecologically and Biologically Significant Areas in the Newfoundland and Labrador Shelves Bioregion. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/013. v + 87 p.
-

- 
- Welsford, D.C., Ewing, G.P., Constable, A.J., Hibberd, T., et Kilpatrick, R. (eds). 2014. Demersal fishing interactions with marine benthos in the Australian EEZ of the Southern Ocean: An assessment of the vulnerability of benthic habitats to impact by demersal gears. Final Report FRDC Project 2006/042. The Department of the Environment, Australian Antarctic Division and the Fisheries Research and Development Corporation, Hobart, Tasmania, Australia, 265 pp.
- Williams, A., Dowdney, J., Smith, A.D.M., Hobday, A.J., et Fuller, M. 2011. Evaluating impacts of fishing on benthic habitats: A risk assessment framework applied to Australian fisheries. *Fish. Res.* 112: 154-167.
- Willis, T.J. 2001. Visual census methods underestimate density and diversity of cryptic reef fishes. *J. Fish Biol.* 59: 1408-1411.
- Willis, T.J. 2013. Scientific and biodiversity values of marine reserves. In: Conservation NZDo, Research and Development Series.
- Wilson, S.K., Graham, N.A.J., Holmes, T.H., MacNeil, M.A., et Ryan, N.M. 2018. Visual versus video methods for estimating reef fish biomass. *Ecol. Indic.* 85: 146-152.
- Winger, P.D., He, P., et Walsh, S.J. 2000. Factors affecting the swimming endurance and catchability of Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 1200-1207.
- Winger, P.D., Munden, J.G., Nguyen, T.X., Grant, S.M., et Legge, G. 2017. Comparative fishing to evaluate the viability of an aligned footgear designed to reduce seabed contact in northern shrimp bottom trawl fisheries. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 75: 201-210.
- Wood, S.N. 2006. Generalized Additive Models: An Introduction with R. Chapman and Hall/CRC, Boca Raton, FL, USA.
- Worcester, T., et Parker, M. 2010. Ecosystem Status and Trends Report for the Gulf of Maine and Scotian Shelf. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2010/070. vi + 60 p.
- Yoklavich, M.M., Love, M.S., et Forney, K.A. 2007. A fishery-independent assessment of an overfished rockfish stock, cowcod (*Sebastes levis*), using direct observations from an occupied submersible. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 64: 1795-1804.

## 11. TABLEAUX

Tableau 1. Exemples de fermetures de pêches associées à des objectifs de conservation benthique.

Mesure de gestion	Description
Aires de conservation des sébastes	La pêche de fond est limitée dans le but de favoriser la reconstitution des stocks épuisés du Pacifique (Lancaster <i>et al.</i> 2015)
Récifs d'éponges siliceuses dans le détroit de Géorgie et la baie Howe	Pêche de fond interdite sur les récifs et dans une zone tampon de 150 m (MPO 2017a)
Zone de conservation Disko Fan (détroit de Davis)	Fermée pour protéger les importantes concentrations de grandes gorgones, notamment des coraux bambous très denses (Hiltz <i>et al.</i> 2018)
Chenal Hawke (plate-forme de Terre-Neuve)	Fermeture de la pêche au filet maillant, à la palangre et au chalut pour soutenir la pêche au crabe et conserver les concentrations de morues (Kincaid et Rose 2017; Mallowney <i>et al.</i> 2012)
Fermeture de la zone de protection des coraux de la division 3O	Fermeture transfrontalière d'écosystèmes marins vulnérables établie par l'OPANO dans le sud des Grands Bancs (Rideout et Ollerhead 2017)
Zones tampons pour la pêche au pétoncle (ZPP 21, 22 et 24)	La pêche à la drague est interdite le long des côtes du golfe du Saint-Laurent pour protéger les homards juvéniles et les nourriceries
Zones de conservation des coraux et éponges du golfe du Saint-Laurent	Fermées à la pêche de fond pour protéger les communautés dominées par les pennatules et les éponges
Zone de conservation des coraux du chenal Nord-Est	Les colonies d'octocoralliaires denses à l'est du banc Georges sont protégées contre tous les effets de la pêche (Bennecke et Metaxas 2017)
Zone de conservation des coraux <i>Lophelia</i> (chenal Laurentien)	La pêche de fond est exclue pour protéger le seul récif corallien <i>Lophelia pertusa</i> vivant de l'Est du Canada (Buhl-Mortensen <i>et al.</i> 2017)
Fermeture du bassin d'Émeraude et du banc Sambro pour la conservation de l'éponge <i>Vazella</i>	Protection des concentrations uniques de l'éponge en forme de tonneau <i>Vazella pourtalesi</i> au large des côtes de la Nouvelle-Écosse

Tableau 2. ZPM et description des objectifs de conservation benthique.

Zone	Description
Champ hydrothermal Endeavour	Conserver les événements et leurs habitats structuraux uniques, notamment les fumeurs en forme de cheminée qui soutiennent des espèces endémiques ainsi qu'une diversité et une abondance de microbes et d'invertébrés
Récifs d'éponges siliceuses du détroit d'Hécate et du détroit de la Reine-Charlotte	La pêche de fond est exclue des zones centrales pour protéger les plus grands exemples vivants de ces systèmes de récifs fragiles et extrêmement vulnérables qui fournissent également un habitat structurel
Mont sous-marin SGaan Kinghlas-Bowie	La fermeture de toutes les pêches de fond (janvier 2018) assure la protection des écosystèmes de trois volcans sous-marins et des riches communautés de poissons, de plantes et de benthos qui s'épanouissent dans ce milieu d'une grande productivité
Tarium Niryutait	Couvre des parties de l'estuaire du Mackenzie et des parties peu profondes de la mer de Beaufort où la conservation des bélugas, de leurs habitats et des écosystèmes qui les soutiennent est un objectif prioritaire
Anguniaqvia niqiqyuam	Le site, qui s'étend de la baie Darnley jusqu'au golfe Amundsen, a de vastes objectifs en matière d'écosystème visant à soutenir les principales espèces, et la protection benthique est une composante implicite
Baie Gilbert	Protège un enfoncement de la côte dans le sud-est du Labrador, qui abrite une population de morue génétiquement distincte
Eastport	Protection des homards et de leur habitat dans deux zones au centre de la baie de Bonavista, où la collectivité a proposé et soutenu l'élimination complète des pêches commerciales
Basin Head	L'extraction du poisson et la récolte de plantes sont interdites dans un système de lagune côtier de l'est de l'Î.-P.-É. pour protéger une souche unique de mousse d'Irlande que l'on trouve seulement dans la ZPM
Banc des Américains	Topographie élevée à l'est de la péninsule gaspésienne avec des habitats de fond marin complexes et des communautés d'invertébrés diversifiées; la réglementation limiterait l'utilisation d'engins mobiles dans toute la zone et exclurait les pêcheurs commerciaux et récréatifs d'une zone centrale
Chenal Laurentien	Le projet de règlement interdit l'accès des pêches à une variété d'habitats marins de fond dans le chenal et permet de protéger les priorités de conservation des ressources extracôtières, notamment les plus vastes colonies de pennatules du Canada
Banc St. Ann's	La pêche de fond est interdite dans 75 % de la ZMP afin de conserver et de protéger l'habitat benthique, les caractéristiques physiques distinctives, l'habitat structurel biogénique et la grande diversité de poissons au large des côtes de l'est du Cap-Breton
Le Gully	Énorme canyon sous-marin à l'est de la réserve de parc national de l'Île-de-Sable qui contient la plus grande diversité connue de coraux du pays (Mortensen et Buhl-Mortensen 2005) et où toutes les pêches sont exclues à des profondeurs > 600 m
Estuaire Musquash	Protège la biodiversité benthique et les divers habitats d'un enfoncement côtier unique dans la baie de Fundy; exceptionnel pour son état naturel dans le sud-ouest du Nouveau-Brunswick

Tableau 3. Résumé des caractéristiques biologiques et écologiques qui contribuent à la sensibilité aiguë ou immédiate des taxons et des communautés aux perturbations provoquées par des engins de fond mobiles. Les entrées représentent un ensemble de caractéristiques établies dans quatre études : Hewitt et al. 2011; Bolam et al. 2014, 2017; Clark et al. 2016. « s.o. » signifie sans objet.

Caractéristique	Modalité de la caractéristique	Réponse aux perturbations
Port	Dressé ou émergent	Susceptible d'être brisé ou délogé
	Autre	La vulnérabilité dépend en partie du lieu de vie
Lieu de vie	Surface sédimentaire	Vulnérable à tous les engins de fond
	Peu profond dans les sédiments (0-5 cm)	La vulnérabilité dépend de l'intensité de la perturbation
	Profond dans les sédiments (> 5 cm)	La vulnérabilité dépend de l'intensité de la perturbation
Mobilité	Sédentaire	Très vulnérable aux engins de pêche
	Faible mobilité	Vulnérable aux engins de pêche
	Forte mobilité	Peut échapper aux engins en se déplaçant horizontalement ou en s'enfonçant dans les sédiments
Fragilité (morphologie)	Exosquelette ou structure rigide	Très fragile, sera endommagé ou tué par un contact avec les engins
	Autres formes	La fragilité dépend de facteurs comme la fermeté
Mode d'alimentation	Détrivores et prédateurs	Profite des perturbations causées par un chalut
	Autres modes d'alimentation	La sensibilité dépend de la nature de la perturbation
Dimensions corporelles	s.o.	Peut influencer sur la vulnérabilité aux engins et la rétention par ceux-ci

Tableau 4. Résumé du pronostic de rétablissement des espèces d'éponge d'eau froide structurantes selon divers types de perturbations associées aux activités de pêche. L'évaluation du rétablissement est axée sur l'individu plutôt que sur la communauté; d'après le tableau 3 de Boutillier et al. (2010). « s.o. » signifie sans objet.

