Pêches et Océans Canada | Fisheries and Oceans Canada

Sciences des écosystèmes et des océans | Ecosystems and Oceans Science

Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)

Document de recherche 2026/023

Région de la capitale nationale

Cadre national de suivi des zones abritant des coraux et des éponges définies comme autres mesures de conservation efficaces par zone

B.M. Neves, G. Faille, F.J. Murillo, C. Dinn, M. Pućko, S. Dudas, A. Devanney, P. Allen

Pêches et Océans Canada
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

Mai 2026

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 des avis scientifiques
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/
DFO.CSAS-SCAS.MPO@dfo-mpo.gc.ca



© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du ministère des Pêches et des Océans, 2026

Ce rapport est publié sous la Licence du gouvernement ouvert – Canada

ISSN 2292-4272
ISBN 978-0-660-98663-0 N° cat. Fs70-5/2026-023F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Neves, B.M., G. Faille, F.J. Murillo, C. Dinn, M. Pućko, S. Dudas, A. Devanney et P. Allen. 2026. Cadre national de suivi des zones abritant des coraux et des éponges définies comme autres mesures de conservation efficaces par zone. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2026/023. vii + 147 p.

Also available in English :

Neves, B.M., Faille, G., Murillo, F.J., Dinn, C., Pućko, M., Dudas, S., Devanney, A., and Allen, P. 2026. A National Monitoring Framework for Coral and Sponge Areas Identified as Other Effective Area-Based Conservation Measures. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2026/023. vii + 131 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ vii
1. INTRODUCTION 1
1.1. CORAUX ET ÉPONGES D'EAUX FROIDES 1
1.2. PROTECTION ET SUIVI DES CORAUX ET DES ÉPONGES D'EAUX FROIDES AU CANADA 2
1.3. ATTEINTE DES OBJECTIFS 3
2. AMCEZ ABRITANT DES CORAUX OU DES ÉPONGES AU CANADA 4
2.1. REGROUPEMENT DES CORAUX ET DES ÉPONGES 4
2.2. PACIFIQUE 6
2.3. ARCTIQUE 8
2.4. BIORÉGION DU GOLFE DU SAINT-LAURENT (RÉGIONS DU QUÉBEC ET DU GOLFE) 10
2.5. MARITIMES 13
2.6. TERRE-NEUVE-ET-LABRADOR 15
2.7. CONCLUSION 16
3. AVANTAGES INDIRECTS POUR LA CONSERVATION DE LA BIODIVERSITÉ 17
3.1. INTRODUCTION 17
3.2. CYCLE BIOGÉOCHIMIQUE 17
3.2.1. Cycle des éléments nutritifs 18
3.2.2. Bioturbation 19
3.3. INTERACTIONS PRÉDATEUR-PROIE 19
3.4. CRÉATION D'HABITAT ET ACCROISSEMENT DE LA DIVERSITÉ 20
3.5. CONCLUSION 22
4. INDICATEURS DE SUIVI ÉCOLOGIQUES 22
4.1. INTRODUCTION 22
4.2. SÉLECTION DES INDICATEURS 24
4.2.1. Étape 1. Établir des objectifs de conservation 24
4.2.2. Étape 2. Établir des indicateurs pertinents 25
4.2.3. Étape 3. Établir des critères de sélection 28
4.2.4. Étape 4. Évaluer les indicateurs 28
4.3. INDICATEURS LIÉS À L'ÉTAT 29
4.3.1. Abondance numérique 29
4.3.2. Biomasse 31
4.3.3. Répartition 32
4.3.4. Indices de la diversité 33
4.3.5. Structure de taille 33
4.3.6. Proportion de coraux vivants et morts (rapport vivant:mort) et leur état – également considérés comme un indicateur lié aux pressions 34
4.3.7. Pourcentage de colonisation des coraux par des zoanthaires – également considéré comme un indicateur lié aux pressions 35

4.3.8. Superficie et densité des parcelles (pour les lits d'éponges, les plumes de mer ainsi que les grandes et les petites gorgones) 36
4.3.9. Isolement et proximité des parcelles 37
4.3.10. Connectivité des parcelles 37
4.3.11. Indice de contagion des parcelles 38
4.3.12. Étendue des récifs de *Lophelia* 38
4.3.13. Indicateurs pour les récifs d'éponges siliceuses 38
4.3.14. Indicateurs liés aux avantages indirects pour la conservation de la biodiversité 39
4.3.15. Indicateurs liés à l'environnement 39
4.4. INDICATEURS LIÉS AUX PRESSIONS 39
4.4.1. Répartition et concentration des activités de pêche 40
4.4.2. Zones non touchées par des engins entrant en contact avec le fond 41
4.4.3. Distribution des activités pétrolières et gazières et des activités d'exploitation minière des grands fonds marins 42
4.4.4. Dépôt de sédiments d'origine anthropique 43
4.4.5. Effets chimiques liés aux activités pétrolières et gazières 45
4.4.6. Moment et durée des événements anormaux 45
4.4.7. Moment, durée et ampleur des blooms de phytoplancton 45
4.4.8. Moment et durée de la couverture de glace de mer 46
4.4.9. Présence de déchets sur les fonds marins 47
4.5. ACTIVITÉS LIÉES AUX CÂBLES SOUS-MARINS 47
4.6. AUTRES ACTIVITÉS 47
4.6.1. Énergie éolienne en mer 47
4.6.2. Changements climatiques 48
4.7. CONCLUSION 49
5. OUTILS, TECHNIQUES ET MÉTHODOLOGIES 50
5.1. INTRODUCTION 50
5.2. OUTILS ET TECHNIQUES 50
5.2.1. Technologies d'imagerie 51
5.2.2. Engins entrant en contact avec le fond (sans imagerie) 62
5.2.3. Autres outils 64
5.3. MÉTHODOLOGIES – PLAN DE SUIVI 67
5.3.1. Données de référence 68
5.3.2. Considérations relatives à l'échantillonnage et aux statistiques 69
5.3.3. Considérations temporelles et fréquence 71
5.3.4. Plan d'échantillonnage 73
5.4. CONCLUSION 75
6. MOT DE LA FIN 76
7. RÉFÉRENCES CITÉES 77
8. TABLEAUX 112
9. FIGURES 137