Type de perturbation	Commentaires	Pronostic de rétablissement
<b>Dommages mécaniques :</b> Déchirure mineure de la paroi corporelle	On a recueilli des éponges montrant une régénération des tissus; risque accru d'infection; les plaies distales semblent guérir plus rapidement que les plaies sur les surfaces latérales	Excellent
<b>Dommages mécaniques :</b> Plaies importantes par rapport à la taille du corps	Régénération incomplète; risque accru d'infection; altération de la reproduction et de la croissance	Modéré
<b>Dommages mécaniques :</b> Rupture à la base	Aucun signe de rétablissement après 1 an relevé lors d'un chalutage expérimental en Alaska	Très défavorable ou aucun rétablissement
<b>Délogement « :</b> Modification mineure de l'orientation, la position par rapport aux courants n'est pas fortement touchée	Les éponges peuvent croître de façon à s'adapter à un changement mineur dans la direction des courants	Non touché
<b>Délogement « :</b> Modification importante de l'orientation, la position par rapport aux courants est fortement touchée	Les éponges sont susceptibles de mourir si la disponibilité des aliments est limitée en raison du délogement	Défavorable
<b>Délogement « :</b> Éponge délogée du fond, flottante	s.o.	Aucun rétablissement
<b>Délogement « :</b> Éponge ramenée sur le pont et remise à l'eau	Très peu d'éponges peuvent remplir de nouveau leur système aquifère lorsqu'il s'est vidé; l'air dans les chambres fait flotter les éponges	Aucun rétablissement
<b>Délogement « :</b> Broyage	Retournement du substrat généralement observé dans les traces de chalut	Aucun rétablissement
<b>Sédimentation :</b> Légère accumulation de sédiments dans un système aquifère inhalant, aucun dommage grave au système aquifère	Capacité de dégager les sédiments; l'accumulation de sédiments peut être observée dans les coupes transversales et les concentrations peuvent être mesurées près de l'ostiole	Très bon
<b>Sédimentation :</b> Accumulation répétée de sédiments dans un système aquifère inhalant	Mort ou dégradation de l'éponge	Aucun rétablissement



*Tableau 5. Catégories de sensibilité des taxons benthiques des grands fonds aux perturbations des engins de pêche mobiles (Clark et al. 2016).*

Sensibilité	Réponse attendue aux perturbations	Caractéristiques
Élevée	Mortalité des individus dans la zone balayée	Formes fragiles, sessiles, dressées et émergentes
Intermédiaire	Mortalité de certains individus dans la zone balayée	Formes fragiles avec une mobilité nulle ou limitée. Résidents de surface
Faible	Mortalité de quelques individus dans la zone balayée	Formes plus robustes ou petites formes dressées, résidents de la couche sédimentaire supérieure ayant une mobilité limitée
Tolérance	Aucune réponse	Résidents robustes ou mobiles ou résidents de subsurface avec une capacité d'enfouissement importante
Privilégiée	Les individus peuvent se déplacer dans la zone	Détrivores et prédateurs mobiles

Tableau 6. Recensement des relevés de fond suivis réalisés dans les eaux marines des côtes, des plate-formes et des talus au large du Canada. Les relevés sont désignés par la région du MPO (Centre et Arctique, Golfe, Maritimes, Terre-Neuve-et-Labrador, Pacifique et Québec), le nom de relevé, les espèces ciblées, le lieu et les engins employés (CPF – chalut à panneaux ou chalut de fond, PF – palangre de fond, FMF – filet maillant de fond, DF – drague de fond, DH – drague hydraulique, pièges et casiers). Le plan d'échantillonnage utilisé dans le relevé (F – station fixe, A – station aléatoire, AS – aléatoire stratifié, T – transect), la fréquence de relevé (A-annuel, B-biennal, R-rotationnel et O-occasionnel), le nombre moyen de stations d'échantillonnage (traits) par relevé complet au cours des dernières années, la longueur des filets maillants et des palangres (longueur, en mètres), la configuration des pièges et des casiers (config.), la superficie estimative balayée par un trait de chalut moyen (surface balayée par trait de chalut; en km<sup>2</sup>, voir le texte pour les méthodes) et basée sur l'écartement des panneaux de chalut (surface balayée entre les panneaux), la superficie du domaine de relevé (en km<sup>2</sup>), la superficie balayée annuellement (zone balayée par le relevé, en km<sup>2</sup>) et l'intervalle de récurrence (en années, pour les relevés aléatoires et aléatoires stratifiés seulement, voir le texte pour les méthodes) sont indiqués si les auteurs du rapport avaient accès à l'information. Dans le tableau, « - » désigne des informations auxquelles les auteurs n'ont pas eu accès, « s.o. » signifie sans objet et « n.d. » signifie non calculé.

Région du MPO	Relevé	Espèce	Lieu(x)	Engins	Plan	Fréquence	Nombre de traits	Longueur	Config.	Surface balayée par trait de chalut <sup>9</sup>	Surface balayée entre les panneaux <sup>10</sup>	Domaine du relevé	Zone balayée par le relevé	Intervalle de récurrence
Centre et Arctique	Échantillonnage indépendant des pêches de l'omble chevalier	Ombre chevalier et prise accessoire	Cambridge Bay (Nunavut)	FMF	F	A	-	46	s.o.	-	s.o.	0,20	n.d.	n.d.
Centre et Arctique	Relevé à la palangre du flétan noir	Flétan noir	Baie Cumberland	PF	AS	A	30	800	s.o.	0,0800	s.o.	7 002	2,4	2 918
Centre et Arctique	Relevé au chalut de la crevette nordique	Crevette nordique	Arctique, ZPC 1	CPF	AS	A	360	s.o.	s.o.	0,0250	0,0667	185 541	24,0	7 730
Centre et Arctique	Relevé au chalut de la crevette nordique	Crevette nordique	Bassin Hatton	CPF	AS	A	-	s.o.	s.o.	-	-	-	n.d.	n.d.
Centre et Arctique	Relevés exploratoires côtiers	Divers	OPANO 0A, OB - Des côtes jusqu'à la rupture de pente continentale	PF	AS	A <sup>1</sup>	45	800	s.o.	0,0800	s.o.	8 136	3,6	2 260
Centre et Arctique	Relevé plurispécifique au chalut	Divers	OPANO 0A, OB	CPF	AS	A	150	s.o.	s.o.	0,0700	0,3500	49 129	52,5	936
Centre et Arctique	Relevés exploratoires côtiers	Divers	OPANO 0A, OB - Des côtes jusqu'à la rupture de pente continentale	CPF	AS	A <sup>2</sup>	80	s.o.	s.o.	0,0231	0,0833	5 424	6,7	814

Région du MPO	Relevé	Espèce	Lieu(x)	Engins	Plan	Fréquence	Nombre de traits	Longueur	Config.	Surface balayée par trait de chalut <sup>9</sup>	Surface balayée entre les panneaux <sup>10</sup>	Domaine du relevé	Zone balayée par le relevé	Intervalle de récurrence
Centre et Arctique	Évaluation des écosystèmes marins de la mer de Beaufort au Canada	Divers	Mer de Beaufort	CPF	T	A <sup>3</sup>	60	s.o.	s.o.	-	-	n.d.	n.d.	n.d.
GOLFE	Filets maillants à mailles multiples pour l'indice du hareng (automne)	Hareng de l'Atlantique	Sud du golfe du Saint-Laurent (côtes)	FMF	A	A	20	50	s.o.	0,0050	s.o.	865	0,1	8 650
GOLFE	Pêche sentinelle à la palangre	Morue de l'Atlantique	Sud du golfe du Saint-Laurent	PF	F	A	300	1 250	s.o.	0,1250	s.o.	~ 5 000	37,5	n.d.
GOLFE	Relevé par dragage du pétoncle géant	Pétoncle géant	Sud du golfe du Saint-Laurent	DF	AS	R : 5 ans	500 <sup>4</sup>	s.o.	s.o.	0,0004	s.o.	23 520	0,2	534 545
GOLFE	Relevé au chalut du crabe des neiges	Crabe des neiges	Sud du golfe du Saint-Laurent	CPF	F	A	395	s.o.	s.o.	0,0028	0,0083	57 840	3,3	n.d.
GOLFE	Relevé plurispécifique au chalut	Divers	Sud du golfe du Saint-Laurent	CPF	AS	A	180	s.o.	s.o.	0,0405	0,1402	73 182	25,2	2 900
GOLFE	Relevé plurispécifique dans le détroit de Northumberland	Divers	Sud du golfe du Saint-Laurent	CPF	AS	A	110	s.o.	s.o.	0,0104	0,0347	11 925	3,8	3,122
GOLFE	Pêche sentinelle avec un engin mobile	Divers	Sud du golfe du Saint-Laurent	CPF	AS	A	170	s.o.	s.o.	0,0362	0,1085	73 182	18,4	3 967
MAR	Pêche sentinelle dans 4Vn (septembre)	Morue de l'Atlantique	Zone 4Vn de l'OPANO	PF	AS	A	56	3 900	s.o.	0,3900	s.o.	13 750	21,8	630
MAR	Pêche sentinelle côtière dans 4W (septembre)	Morue de l'Atlantique	Côtes de la zone 4W	PF	AS	A	18	3 000	s.o.	0,3000	s.o.	4 350	5,4	806
MAR	Relevé industriel du flétan de l'Atlantique	Flétan de l'Atlantique	Plates-formes de Terre-Neuve et Néo-Écossaise	PF	AS-F	A	150-230 <sup>5</sup>	4 500-5 500	s.o.	0,5000	s.o.	420 000	95,0	4 421
MAR	Relevé au chalut du homard	Homard	Ouest de la plate-forme Néo-Écossaise	CPF	n.d.	A	100	s.o.	s.o.	0,0211	0,0569	s.o.	5,7	n.d.
MAR	Relevé de la crevette	Crevette nordique	Plate-forme Néo-Écossaise	CPF	AS-F	A	44SR, 16F	s.o.	s.o.	0,0403	0,1209	5 499	7,3	758

Région du MPO	Relevé	Espèce	Lieu(x)	Engins	Plan	Fré- quence	Nombre de traits	Longueur	Config.	Surface balayée par trait de chalut <sup>9</sup>	Surface balayée entre les pan- neaux <sup>10</sup>	Domaine du relevé	Zone balayée par le relevé	Intervalle de récur- rence
MAR	Relevé par dragage du pétoncle géant (près de la côte)	Pétoncle géant	Ouest de la plate-forme Néo-Écossaise et baie de Fundy	DF	AS	A	700	s.o.	s.o.	0,0044	s.o.	12 650	3,1	4 117
MAR	Relevé par dragage du pétoncle géant (au large)	Pétoncle géant	Est et ouest de la plate-forme Néo-Écossaise, et banc Georges	DF	AS	A	600	s.o.	s.o.	0,0024	s.o.	10 663	1,5	7 282
MAR	Relevé au chalut du crabe des neiges	Crabe des neiges	Plate-forme Néo-Écossaise	CPF	F	A	400	s.o.	s.o.	0,0038	0,0115	125 000	4,6	n.d.
MAR	Relevé de la mactre d'Amérique <sup>8</sup>	Mactre d'Amérique	Banquereau, Grands Bancs	DH	A	O	505	s.o.	s.o.	0,5560	s.o.	59 583	280,8	1 061
MAR	Relevé plurispécifique au chalut (été)	Divers	Plate-forme Néo-Écossaise (4VWX)	CPF	AS	A	245	s.o.	s.o.	0,0405	0,1402	225 396	34,3	6 562
MAR	Relevé plurispécifique au chalut (hiver)	Divers	Plate-forme Néo-Écossaise (4VW5Z)	CPF	AS	A	180	s.o.	s.o.	0,0405	0,1402	199 297	25,2	7 897
MAR	Relevé plurispécifique au chalut (G.-B., NMFS des É.-U.)	Divers	Banc Georges	CPF	AS	A	55	s.o.	s.o.	0,0211	0,0569	49 500	3,1	15 817
T.-N.-L.	Pêche sentinelle au filet maillant	Morue de l'Atlantique	Plate-forme de Terre-Neuve	FMF	F	A	2 100	550	s.o.	0,0550	s.o.	s.o.	115,5	n.d.
T.-N.-L.	Pêche sentinelle à la palangre	Morue de l'Atlantique	Plate-forme de Terre-Neuve	PF	F	A	238	1 200	s.o.	0,1200	s.o.	s.o.	28,6	n.d.
T.-N.-L.	Relevé industriel du sébaste de l'unité 2	Sébaste		CPF	AS	B	-	s.o.	s.o.	-	-	-	n.d.	n.d.
T.-N.-L.	Relevé par dragage du pétoncle géant	Pétoncle	Côte de Terre-Neuve – 3Ps	DF	AS	R : 2-3 ans	200 <sup>4</sup>	s.o.	s.o.	0,0022	s.o.	2 100	0,4	11 986
T.-N.-L.	Relevé de la Fondation de recherche sur la crevette nordique (FRCN)	Crevette	Zones de pêche à la crevette 2, 3 (WAZ), 3 (RISA), 4	CPF	AS	A	330	s.o.	s.o.	0,0235	0,0684	n.d.	22,6	n.d.
T.-N.-L.	Relevé au casier du crabe des neiges	Crabe des neiges	OPANO 2J3KLNOPs4R	pièges	F	A	12 500	s.o.	Ligne de 450 m (10 pièges)	0,0037	s.o.	> 500 000	45,8	n.d.

Région du MPO	Relevé	Espèce	Lieu(x)	Engins	Plan	Fré- quence	Nombre de traits	Longueur	Config.	Surface balayée par trait de chalut <sup>9</sup>	Surface balayée entre les pan- neaux <sup>10</sup>	Domaine du relevé	Zone balayée par le relevé	Intervalle de récur- rence
T.-N.-L.	Relevé au casier du crabe des neiges	Crabe des neiges	Côtes de Terre-Neuve (diverses baies)	pièges	AS	A	1 600	s.o.	Ligne de 360 m (8 pièges)	0,0029	s.o.	n.d.	4,7	n.d.
T.-N.-L.	Relevé plurispécifique au chalut (automne)	Divers	Plates-formes de Terre-Neuve-et-Labrador	CPF	AS	A	600	s.o.	s.o.	0,0235	0,0684	566 758	41,0	13 810
T.-N.-L.	Relevé plurispécifique au chalut (printemps)	Divers	OPANO 3LNOP	CPF	AS	A	375	s.o.	s.o.	0,0235	0,0684	377 872	25,7	14 732
T.-N.-L.	Relevé plurispécifique au chalut (UE, Espagne et Portugal)	Divers	Bonnet flamand (OPANO 3M)	CPF	AS	A	181	s.o.	s.o.	0,0454	0,2917	55 119	52,8	1 044
T.-N.-L.	Relevé plurispécifique au chalut (UE, Espagne)	Divers	Nez (3L) et queue (3NO) du Grand Banc	CPF	AS	A	222	s.o.	s.o.	0,0472	0,1389	35 472	30,8	1 150
PAC	Relevé du crabe dormeur	Crabe dormeur	Delta du fleuve Fraser et port de Vancouver	casier	F	B	55	s.o.	Ligne-mère de 300 m	0,003	s.o.	467	1,8	n.d.
PAC	Relevé au casier de la crevette	Crevette	Baie Howe	casier	F	B	45	s.o.	Ligne-mère de 300 m	0,005	s.o.	333	1,6	n.d.
PAC	Relevé au casier de la morue charbonnière <sup>6</sup>	Morue charbonnière	Côte du Pacifique	casier	AS	A	91	s.o.	Ligne de 1 200 m (25 casiers)	0,0013	s.o.	21 668	0,12	180 567
PAC	Relevé au chalut du pétoncle	Pétoncle	n.d.	CPF	AS	O	20	s.o.	s.o.	0,001	0,0030	4	0,1	n.d.
PAC	Relevé de la crevette côtière	Plusieurs espèces de crevettes	Plusieurs régions côtières de la C.-B.	CPF	F	A et B	90	s.o.	s.o.	0,02	0,0600	1 767	5,4	n.d.
PAC	Relevé du flétan à la ligne et à l'hameçon	Divers	Côte du Pacifique	PF	F	A	170	2 750	s.o.	0,2753	s.o.	n.d.	46,8	n.d.
PAC	Relevé du sébaste à la ligne et à l'hameçon (navire d'affrètement)	Divers	Côte du Pacifique	PF	AS	A	195	1 100	s.o.	0,1100	s.o.	23 816	21,5	1 110

Région du MPO	Relevé	Espèce	Lieu(x)	Engins	Plan	Fré- quence	Nombre de traits	Longueur	Config.	Surface balayée par trait de chalut <sup>9</sup>	Surface balayée entre les pan- neaux <sup>10</sup>	Domaine du relevé	Zone balayée par le relevé	Intervalle de récur- rence
PAC	Relevé du sébaste à la ligne et à l'hameçon (navire de recherche)	Divers	Côte du Pacifique	PF	AS	A	70	550	s.o.	0,0550	s.o.	5 632	3,9	1 463
PAC	Relevé plurispécifique au chalut de fond avec filet à petites mailles	Divers	Sud-ouest de l'île de Vancouver et détroit de la Reine-Charlotte	CPF	F	A	190	s.o.	s.o.	0,063	0,1890	6 195	35,9	n.d.
PAC	Relevé plurispécifique au chalut <sup>7</sup>	Divers	Côte du Pacifique	CPF	AS	A	350	s.o.	s.o.	0,0210	0,066	53 988	22,1	2 448
QUÉBEC	Relevé industriel du flétan de l'Atlantique	Flétan de l'Atlantique	Golfe du Saint-Laurent	PF	AS	A	125	1 000-3 500	s.o.	0,2250	s.o.	~ 115 000	28,1	4 089
QUÉBEC	Pêche sentinelle au filet maillant	Morue de l'Atlantique	Nord du golfe du Saint-Laurent (4RS)	FMF	F	A	5 700	91	s.o.	0,0091	s.o.	122 913	51,9	n.d.
QUÉBEC	Pêche sentinelle à la palangre	Morue de l'Atlantique	Nord du golfe du Saint-Laurent (4RS3Pn)	PF	F	A	160	1 200	s.o.	0,1200	s.o.	130 074	19,2	n.d.
QUÉBEC	Relevé au casier après la saison	Homard	Gaspésie, Îles de la Madeleine	pièges		A	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	n.d.
QUÉBEC	Relevé par dragage du pétoncle géant	Pétoncle géant	Îles de la Madeleine	DF		B	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	n.d.
QUÉBEC	Relevé au chalut du crabe des neiges	Crabe des neiges	Estuaire et nord du golfe du Saint-Laurent	CPF	AS-F	B	135SR, 22F	s.o.	s.o.	0,0023	0,0069	s.o.	1,1	n.d.
QUÉBEC	Relevé au casier du crabe des neiges	Crabe des neiges	Estuaire et nord du golfe du Saint-Laurent	pièges	F	A	335	s.o.	simple	0,0001	s.o.	~ 50 000	0,04	n.d.
QUÉBEC	Relevé de poissons de fonds au filet maillant	Divers	Fjord Saguenay	FMF	F	B	60	274	s.o.	0,0274	s.o.	s.o.	1,6	n.d.
QUÉBEC	Pêche sentinelle avec un engin mobile	Divers	Nord du golfe du Saint-Laurent (4RS3Pn)	CPF	AS	A	287	s.o.	s.o.	0,0362	0,1085	129 221	31,1	4 149

Région du MPO	Relevé	Espèce	Lieu(x)	Engins	Plan	Fré- quence	Nombre de traits	Longueur	Config.	Surface balayée par trait de chalut <sup>9</sup>	Surface balayée entre les pan- neaux <sup>10</sup>	Domaine du relevé	Zone balayée par le relevé	Intervalle de récur- rence
QUÉBEC	Relevé plurispécifique au chalut	Divers	Nord du golfe du Saint- Laurent	CPF	AS	A	180	s.o.	s.o.	0,0235	0,0684	125 780	12,3	10 216

<sup>1</sup> Annuel (programme de 5 ans sur chaque site; actuellement 3 sites avec pêche à la palangre annuelle).