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Les AMCEZ abritant des coraux ou des éponges par région au Canada, ainsi que leurs objectifs de conservation, leur taille, leur tranche de profondeurs et les groupes fonctionnels représentés. 112

Tableau 2. Groupes de coraux et d'éponges d'eaux froides et exemples d'espèces trouvées dans les AMCEZ canadiennes. 116

Tableau 3. Lien entre les avantages indirects pour la conservation de la biodiversité connus, les groupes de coraux et d'éponges et les AMCEZ. 121

Tableau 4. Critères de sélection pour les indicateurs liés à l'état et aux pressions qui pourraient être utilisés dans le cadre du suivi des AMCEZ canadiennes abritant des coraux ou des éponges. 125

Tableau 5. Résumé des indicateurs liés à l'état appropriés qui pourraient être utilisés dans le cadre du suivi des AMCEZ canadiennes abritant des coraux ou des éponges. 126

Tableau 6. Résumé des outils employés dans le cadre des relevés des fonds marins qui peuvent l'être dans le cadre des programmes de suivi. 134

Tableau 7. Caractéristiques des technologies actuelles convenant aux relevés benthiques. .. 135

Tableau 8. Définitions de termes précis se rapportant au plan d'échantillonnage. 136

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Emplacement des AMCEZ abritant des coraux et des éponges d'eaux froides au Canada. 137

Figure 2. Groupes de coraux aux fins de suivi.A. Grandes gorgones, crédit photo : ArcticNet-CSSF-MPO. B. Petite gorgone, crédit photo : MPO. C. Coraux mous, crédit photo : ArcticNet-CSSF-MPO. D. Plumes de mer, crédit photo : MPO-Oceana Canada-CSSF. E. Corail noir, crédit photo : Amundsen Science 2021. F. Coraux qui forment des récifs, crédit photo : ArcticNet-CSSF-MPO. G. Scléractiniaires, crédit photo : MPO. H. Hydrocoraux, crédit photo : MPO-NOAA. 138

Figure 3. Groupes d'éponges aux fins de suivi. A. Récifs d'éponges siliceuses, crédit photo : MPO/Sally Leys/Université de l'Alberta/CSSF/ROPOS. B. Lits d'éponges Vazella, crédit photo : Beazley et al. 2018. C. Éponges astrophorides, crédit photo : MPO. D. Éponges diverses : éponges carnivores dans les eaux canadiennes de l'Arctique de l'est, crédit photo : ArcticNet/CSSF/MPO. E. Éponges diverses : Plicatellopsis bowerbanki dans le chenal Laurentien, crédit photo : MPO/Oceana Canada/CSSF. F. Éponges diverses : Éponges sur le mont sous-marin Union dans le Pacifique, crédit photo : MPO. 139

Figure 4. Emplacement des 17 AMCEZ abritant des coraux ou des éponges dans la région du Pacifique. 140

Figure 5. Emplacement des trois AMCEZ abritant des coraux ou des éponges dans la région de l'Arctique. 141

Figure 6. Emplacement des 11 AMCEZ abritant des coraux ou des éponges dans le golfe du Saint-Laurent. 142

Figure 7. Emplacement des cinq AMCEZ abritant des coraux ou des éponges dans la région des Maritimes.....143

Figure 8. Emplacement des trois AMCEZ abritant des coraux ou des éponges dans la région de Terre-Neuve-et-Labrador. 144

Figure 9. Diagramme illustrant les principales étapes de l'élaboration d'un plan de suivi. Figure tirée de Loh et al. (2019).....145

Figure 10. Estimations comparatives de la répartition de plumes de mer et leur échantillonnage lorsqu'on utilise A) un engin avec caméra ou B) une benne. Figure tirée de Noble-James et al. (2018).....146

Figure 11. Différents scénarios de plan d'échantillonnage dans une zone comportant deux types d'habitat benthique (Hab. a = 40 % et Hab. b = 60 %) et 20 unités d'échantillonnage (« x »). Méthodes probabilistes : a) une grille fixe est utilisée sans tenir compte du type d'habitat; b) des unités d'échantillonnage aléatoire sont réparties dans toute la zone; c) des unités d'échantillonnage aléatoire sont stratifiées par type d'habitat avec la même proportion. Méthode non probabiliste : d) les unités d'échantillonnage sont sélectionnées en s'intéressant principalement à des emplacements précis de l'habitat a. Approche mixte : e) et f) les boîtes imbriquées sont sélectionnées pour représenter les types d'habitat. 147