<sup>2</sup> Annuel (programme de 5 ans sur chaque site; généralement, chalutage près de 2 communautés chaque année).

<sup>3</sup> Annuel, épisodique.

<sup>4</sup> Traits de drague pour une série complète de relevés.

<sup>5</sup> Passage d'une station fixe à un plan stratifié aléatoire avec 150 stations d'ici 2020.

<sup>6</sup> Exclut la pêche dans les anses (2 activités de pêche par année) qui suivent un plan de station fixe.

<sup>7</sup> Cette entrée couvre quatre relevés distincts, dont deux sont effectués annuellement, et exclut le relevé du détroit de Géorgie. Les calculs du domaine et de la superficie balayée reflètent une moyenne annuelle.

<sup>8</sup> Derniers relevés en 2009-2010, mais on prévoit les reprendre; ici, on suppose un relevé tous les 5 ans.

<sup>9</sup> Les valeurs en italique ont été estimées d'après la zone balayée entre les panneaux.

<sup>10</sup> Les valeurs en italique ont été estimées d'après la zone balayée entre les ailes.

Tableau 7. Résumé des avantages, des inconvénients et des biais potentiels des différentes méthodes d'échantillonnage selon l'examen de Murphy et Jenkins (2010). Les références aux sources originales pour ces considérations sont mentionnées dans le présent document et ne sont pas répétées ici. Des réflexions supplémentaires formulées par les auteurs du présent rapport sont indiquées par \*.

Méthode	Avantages	Désavantages	Biais potentiels
<b>Méthodes d'observation :</b> Méthodes visuelles sous-marines	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Données sur les associations faune-habitat à petite échelle</li> <li>- Possibilité d'une densité d'échantillonnage élevée à petite échelle</li> <li>- Aucun traitement de l'image n'est requis après le relevé</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Restrictions relatives à la plongée (profondeur, durée de plongée, état de la mer, moment de la plongée par rapport aux marées)</li> <li>- Exige du personnel qualifié</li> <li>- La couverture spatiale par site est limitée; un très grand effort est requis pour effectuer le relevé d'une grande surface</li> <li>- Limité aux taxons les plus visibles</li> <li>* Probablement inapproprié pour l'échantillonnage précis de taxons mobiles de plus grande taille (poissons et calmars)</li> <li>* Impossible d'obtenir des échantillons physiques de taxons mobiles</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Sous-estimation et surestimation de la taille et de la densité de la macrofaune.</li> <li>- Influence du plongeur sur le comportement des poissons</li> </ul>
<b>Méthodes d'observation :</b> Imagerie sous-marine (comprend les véhicules téléguidés).	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Permet d'effectuer des relevés à des profondeurs et à des moments qui sont dangereux pour les plongeurs</li> <li>- Réduction de l'incidence sur le comportement des poissons par rapport aux méthodes visuelles sous-marines</li> <li>- Archivage permanent du relevé</li> <li>- Possibilité d'une densité d'échantillonnage élevée à petite échelle</li> <li>- Données sur les associations faune-habitat à petite échelle</li> <li>- Possibilité d'échantillonnage biologique ciblé (limité) à l'aide d'un véhicule téléguidé</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Il est généralement nécessaire de traiter l'image après le relevé (cela peut prendre beaucoup de temps)</li> <li>- Champ d'observation restreint</li> <li>- Exige une eau très claire</li> <li>- Les poissons doivent être perpendiculaires à la caméra lors de la prise de mesure</li> <li>- La couverture spatiale par site est limitée; un très grand effort est requis pour effectuer le relevé d'une grande surface</li> <li>- Le déploiement et la récupération des engins peuvent prendre du temps, particulièrement en ce qui concerne les véhicules téléguidés</li> <li>- Limité aux taxons les plus visibles</li> <li>* Les caméras à corps remorqué peuvent avoir des répercussions sur le fond marin et les taxons épibenthiques. On s'attend à ce que les répercussions se limitent à la zone balayée, avec un certain préjudice causé par la remise en suspension des sédiments.</li> <li>* Impossible d'obtenir des échantillons physiques de taxons très mobiles</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Sous-estimation potentielle de la densité, notamment la fréquence élevée des dénombrements nuls</li> </ul>
<b>Méthodes d'observation :</b> Méthodes hydroacous-tiques	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Non destructive</li> <li>- La taille absolue de la population peut être estimée</li> <li>- Résultats obtenus dans un court délai seulement</li> <li>- Possibilité d'effectuer le relevé de vastes surfaces, avec une haute résolution selon une gamme d'échelles spatiales</li> <li>- Déjà couramment utilisées pour les espèces pélagiques et bathypélagiques</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- La différenciation des espèces et des tailles est limitée; un échantillonnage biologique supplémentaire au moyen d'un chalut est requis</li> <li>- Ne permet pas de détecter les espèces démersales près du fond marin et, par conséquent, ne convient pas aux poissons plats et à de nombreuses autres espèces démersales (p. ex. loup de mer, brosmes, baudroie)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Évitement des bateaux</li> <li>- Les poissons dotés de vessies natatoires ont un indice de réflexion plus élevé</li> <li>- En l'absence d'échantillonnage biologique supplémentaire, les estimations de la longueur et de la biomasse peuvent être biaisées</li> </ul>



Méthode	Avantages	Désavantages	Biais potentiels
<b>Méthodes par extraction :</b> Chalutage	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Échantillons d'espèces démersales</li> <li>- Permet d'effectuer un relevé sur de grandes surfaces en peu de temps; l'échantillonnage sur un site englobe une grande surface comparativement à la surveillance visuelle ou vidéo</li> <li>- Les chaluts servant aux relevés qui utilisent un filet fin dans leur poche prélèvent une vaste gamme d'espèces et de tailles de poissons</li> <li>* Les données nécessitent peu ou pas de traitement après le relevé (à l'exception de l'information recueillie lors du traitement des échantillons biologiques après le relevé)</li> <li>* Les échantillons physiques permettent de différencier les espèces visibles</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Répercussions sur le fond marin et le biote connexe. L'empreinte est associée à la zone balayée par le filet, les panneaux de chalut et, souvent, les bras de chalut. Remise en suspension des sédiments</li> <li>- Nécessite généralement un habitat plat</li> <li>- Mortalité élevée des poissons capturés par le filet; probablement une certaine mortalité (plus limitée) chez les poissons qui s'échappent du chalut</li> <li>- N'est généralement pas approprié pour un échantillonnage précis des espèces pélagiques</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Biais contre les espèces très mobiles</li> <li>* Les restrictions concernant les zones où le chalutage est possible font en sorte qu'il se peut que les zones de relevés ne couvrent pas les zones de répartition de certaines espèces, ce qui peut occasionner des biais.</li> </ul>
<b>Méthodes par extraction :</b> Engins de pêche fixes (filets maillants, palangres, casiers, pièges)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Échantillons d'espèces démersales</li> <li>- Peuvent être utilisés efficacement dans les zones inaccessibles aux chaluts de fonds servant aux relevés</li> <li>- Utilisés dans les expériences de marquage pour capturer les animaux de la manière la moins dommageable possible</li> <li>- Toutes choses étant égales par ailleurs, peut-être l'option la moins coûteuse</li> <li>* Les données nécessitent peu ou pas de traitement après le relevé (à l'exception de l'information recueillie lors du traitement des échantillons biologiques après le relevé)</li> <li>* Les échantillons physiques permettent de différencier les espèces visibles</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Répercussions sur le fond marin et le biote connexe. L'empreinte est associée à celle des engins et au balayage du fond marin pendant le déploiement et la récupération.</li> <li>- Plus sélectifs sur le plan des espèces et des tailles que les chaluts de fond</li> <li>* Les engins perdus contribuent à augmenter la quantité de déchets sur le fond marin et peuvent causer des pêches fantômes dans le cas des filets maillants, des pièges et des casiers.</li> <li>- Ils peuvent requérir une main-d'œuvre nombreuse s'il est nécessaire de couvrir une grande zone de manière synoptique</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Biais relatifs à la sélectivité</li> </ul>

Tableau 8. Résumé des prises de quatre espèces de pennatules dans le cadre du relevé plurispécifique par navire de recherche (NR) du sGSL pour 2014-2017 : nombre d'occurrences, poids moyen des prises et poids maximal des prises.

Espèce	Nombre d'occurrences	Prise moyenne (kg)	Prise maximale (kg)
<i>Halipterus finmarchica</i>	14	0,129	0,51
<i>Anthoptilum grandiflorum</i>	55	2,158	30,30
<i>Pennatula aculeata</i>	58	0,085	1,07
<i>Pennatula grandis</i>	43	3,072	35,00

Tableau 9. Pourcentage de chevauchement entre les strates (Str) du relevé plurispécifique par navire de recherche du sGSL et les zones benthiques importantes (ZBI) de pennatules ou les zones de conservation des pennatules (ZCP). Se reporter à la figure 3 pour voir les emplacements des ZBI et des ZCP, et à la figure 5 pour les emplacements des strates.

ZBI ou ZCP	% de la strate chevauchant la zone				% de la zone chevauchant la strate			
	Str 415	Str 416	Str 425	Str 439	Str 415	Str 416	Str 425	Str 439
SBA A	17,16	0	0	0	10,74	0	0	0
SBA B	32,08	4,99	44,61	0	11,63	2,46	14,11	0
SBA C	0	0	8,89	52,11	0	0	11,76	35,22
SCA 1	13,67	0	0	0	14,24	0	0	0
SCA 2	0	0	7,34	0	0	0	19,86	0
SCA 3	0	0	2,99	4,44	0	0	20,64	14,99

Tableau 10, Nombre annuel de séries de relevés dans chaque strate (415, 416, 425, 439) qui ont été incluses et exclues du calcul des indices d'abondance en fonction du chevauchement entre le relevé et les zones benthiques importantes (ZBI) de pennatules ou les zones de conservation des pennatules (ZCP).

Année	Incluses (ZBI)				Exclus (ZBI)				Incluses (ZCP)			Exclus (ZCP)		
	415	416	425	439	415	416	425	439	415	425	439	415	425	439
1971	2	6	1	1	1	0	1	1	3	2	2	0	0	0
1972	2	6	1	2	1	0	1	0	3	2	2	0	0	0
1973	1	6	1	1	2	0	1	1	3	2	2	0	0	0
1974	3	4	2	2	0	0	0	0	3	2	2	0	0	0
1975	3	4	1	2	0	0	1	0	3	2	2	0	0	0
1976	2	6	2	2	0	0	0	0	2	2	2	0	0	0
1977	3	5	1	0	0	0	1	2	3	2	2	0	0	0
1978	1	5	2	1	1	0	0	1	2	2	2	0	0	0
1979	1	6	1	1	2	0	1	1	3	1	2	0	1	0
1980	2	6	1	0	1	0	1	2	3	2	2	0	0	0
1981	1	6	2	0	2	0	0	2	3	2	2	0	0	0
1982	1	5	1	0	2	0	1	2	3	2	2	0	0	0
1983	2	5	1	1	1	0	1	1	3	2	2	0	0	0
1984	2	7	2	1	1	0	1	1	3	3	2	0	0	0
1985	5	13	2	3	4	0	2	2	8	4	5	1	0	0
1986	3	9	2	1	3	0	1	1	5	3	2	1	0	0
1987	3	9	2	2	3	0	1	1	5	3	3	1	0	0
1988	3	7	2	1	1	0	1	1	4	2	2	0	1	0
1989	3	6	4	2	3	1	0	2	6	4	4	0	0	0
1990	5	8	2	2	0	0	1	1	5	2	3	0	1	0
1991	5	9	2	2	2	0	3	2	5	4	3	2	1	1
1992	3	8	3	1	2	1	1	2	4	3	3	1	1	0
1993	5	8	2	3	0	1	3	2	5	5	5	0	0	0
1994	3	8	2	2	2	0	2	1	4	4	3	1	0	0
1995	2	7	1	2	3	1	4	2	4	5	3	1	0	1
1996	3	9	2	3	4	0	4	2	5	5	5	2	1	0
1997	3	7	3	2	4	1	2	2	6	5	4	1	0	0
1998	3	8	3	1	3	0	2	3	6	5	3	0	0	1
1999	3	8	2	2	3	0	3	2	6	4	4	0	1	0
2000	4	8	3	1	2	0	2	3	6	5	4	0	0	0
2001	2	6	2	2	3	1	2	2	4	3	4	1	1	0
2002	5	9	2	2	1	0	3	2	6	5	4	0	0	0
2003	2	3	0	0	1	0	1	0	3	1	0	0	0	0
2004	7	11	0	2	2	1	5	2	8	3	3	1	2	1
2005	4	16	2	4	2	0	6	2	6	8	6	0	0	0
2006	3	7	3	2	3	1	2	2	4	5	4	2	0	0
2007	3	7	1	2	3	1	4	2	6	4	4	0	1	0
2008	6	7	2	3	1	1	4	2	7	6	5	0	0	0
2009	3	7	1	3	3	1	3	1	4	4	4	2	0	0
2010	3	8	2	1	2	0	1	2	5	3	3	0	0	0
2011	3	6	1	2	1	0	3	1	4	3	3	0	1	0
2012	3	5	2	1	2	0	3	2	4	4	3	1	1	0
2013	3	5	0	1	1	1	3	2	4	2	2	0	1	1
2014	3	8	3	1	3	0	2	2	5	4	2	1	1	1
2015	2	8	2	2	4	0	3	3	6	4	4	0	1	1
2016	3	8	2	2	3	0	3	1	5	5	3	1	0	0
2017	3	6	2	0	3	0	2	3	5	3	2	1	1	1

Tableau 11, Proportion annuelle moyenne des zones touchées par les relevés au chalut et délai moyen de récurrence (années) du relevé pour les parties des zones benthiques importantes (ZBI) ou des zones de conservation des pennatules (ZCP) qui se situent respectivement dans les parties sud et nord du golfe du Saint-Laurent, Se reporter à la figure 3 pour voir les emplacements des ZBI et des ZCP, et à la figure 5 pour les emplacements des strates,

ZBI ou ZCP	Superficie (km <sup>2</sup> )	Proportion touchée		Temps de récurrence (années)	
		sud	nord	sud	nord
ZBI A	3892	0,00043	0,00031	2 354	3 241
ZBI B	10153	0,00069	0,00020	1 458	5 017
ZBI C	1638	0,00175	0,00031	571	3 185
ZCP 1	2338	0,00033	0,00026	2 997	3 783
ZCP 2	821	0,00160	0,00025	625	4 031
ZCP 3	335	0,00185	0,00006	540	15 763

## 12. FIGURES

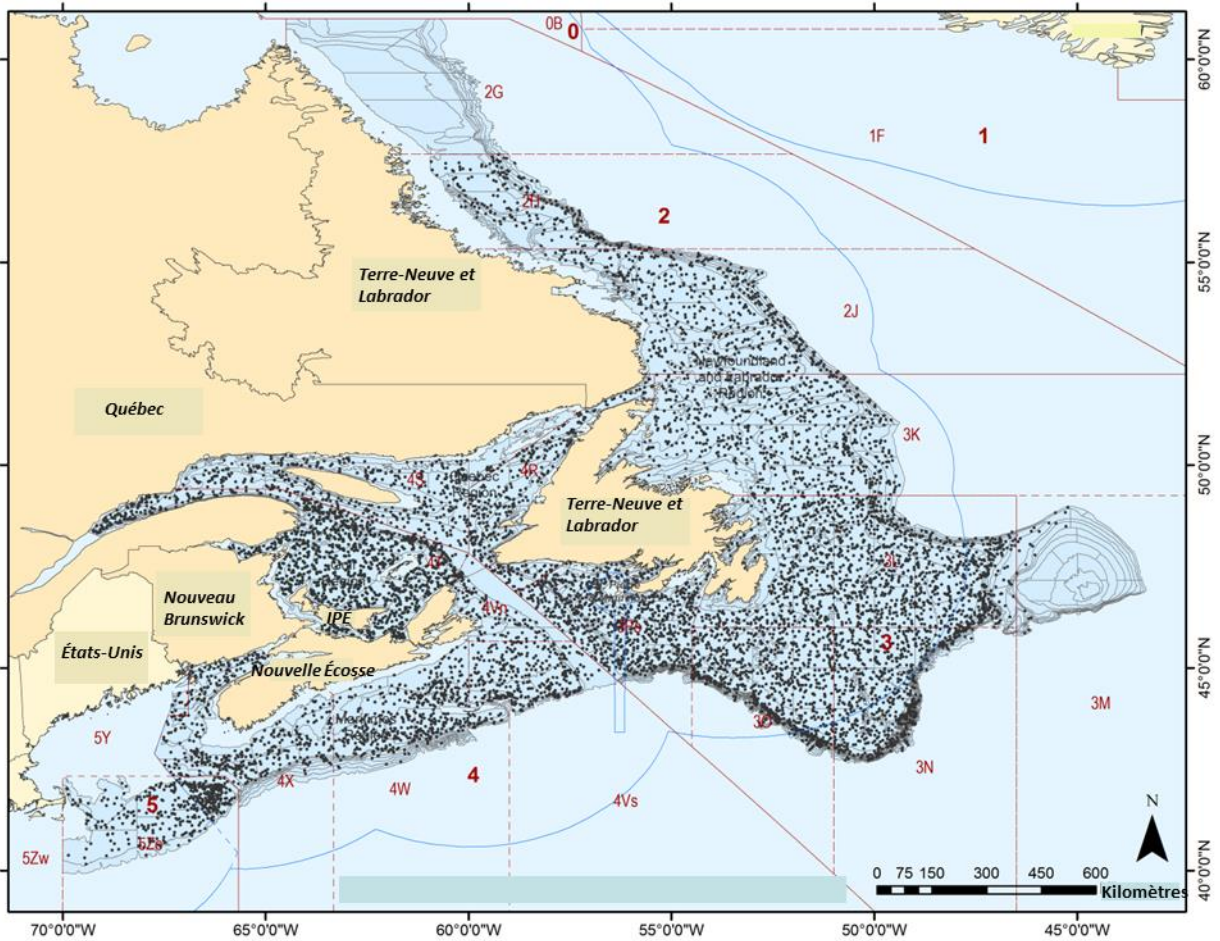


Figure 1. Répartition des traits de chalut pour les relevés au chalut de fond plurispécifiques du MPO dans le Canada atlantique pour la période de cinq ans s'étendant de 2007 à 2011. La carte n'inclut pas les traits de chalut de fond de relevés plurispécifiques dans le Bonnet flamand et dans le nez et la queue du Grand Banc menés par l'Espagne et l'Union européenne, ni ceux effectués dans le banc Georges et dans l'ouest de la plate-forme Néo-Écossaise par les États-Unis, ni ceux du relevé côtier du MPO dans le détroit de Northumberland.