RÉSUMÉ

Le Canada a pris des engagements nationaux et internationaux visant à protéger 25 % de ses zones marines et côtières d'ici 2025, et 30 % d'ici 2030. Pêches et Océans Canada (MPO) utilise les zones de protection marines (ZPM) et d'autres mesures de conservation efficaces par zone (AMCEZ) pour protéger des zones importantes de nos océans. Les AMCEZ sont des zones qui sont conservées en vue d'offrir un avantage pour la conservation de la biodiversité. Ces avantages peuvent être directs, c'est-à-dire la conservation de l'espèce ou de l'habitat visé par la mesure de protection, ou indirects, c'est-à-dire des avantages supplémentaires découlant de la mesure de protection. Bon nombre des AMCEZ du Canada sont des zones contenant des concentrations et des populations importantes de coraux et d'éponges d'eaux froides, et sont protégées par des fermetures de pêche (aussi appelées « refuges marins »). Maintenant que ces zones sont protégées, le MPO doit en assurer un suivi efficace pour veiller à ce que les avantages pour la conservation de la biodiversité, directs et indirects, soient maintenus ou améliorés. Le présent document résume l'information sur les AMCEZ abritant des coraux et des éponges au Canada, y compris l'information de référence et les lacunes dans les connaissances. Une liste des groupes de coraux et d'éponges connus pour chaque AMCEZ est fournie, et on pense que l'utilisation de ces groupes peut être utile lors de l'élaboration de plans de suivi. Les avantages indirects pour la conservation de la biodiversité qui sont associés aux habitats de coraux et d'éponges sont décrits pour chaque groupe. Ils proposent des indicateurs pour assurer un suivi des coraux et des éponges, ainsi que les avantages pour la conservation de la biodiversité correspondants. Les auteurs décrivent aussi la pertinence d'un certain nombre d'indicateurs liés à l'état (écosystème et environnement) et aux pressions (agents de stress) pour les coraux et les éponges. Enfin, ils examinent divers outils et méthodologies qui peuvent être utilisés pour étudier ces habitats de coraux et d'éponges. Ils expliquent la faisabilité et la pertinence de nombreux outils de recherche, allant de méthodes couramment utilisées comme le chalutage et les technologies d'imagerie à des techniques émergentes comme l'ADN environnemental. Ils passent en revue les considérations et les pratiques exemplaires pour la conception d'un programme de suivi, comme l'utilisation de données de référence, les considérations importantes liées aux statistiques et les détails du plan d'échantillonnage. Les auteurs suggèrent que le suivi soit axé sur les avantages directs pour la conservation de la biodiversité, les coraux et les éponges, et que les chercheurs utilisent des études ciblées pour confirmer les avantages indirects pour la conservation de la biodiversité. L'information contenue dans ce document est présentée à l'appui d'un processus de consultation scientifique canadien qui aura lieu du 1er au 3 décembre 2020. Les chercheurs et les gestionnaires peuvent l'utiliser pour élaborer des plans et des stratégies de suivi appropriés et efficaces pour les AMCEZ abritant des coraux ou des éponges. De plus, ce cadre pourrait s'appliquer aux ZPM existantes et proposées qui ont des objectifs de conservation des coraux et des éponges d'eaux froides.

1. INTRODUCTION

1.1. CORAUX ET ÉPONGES D'EAUX FROIDES

Les coraux sont des cnidaires benthiques appartenant aux classes des anthozoaires et des hydrozoaires qui produisent du carbonate de calcium ou des squelettes protéiques (Cairns 2007). Au Canada, on trouve des coraux d'eaux froides dans l'Atlantique, le Pacifique, ainsi que dans le centre et l'est de l'océan Arctique. Plus de 120 espèces ont été signalées, et il y en a probablement beaucoup d'autres qui ne sont pas encore identifiées (MPO 2010a). Les principaux groupes au Canada sont les coraux formant des récifs (p. ex., *Lophelia pertusa*) et les coraux de l'ordre des scléractiniaires, les hydrocoraux (de l'ordre des anthoathécates), les coraux noirs (de l'ordre des antipathaires), les gorgones (de l'ordre des alcyonacés), les coraux mous (de l'ordre des alcyonacés) et les plumes de mer (de l'ordre des pennatulacés; Jamieson *et al.* 2007; Wareham et Edinger 2007; Kenchington *et al.* 2016). Les coraux d'eaux froides diffèrent généralement de leurs parents tropicaux en ce sens que la plupart ne vivent pas en symbiose avec les zooxanthelles et n'ont donc pas besoin de lumière pour produire de l'énergie. Ils se nourrissent principalement en capturant des détritus et des particules remises en suspension, certaines espèces se nourrissant de méiofaune benthique et de zooplancton (Campbell et Simms 2009; Salvo *et al.* 2018; Sherwood *et al.* 2011, Sherwood *et al.* 2008).