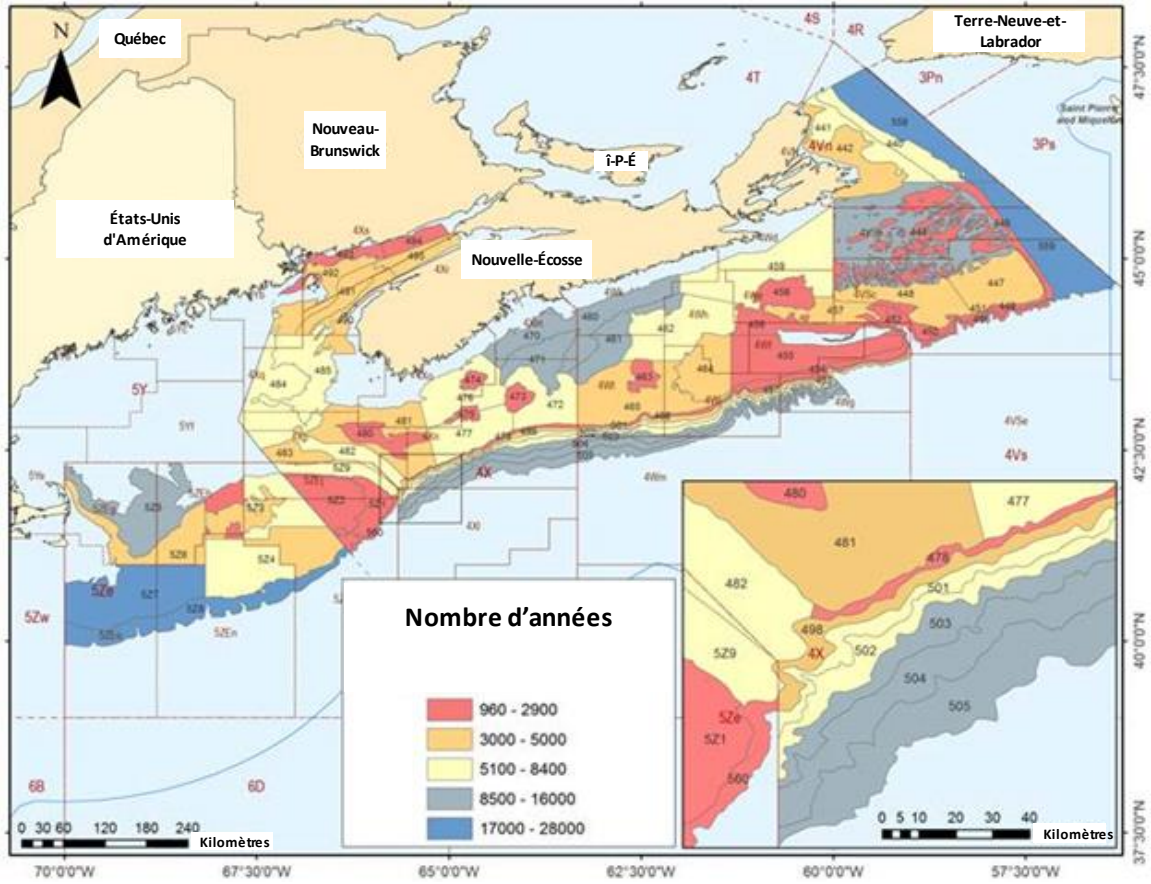


Figure 2. Intervalle moyen de perturbation de relevé (en années) pour chaque strate dans les relevés de fond plurispécifiques menés par la région des Maritimes du MPO.

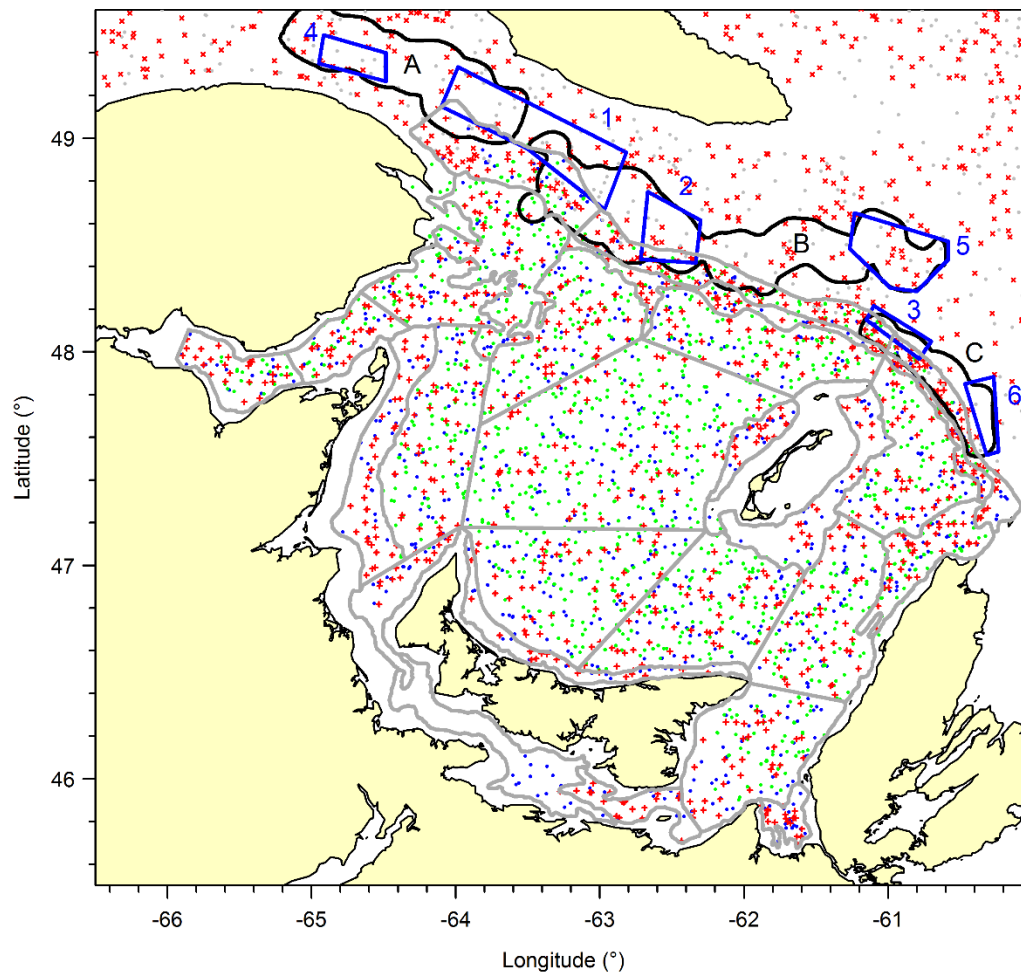


Figure 3. Grandes zones benthiques importantes de pennatules (ZBI; polygones noirs; d'après Kenchington et al. 2016), zones de conservation des pennatules (ZCP; polygones bleus) et strates de relevé par navire de recherche (polygones gris) dans le sud et le centre du golfe du Saint-Laurent, et emplacement des traits de chalut (2011-2015) pour les cinq relevés au chalut de fond qui ont été réalisés dans ces zones (points). Les ZBI sont indiquées par des lettres majuscules et les ZCP sont indiquées par des chiffres, qui correspondent aux zones suivantes : 1-Honguedo-Est (Zone de conservation des coraux et des éponges de l'est du détroit d'Honguedo), 2-Banc de Bennett (Zone de conservation des coraux au nord du banc de Bennett), 3-Talus du plateau madelinien (Zone de conservation des coraux du talus du plateau madelinien), 4-Honguedo-Ouest (Zone de conservation des coraux de l'ouest du détroit d'Honguedo), 5-Golfe-Centre (Zone de conservation des coraux du centre du golfe du Saint-Laurent), 6-Golfe-Est (Zone de conservation des coraux de l'est du golfe du Saint-Laurent). Les emplacements des traits de chalut sont indiqués pour chaque relevé : relevés par navire de recherche dans le sud du golfe (points bleus), relevés par navire de recherche dans le nord du Golfe (points gris), pêches Sentinelles mobiles dans le sud du golfe (+ rouges), pêches Sentinelles mobiles dans le nord du Golfe (x rouges) et relevés du crabe des neiges (points verts).

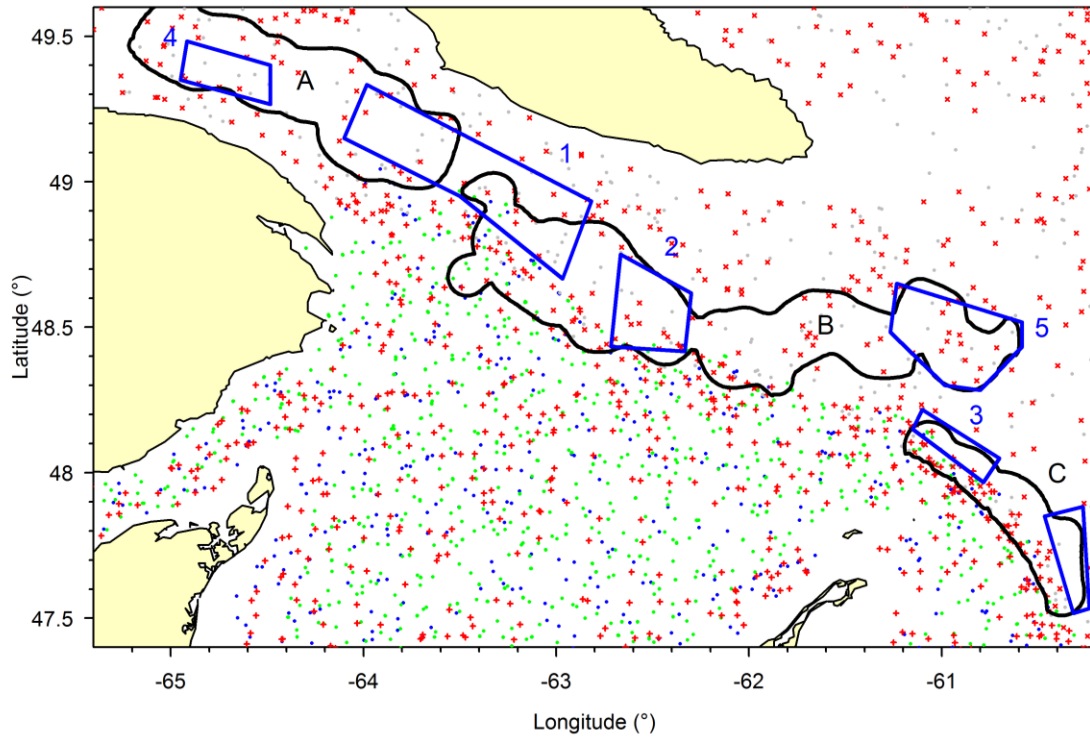


Figure 4. Identique à la figure 3, mais montrant une vue rapprochée des ZBI et des ZCP, et excluant les limites des strates de relevé par navire de recherche dans le sud du golfe pour plus de clarté.