Au Canada, les coraux peuvent former un habitat biogène en créant des structures tridimensionnelles complexes sur le fond marin. Les coraux de l'ordre des scléractiniaires sécrètent du carbonate de calcium pour construire leurs squelettes (Stolarski *et al.* 2011), mais les coraux noirs produisent exclusivement des squelettes protéiques (Wagner *et al.* 2012). De nombreux coraux d'eaux froides poussent dans des formations parcellaires ou dans des regroupements d'individus, aussi appelés champs ou jardins (Boutillier *et al.* 2010; Long *et al.* 2020; Roberts *et al.* 2009). Pour les coraux formant des récifs, un récif est formé lorsque les polypes plus anciens meurent et que le squelette de corail est alors soumis à la bioérosion ou se casse (Roberts *et al.* 2006). Ces morceaux de squelette provoquent une accumulation de sédiments, qui fournissent un substrat que les coraux vivants utilisent pour croître et former des structures appelées biohermes (Boutillier *et al.* 2010).

De nombreux coraux d'eaux froides vivent longtemps; on estime que des récifs de *Lophelia pertusa* (*Desmophyllum pertusum*) ont plus de 8 000 ans (Roberts *et al.* 2006). Les coraux qui ne forment pas de récif peuvent eux aussi atteindre des âges avancés, comme certains coraux noirs, dont la longévité est de plus de 4 000 ans (Roark *et al.* 2009). On a déterminé que certaines gorgones et certains scléractiniaires avaient de 100 à 200 ans et plus (Mortensen et Buhl-Mortensen 2005; Sherwood et Edinger 2009; Boutillier *et al.* 2010), et que des plumes de mer peuvent vivre pendant des décennies (Wilson *et al.* 2002; Neves *et al.* 2015a; Murillo *et al.* 2018a). En outre, ils peuvent avoir une croissance lente, de nombreuses espèces croissant de moins d'un centimètre par an (Sherwood et Edinger 2009). La croissance et l'âge des coraux d'eaux froides peuvent varier selon le taxon et sont probablement influencés par des facteurs environnementaux tels que la profondeur, la température, le courant et la disponibilité de nourriture (Boutillier *et al.* 2010).

Les éponges sont des animaux sessiles filtreurs qui pompent l'eau dans leur corps pour en tirer leur nourriture et de l'oxygène et pour éliminer les déchets. Ce mode de vie apparemment simple joue un rôle clé dans le couplage de la productivité pélagique et du benthos (Dayton *et al.* 1974; Kahn *et al.* 2015). Les éponges utilisent des cellules flagellées appelées choanocytes pour créer un flux unidirectionnel d'eau à travers leur corps, retirant les bactéries, les particules organiques et le carbone organique dissous de l'eau (Reiswig 1975; Yahel *et al.* 2003; de Goeij *et al.* 2008; Kutti *et al.* 2013). Certaines éponges ont complètement perdu le

système aquifère de pompage de l'eau et ont élaboré une stratégie d'alimentation carnivore, qui leur permet de compenser les particules et le carbone organique dissous limités dans leur habitat (Vacelet et Boury-Esnault 1995). Plus de 9 000 espèces d'éponges sont décrites dans le monde (Van Soest 2020). Cette grande diversité d'espèces entraîne des différences marquées dans la forme corporelle, la méthode de reproduction, l'habitat de prédilection et la longévité (Hughes *et al.* 1992; Connell *et al.* 1997; Anthony 1999; Hooper et Van Soest 2002). Les éponges sont asymétriques et croissent en trois dimensions; il est donc difficile d'évaluer avec précision les taux de croissance des individus vivants au cours d'une série chronologique (Kahn *et al.* 2016). Les efforts visant à déterminer l'âge des éponges au moyen de mesures directes dans le temps (Kahn *et al.* 2016; Leys et Lauzon 1998) et de la datation par le carbone 14 (Fallon *et al.* 2010) ont permis d'estimer l'âge de certaines éponges siliceuses à plusieurs centaines d'années, et les taux de croissance varient de 2,9 mm/an à 5,7 cm/an.

Les éponges peuvent avoir des formes corporelles très complexes et variées, avec de nombreuses variations de forme et d'apparence dans les groupes taxonomiques (Hooper et Van Soest 2002). Les éponges se présentent sous la forme de croûtes minces, en forme d'éventail et sous des formes digitées présumées tirer parti des courants ambiants, ou d'éponges massives qui peuvent être présentes en concentrations denses (Klitgaard et Tendal 2004; Klitgaard 1995); certaines espèces peuvent même former des récifs denses et multispécifiques (Chu et Leys 2010; Conway *et al.* 1991; Krautter *et al.* 2001; Leys *et al.* 2004; Maldonado *et al.* 2017). Les variations de la forme des éponges sont donc très courantes, entraînant une multitude de formes de croissance – même au sein d'une même espèce (Hooper et Van Soest 2002). Un habitat donné peut influencer la forme de croissance d'une éponge, en particulier lorsqu'elle peut exploiter les régimes d'écoulement pour en tirer de la nourriture. Par exemple, le coût du pompage peut être élevé pour certaines éponges siliceuses formant des récifs (classe des hexactinellides), et dans les zones où l'écoulement ambiant est élevé, les récifs permettent aux éponges d'être réapprovisionnées en nourriture et d'éliminer plus efficacement les déchets (Leys *et al.* 2011).

1.2. PROTECTION ET SUIVI DES CORAUX ET DES ÉPONGES D'EAUX FROIDES AU CANADA

À la fin de 2020, dans le cadre de ses engagements à l'égard des objectifs de conservation marine (OCM) nationaux et internationaux, le Canada avait protégé 13,81 % de ses zones marines et côtières en créant des zones de protection marines (ZPM) et d'autres mesures de conservation efficaces par zone (AMCEZ). Pêches et Océans Canada (MPO) a élaboré des directives pour la détermination des AMCEZ en 2016 (MPO 2016). En 2018, la Conférence des Parties à la Convention sur la diversité biologique, dont le Canada fait partie, a adopté des directives internationales volontaires pour désigner les AMCEZ. Le MPO est en train d'achever l'élaboration des directives et des critères à partir de l'avis du Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS) de 2016 et des directives volontaires de la Convention sur la diversité biologique de 2018 pour l'établissement et la gestion des AMCEZ (MPO 2016; CDB 2018). Le MPO a également pris des mesures pour conserver les écosystèmes benthiques grâce à sa « Politique de gestion de l'impact de la pêche sur les zones benthiques vulnérables » (MPO 2009). Le Canada compte actuellement 59 AMCEZ, dont 40 sont établies avec pour objectif de conservation de protéger des écosystèmes benthiques de coraux ou d'éponges d'eaux froides (Figure 1).

Le MPO a créé ces 59 AMCEZ en exerçant les pouvoirs qui lui sont conférés par la *Loi sur les pêches* pour interdire les activités de pêche qui présentent un risque pour la biodiversité. Il appelle « refuges marins » les AMCEZ créées pour restreindre les pêches afin de les distinguer des autres types d'AMCEZ qu'il pourrait créer à l'avenir (par exemple, les sites d'épaves de

navires historiques). Afin de maintenir la continuité avec les avis scientifiques antérieurs et de refléter la formulation utilisée dans la littérature scientifique, les zones de conservation des coraux et des éponges seront appelées « AMCEZ » dans le présent document.

Dans les AMCEZ canadiennes abritant des coraux ou des éponges, les activités de pêche entrant en contact avec le fond sont interdites afin de protéger ces organismes souvent fragiles et à croissance parfois lente. La mise en place d'une AMCEZ fournit des avantages pour la conservation de la biodiversité, c'est-à-dire des avantages pour un habitat, une espèce ou une autre composante de l'écosystème qui résultent de la mise en place de la mesure de gestion. L'objectif est de créer un changement positif net pour la biodiversité ou de prévenir la perte de celle-ci dans les limites de l'AMCEZ (MPO 2016). Les avantages pour la conservation de la biodiversité comprennent le but premier de la zone de conservation, c'est-à-dire un avantage direct pour la conservation de la biodiversité, ainsi que les avantages secondaires qui peuvent découler accessoirement de l'établissement de la zone, c'est-à-dire des avantages indirects pour la conservation de la biodiversité (MPO 2016). Dans le cas des AMCEZ abritant des coraux ou des éponges, les avantages directs pour la conservation de la biodiversité concernent la santé des espèces de coraux et d'éponges et de leurs habitats. Les avantages indirects pour la conservation de la biodiversité pour les coraux et les éponges varient selon l'emplacement et le type d'habitat de corail ou d'éponge, et seront étudiés plus en détail dans le cadre de ce processus du SCAS.

Le MPO est responsable de la mise en place et de la gestion des AMCEZ au Canada, et un suivi est essentiel pour déterminer si ces fermetures sont efficaces pour atteindre leurs objectifs de conservation. Les objectifs de conservation de ces AMCEZ sont, en général, de protéger des coraux ou des éponges d'eaux froides. Pour élaborer des plans de suivi pour ces zones, les gestionnaires devront déterminer les indicateurs de suivi écologiques appropriés. Il est essentiel de bien les sélectionner afin d'évaluer correctement l'efficacité d'une AMCEZ. Une fois les indicateurs choisis, il est possible d'élaborer des plans de suivi, y compris les outils et les techniques nécessaires pour recueillir les données appropriées et les méthodes d'évaluation des données.

1.3. ATTEINTE DES OBJECTIFS

La Direction de la planification et de la conservation marines et le Secteur de la gestion des ressources halieutiques ont demandé des directives nationales sur la manière d'assurer un suivi des AMCEZ abritant des coraux ou des éponges afin de démontrer qu'elles procurent des avantages directs et indirects pour la conservation de la biodiversité. Plus précisément, les objectifs sont les suivants :

1. Caractériser les coraux ou les éponges dans les AMCEZ canadiennes (par exemple, par groupe ou par type d'habitat) et détailler les renseignements de référence existants et les lacunes dans les connaissances;
2. Fournir un examen des avantages indirects connus et attendus pour la conservation de la biodiversité des habitats des coraux ou des éponges et, si possible, les relier aux groupes de coraux ou d'éponges décrits dans l'objectif 1;
3. Déterminer des indicateurs écologiques appropriés pour assurer un suivi des avantages directs et indirects pour la conservation de la biodiversité dans les zones abritant des coraux ou des éponges, ainsi que les forces et les limites de chaque indicateur;
4. Recenser des techniques, des méthodes ou des outils potentiels pouvant servir à assurer un suivi des avantages directs et indirects pour la conservation de la biodiversité des zones abritant des coraux ou des éponges, et fournir des avis sur leurs points forts et leurs limites.