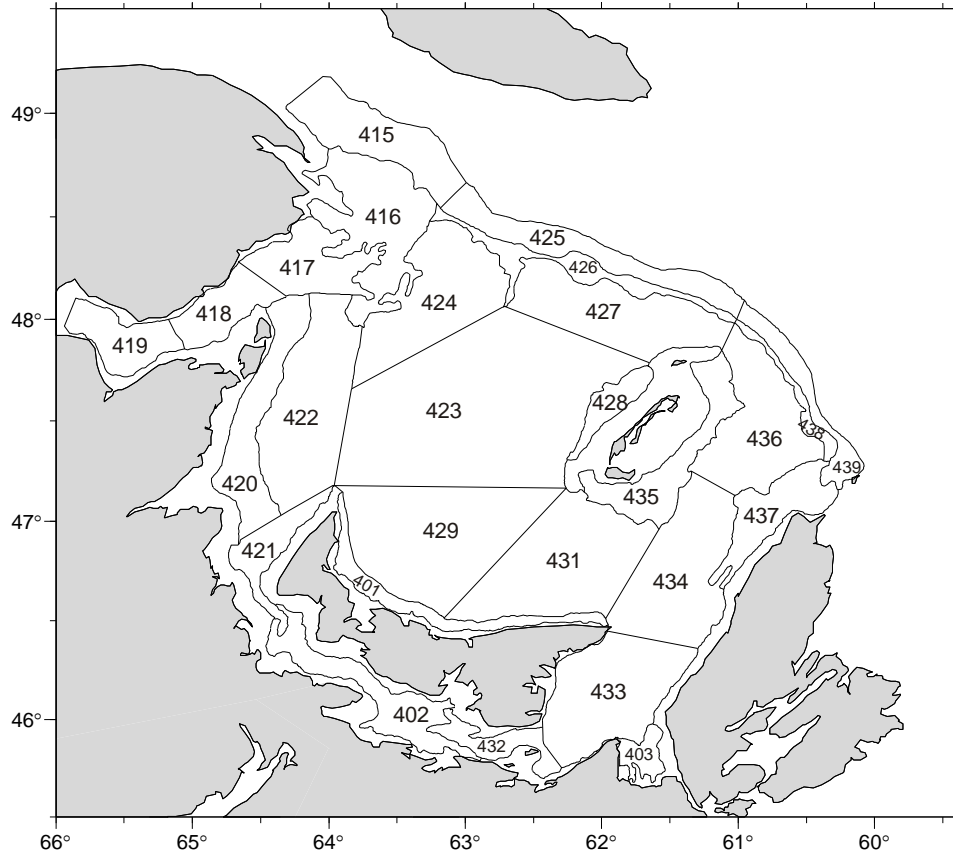


Figure 5. Limites des strates du relevé par navire de recherche du sud du golfe du Saint-Laurent de septembre.

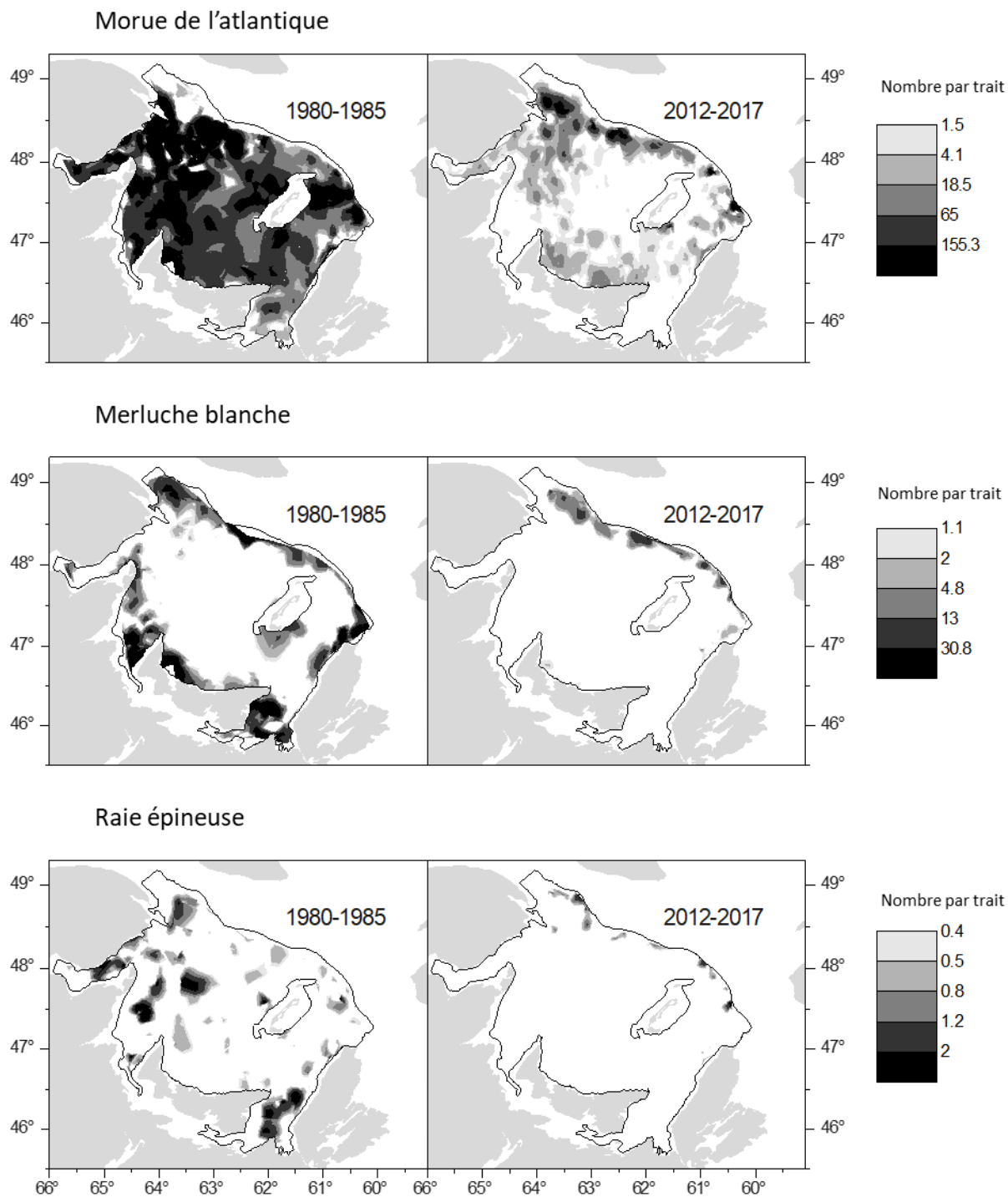


Figure 6. Répartition spatiale des prises de morues de l'Atlantique, de merluches blanches et de raies épineuses adultes (rangées) en deux périodes, de 1980 à 1985 et de 2012 à 2017 (colonnes) dans le relevé au chalut fond du sud du golfe du Saint-Laurent. Les niveaux de gris pour chaque espèce sont fondés sur cinq quantiles pour les prises non nulles allant de 1971 à 2017 : 0, 10; 0,25; 0,50; 0,75 et 0,90. Aux fins de la présente étude, les tailles de poissons suivantes ont été utilisées pour définir les adultes :  $\geq 39$  cm pour la morue de l'Atlantique,  $\geq 45$  cm pour la merluche blanche et  $\geq 51$  cm pour la raie épineuse (Swain et al. 2012c, 2012d, 2016).