Ces travaux faciliteront l'élaboration d'une approche solide et uniforme pour la mise en place de programmes de suivi écologique pour les AMCEZ du Canada[1].

2. AMCEZ ABRITANT DES CORAUX OU DES ÉPONGES AU CANADA

2.1. REGROUPEMENT DES CORAUX ET DES ÉPONGES

Les programmes de suivi sont axés sur les objectifs de conservation d'une zone pour veiller à ce qu'ils soient atteints. Dans le cas des AMCEZ abritant des coraux ou des éponges, les objectifs de conservation sont de protéger les coraux et les éponges en question, avec de légères variations selon la région (voir le Tableau 1). Étant donné que les AMCEZ abritant des coraux ou des éponges sont souvent occupées par plusieurs espèces, la création de groupes peut faciliter le suivi. Par exemple, on a déjà employé le terme « groupes fonctionnels » dans ce contexte pour désigner des ensembles d'organismes qui ont des caractéristiques similaires (physiologiques, comportementales, trophiques) ou qui exercent une fonction écologique semblable, quel que soit leur groupe taxonomique (Bundy *et al.* 2017; Faille *et al.* 2019). L'utilisation d'une classification basée sur des groupes de coraux ou d'éponges déjà établis est suggérée pour faciliter la sélection des indicateurs et le développement des mesures de suivi. Dans ce contexte, les groupes à des fins de suivi sont établis en fonction d'assemblages ou de groupes taxonomiques précédemment décrits, ce qui peut être particulièrement utile lorsque les données sur des espèces individuelles sont limitées.

Le niveau d'identification taxonomique des espèces de coraux et d'éponges est limité par les types de données accessibles. La plupart des coraux et des éponges présents dans les eaux canadiennes se trouvent dans des eaux relativement profondes (p. ex., plus de 100 m), ce qui limite les données sur la répartition et la biologie de nombreuses espèces. Les relevés scientifiques au chalut et la pêche commerciale ont été les principales sources des données utilisées par le MPO pour cartographier leur répartition au Canada (Gullage *et al.* 2017; Kenchington *et al.* 2016; Wareham et Edinger 2007), bien que les données d'imagerie fassent également partie de ces connaissances (Baker *et al.* 2012; Beazley *et al.* 2019; Dinn 2020; Du Preez *et al.* 2015). Ces données ont certes été utiles pour localiser les zones où se trouvent des coraux et des éponges, mais la pêche au chalut peut fournir des types limités de renseignements. Tout d'abord, les observateurs des pêches à bord des chalutiers commerciaux et même certains membres du personnel du MPO à bord des navires qui effectuent les relevés scientifiques au chalut ne sont peut-être pas entièrement formés pour identifier les coraux et les éponges à des niveaux taxonomiques inférieurs. Par exemple, on sait qu'il y a des plumes de mer dans le nord du golfe du Saint-Laurent, mais aucune n'a été signalée lors du relevé de la crevette nordique mené dans le cadre d'une pêche au chalut faisant l'objet d'une surveillance complète par des observateurs (Colpron *et al.* 2010). Même dans les cas où le personnel est formé, l'identification au niveau de l'espèce peut être difficile, voire impossible, dans certains cas. Par exemple, la morphologie des éponges peut varier en fonction de l'habitat (Hooper 2003) et, dans la plupart des cas, l'identification exacte de l'espèce nécessite l'utilisation d'outils de microscopie ou de méthodes moléculaires. De plus, en raison de leur fragilité, les spécimens de coraux et d'éponges obtenus par chalutage sont souvent recueillis en fragments qui peuvent être impossibles à identifier au niveau de l'espèce. Par exemple, les gorgones peuvent être très cassantes et les éponges sont rarement remontées intactes dans un chalut (Jørgensen *et al.* 2016; Rideout *et al.* (2024). De plus, la capturabilité des coraux et des éponges lors des relevés

[1] Le processus d'avis scientifiques a eu lieu en Décembre 2020, et quelques références qui étaient sous presse à l'époque ont été publiées après 2020. Ce document présente l'état des connaissances en 2020.

fait l'objet d'une mise en garde. Par exemple, la capturabilité des plumes de mer dans un relevé effectué dans le nord du golfe du Saint-Laurent varie d'une espèce à l'autre et est biaisée en faveur des espèces de grande taille. Cela peut entraîner une sous-estimation de l'abondance (B. Sainte-Marie, MPO, données inédites; Kenchington *et al.* 2011). Le biais entre les espèces de plumes de mer s'explique, entre autres, par la capacité qu'ont certaines petites plumes de mer, comme *P. aculeata*, de s'enfouir dans les sédiments (Langton *et al.* 1990; Chimienti *et al.* 2018a). Notre connaissance de la diversité des coraux et des éponges à partir d'échantillons prélevés au chalut est ainsi limitée par ces faits.