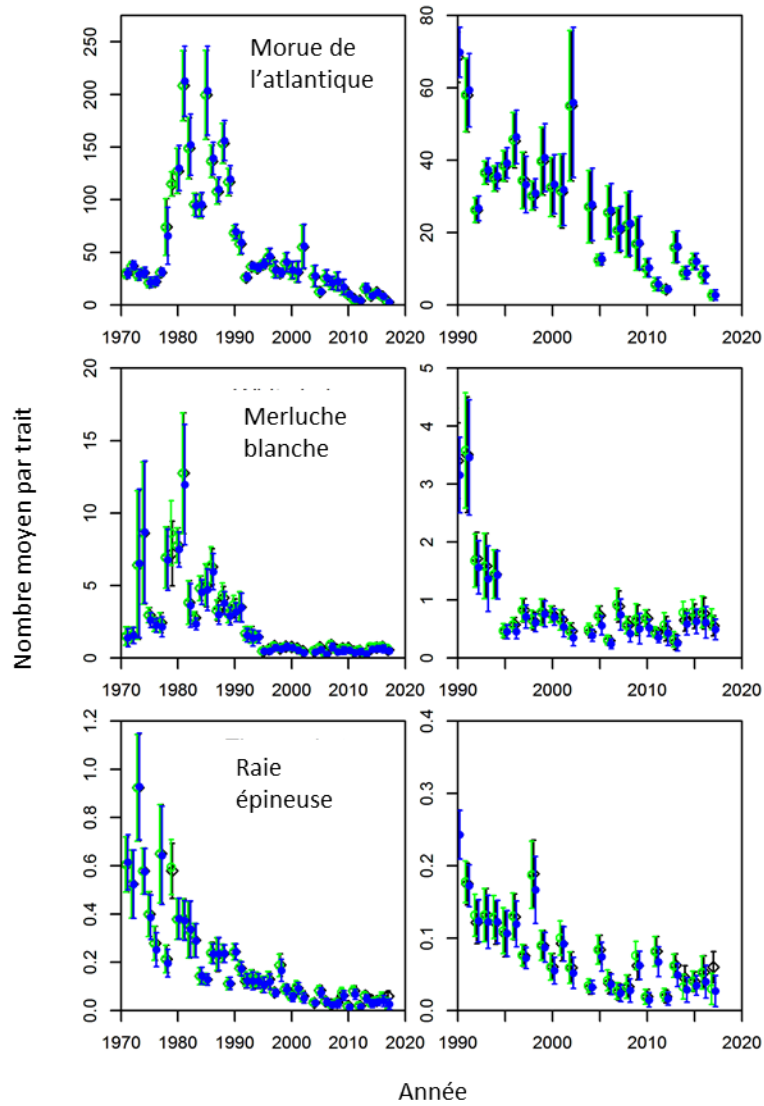


Figure 7. Estimations des prises moyennes par trait de chalut de spécimens adultes des trois espèces de poissons (rangées) d'après les données complètes des relevés (symboles noirs) et les données excluant des ensembles dans les trois ZCP qui se chevauchent, soit en excluant les ZCP du domaine des relevés (symboles bleus), soit en imputant les prises pour ces zones et en conservant le domaine existant des relevés (symboles verts). Les indices d'abondance sont présentés pour la période 1971-2017 (colonne de gauche), et de manière plus détaillée pour la période 1990-2017 (colonne de droite), Noter les différentes échelles sur l'axe des y entre les parcelles.

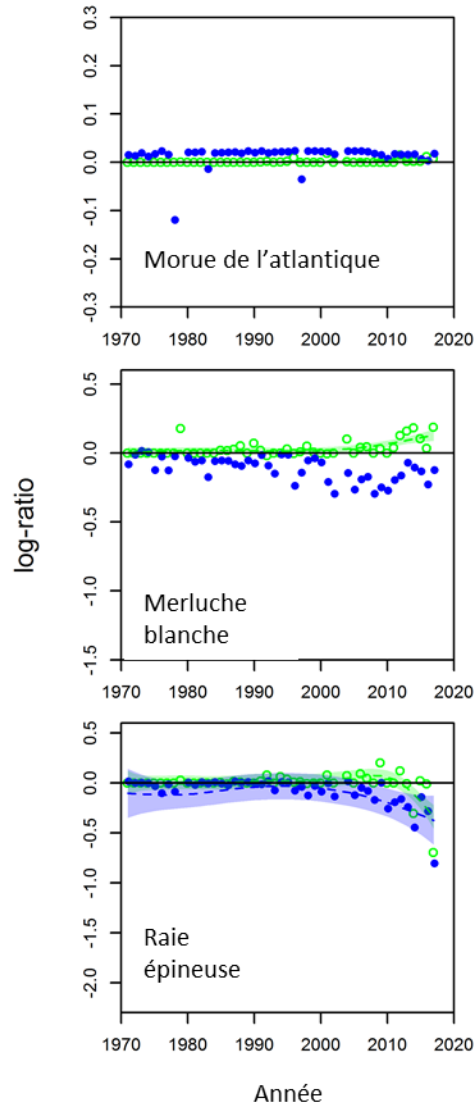


Figure 8. Différences entre les moyennes logarithmiques des prises par trait de chalut de spécimens adultes des trois espèces de poissons (rangées) pour des estimations fondées sur les données complètes des relevés et les données excluant des ensembles dans les trois ZCP qui se chevauchent, soit en excluant les ZCP du domaine des relevés (symboles bleus), soit en imputant les prises pour ces zones et en conservant le domaine existant des relevés (symboles verts). Les différences prévues et leur intervalle de confiance (ligne pointillée et zone ombragée) sont montrés dans les cas pour lesquels une tendance à long terme statistiquement significative dans les différences ( $p < 0,05$ ) a été inférée au moyen de l'analyse par modèle additif généralisé. Noter les différentes échelles sur l'axe des y entre les parcelles.

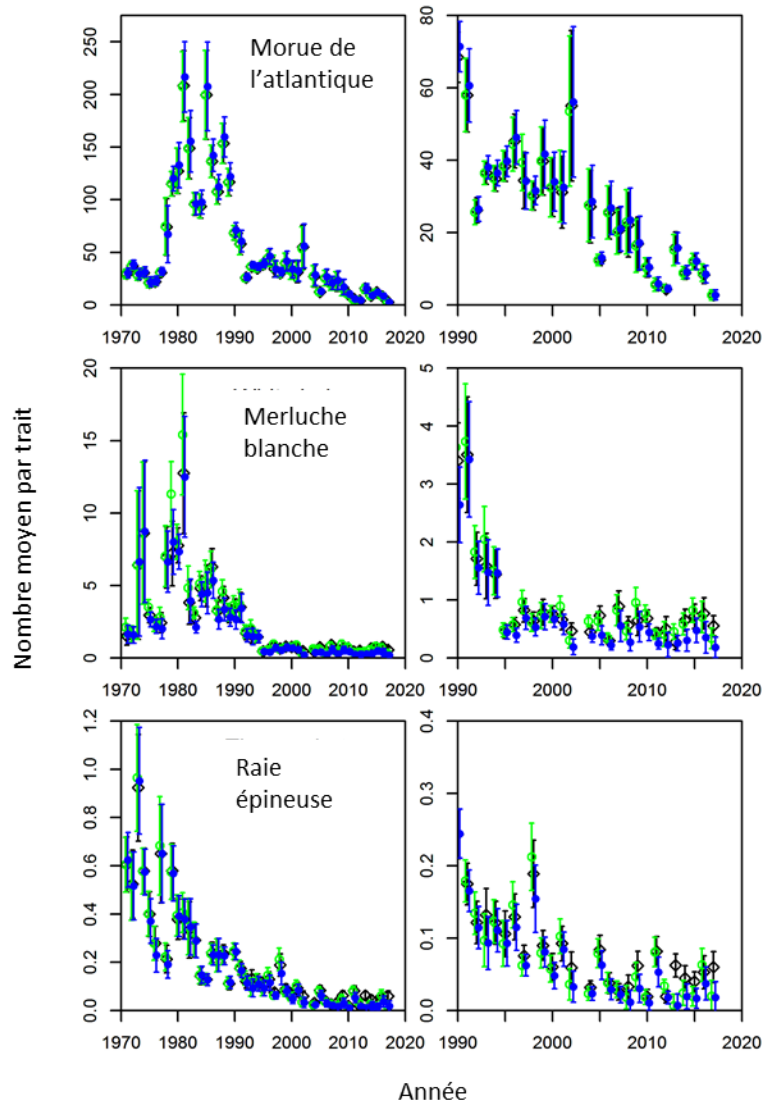


Figure 9. Prise moyenne estimative par trait de chalut de spécimens adultes des trois espèces de poissons (rangées) d'après les données complètes des relevés (symboles noirs) et les données excluant des ensembles dans les trois ZBI qui se chevauchent (Kenchington et al. 2016), soit en excluant les ZBI du domaine des relevés (symboles bleus), soit en imputant les prises pour ces zones et en conservant le domaine existant des relevés (symboles verts). Les indices d'abondance sont présentés pour la période 1971-2017 (colonne de gauche), et de manière plus détaillée pour la période 1990-2017 (colonne de droite). Noter les différentes échelles sur l'axe des y entre les parcelles.

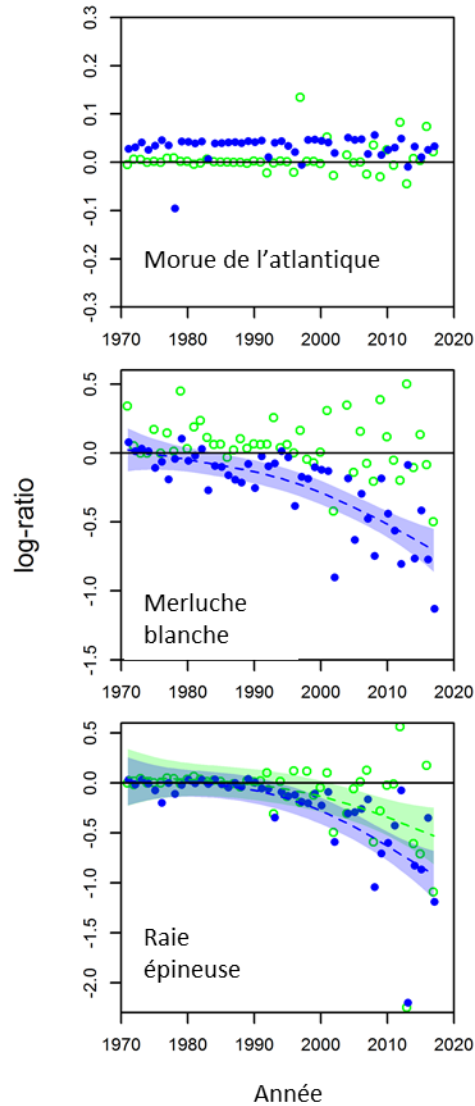


Figure 10. Différences entre les moyennes logarithmiques des prises par trait de chalut de spécimens adultes des trois espèces de poissons (rangées) pour des estimations fondées sur les données complètes des relevés (symboles noirs) et des données excluant des ensembles dans les trois zones de regroupement de pennatules qui se chevauchent, soit en excluant les zones de conservation du domaine des relevés (symboles bleus), soit en imputant les prises pour ces zones et en conservant le domaine existant des relevés (symboles verts). Les différences prévues et leur intervalle de confiance (ligne pointillée et zone ombragée) sont montrés dans les cas pour lesquels une tendance à long terme statistiquement significative dans les différences ( $p < 0,05$ ) a été inférée au moyen de l'analyse par modèle additif généralisé. Noter les différentes échelles sur l'axe des y entre les parcelles.