Aux fins du présent document, les groupes de coraux ont été définis en fonction de la phylogénie, de la morphologie (p. ex., taille, forme), des caractéristiques du cycle biologique et des préférences en matière d'habitat, conformément à la convention décrite dans Gullage *et al.* (2022). Les coraux ont été classés en huit groupes : grandes et petites gorgones, coraux mous, plumes de mer, coraux noirs, coraux formant des récifs, scléractiniaire solitaires et hydrocoraux (Figure 2). Tout d'abord, les coraux de la classe des hydrozoaires (hydrocoraux) ont été séparés de ceux de la classe des anthozoaires, beaucoup plus diversifiée. Ensuite, les taxons monophylétiques de la classe des entozoaires ont été regroupés séparément : les coraux noirs (ordre des antipathaires; Barrett *et al.* 2020), les plumes de mer (ordre des pennatulacés; McFadden *et al.* 2006) et les coraux durs (ordre des scléractiniaires; Kitahara *et al.* 2010; Lin *et al.* 2016). Les coraux durs ont également été divisés en fonction de leurs caractéristiques fonctionnelles (p. ex., grégaires ou solitaires, coraux formant des récifs ou solitaires), car ces coraux peuvent former des communautés assez distinctes à eux seuls. Les coraux restants de l'ordre des alcyonacés (non monophylétiques) ont été regroupés en fonction de leur morphologie générale et de leur taille (p. ex., en forme d'éventail) entre les gorgones (grandes et petites) et les coraux mous. Le tableau 1 contient les descriptions des groupes présents dans chaque AMCEZ, et le tableau 2 présente ces groupes et des exemples.

En revanche, les éponges sont plus difficiles à séparer en groupes distincts. Bien que de nombreuses éponges exercent des fonctions biologiques semblables entre les groupes phylogénétiques, leur morphologie externe peut varier, ce qui rend difficile le suivi visuel. À l'exception des espèces carnivores, les éponges filtrent l'eau pour en tirer leur nourriture et forment souvent un important habitat tridimensionnel. Les éponges sont aussi généralement asymétriques au stade adulte, de sorte que la croissance n'est pas toujours prévisible, même dans la même espèce. Il existe des morphologies variées parmi les classes d'éponges; les individus se développent et prennent des formes en tirant parti des conditions environnementales, au point où des groupes vaguement apparentés peuvent présenter des morphologies similaires (Hooper et Van Soest 2002a; Dinn *et al.* 2020b). Le substrat dans lequel les larves d'éponges s'établissent est également variable, allant du sable au substrat rocheux, et même aux débris marins (Dinn *et al.* 2020a; Santín *et al.* 2020). Les éponges sont donc particulièrement difficiles à identifier à partir d'images de relevé, car les morphologies ne sont pas toujours uniformes et la même espèce peut se trouver sur un certain nombre de types de substrats (Beazley et Kenchington 2015). C'est pourquoi il est plus difficile de regrouper les éponges en fonction des relations phylogénétiques ou de la morphologie.

Maldonado et ses collaborateurs (2017) ont présenté un examen des principales concentrations connues d'éponges qui peuvent servir d'habitats marins clés. Compte tenu des défis décrits précédemment pour regrouper les éponges et du fait que plusieurs des concentrations d'éponges décrites dans Maldonado *et al.* sont présentes dans les eaux canadiennes, nous avons choisi de sélectionner quatre de ces groupes dans le présent document : les récifs d'éponges siliceuses, les lits d'astrophorides, les lits de *Vazella pourtalesii* et un groupe composé de types d'éponges mixtes décrits plus loin (Figure 3). Des récifs d'éponges siliceuses sont présents sur la côte ouest du Canada (Krautter *et al.* 2001), il y a des lits d'astrophorides

dans les eaux profondes de Terre-Neuve et les eaux canadiennes de l'Arctique de l'est (Dinn *et al.* 2019; Fuller 2011; Hestetun *et al.* 2017; Murillo *et al.* 2018b; Murillo *et al.* 2012; Verhoeven et Dufour 2018), et les lits monospécifiques d'hexactinellides, composés de *Vazella pourtalesii*, se trouvent uniquement sur le plateau néo-écossais (Beazley *et al.* 2018). De plus, nous avons défini un groupe d'éponges mixtes comprenant les éponges qui ont été systématiquement enregistrées pendant les relevés au chalut ou à la caméra, mais qui ne sont pas uniques ou formées de façon uniforme par des espèces semblables, comme le sont les autres groupes. Les nouveaux enregistrements d'éponges au Canada pourraient permettre d'élargir des groupes ou d'en établir de nouveaux lorsque davantage de données seront accessibles et que différents plans de suivi pour certaines concentrations d'éponges seront requis. Aux fins du suivi, l'accent devrait être mis sur les meilleures méthodes pour assurer le suivi d'un groupe particulier d'éponges, plutôt que sur les espèces individuelles d'une zone (sauf pour les lits monospécifiques). Nous avons donc regroupé les éponges en fonction de concentrations communes plutôt que de groupes phylogénétiques afin de simplifier la mise au point de plans de suivi.

L'utilisation de groupes nous aidera également à comprendre les avantages indirects pour la conservation de la biodiversité des coraux et des éponges. Un programme de suivi écologique comprend non seulement le suivi des avantages directs pour la conservation de la biodiversité, mais aussi celui des avantages secondaires, ou indirects, qui sont offerts par la fermeture de zones abritant des coraux et des éponges. Comme la recherche sur les coraux et les éponges d'eaux froides est difficile parce que ces organismes sont souvent fragiles et présents en eaux très profondes, la recherche sur leur rôle écologique doit être effectuée de façon continue. L'utilisation des groupes peut permettre aux chercheurs d'élaborer des plans de suivi qui examinent les avantages directs et indirects pour la conservation de la biodiversité, spécialement lorsqu'il y a peu d'information accessible au niveau de l'espèce.

2.2. PACIFIQUE

Les AMCEZ ciblant les **récifs d'éponges siliceuses du détroit de Georgia et de la baie Howe** (32,6 km^2, contribution de moins de 0,01 % aux OCM, Figure 4) comprennent 17 zones de fermeture des pêches pour protéger et conserver les récifs d'éponges siliceuses qui s'y trouvent (Tableau 1). Il s'agit d'un écosystème unique à l'échelle mondiale qui fournit un habitat à de nombreuses espèces, y compris des espèces d'importance économique (Dunham *et al.* 2018a). Les récifs d'éponges siliceuses jouent également un rôle dans la filtration, le cycle des nutriments, la séquestration du carbone et le recyclage de la silice et de l'azote, reliant ainsi les environnements benthiques et pélagiques (Chu *et al.* 2011; Tréguer et De La Rocha 2013; Kahn *et al.* 2015; MPO 2018). Dans le détroit de Georgia et la baie Howe, on compte 17 AMCEZ abritant des récifs d'éponges siliceuses où les activités de pêche commerciale, récréative ou autochtone à des fins alimentaires, sociales et rituelles entrant en contact avec le fond sont interdites. Ces AMCEZ représentent une contribution de moins de 0,01 % aux OCM (à l'exclusion du chevauchement avec les aires protégées existantes dans la baie Howe). On y trouve souvent les éponges moutonnées *Aphrocallistes vastus* et *Heterochone calyx*.

Ressources naturelles Canada a utilisé des données de télédétection (c.-à-d. imagerie multifaisceaux, imagerie bathymétrique et rétrodiffusion), recueillies par la Commission géologique du Canada et le Service hydrographique du Canada, pour déterminer les emplacements des récifs d'éponges siliceuses géologiques et créer une empreinte géologique aérienne pour chacun d'entre eux (Conway *et al.* 2007; Conway *et al.* 2005). Le MPO a recueilli des images vidéo et photo au moyen de véhicules sous-marins télécommandés (ROV) et des données acoustiques passives obtenues au moyen d'hydrophones durant plusieurs relevés scientifiques (MPO 2018, 2020a) afin d'évaluer l'état des récifs et de leurs communautés

biologiques, et d'appuyer des études scientifiques. Ces études comprennent des analyses des rôles et des fonctions écologiques des récifs d'éponges siliceuses, du paysage sonore des récifs, de l'établissement des invertébrés et de la typologie du réseau trophique (Archer *et al.* 2018; Archer *et al.* 2020a; Archer *et al.* 2020b; Dunham *et al.* 2018a). Des données biologiques supplémentaires sur les récifs de la baie Howe ont été recueillies par la Marine Life Sanctuaries Society et d'autres partenaires communautaires à l'aide de caméras sous-marines lestées et par plongée sous-marine (Clayton et Dennison 2017; McAuley 2017).

Information de référence et lacunes dans les connaissances

Le MPO a utilisé les ensembles de données tirés des études susmentionnées dans ses évaluations des récifs d'éponges siliceuses présents dans le détroit de Georgia et la baie Howe (MPO 2020a). Les images vidéo et fixes recueillies par le MPO ne représentent qu'une très petite partie de l'habitat connu des récifs, à savoir de 0,2 à 0,8 % dans le détroit de Georgia et la baie Howe (Dunham *et al.* 2018b), et de 0,4 à 4,4 % (MPO 2018) et de 0,8 à 5,1 % (MPO 2020a) dans la baie Howe seulement. Les données ne sont toujours pas suffisantes pour constituer une « base de référence » complète (Dunham *et al.* 2018a). La faible couverture spatiale des données d'imagerie sur les récifs d'éponges limite notre capacité à détecter les changements et présente un défi pour le suivi, surtout compte tenu de la variabilité naturelle des récifs d'éponges et des communautés associées.

La **fermeture des monts sous-marins et des évents dans la région extracôtière du Pacifique** (82 530 km^2, contribution de 1,44 % aux OCM, Figure 4) a été amorcée en 2017. Cette zone est un site d'intérêt, qui devrait être établi en tant que ZPM[2]. La fermeture en vertu de la *Loi sur les pêches* porte sur 35 champs hydrothermaux et 36 monts sous-marins (deux caractéristiques désignées par le gouvernement du Canada comme des zones d'importance écologique et biologique et des écosystèmes marins vulnérables; Ban *et al.* 2016; MPO 2019). La fermeture interdit toutes les activités de pêche commerciale et récréative entrant en contact avec le fond afin de protéger et de conserver les populations de coraux et d'éponges d'eaux froides (taxons inscrits comme éléments écologiques d'intérêt pour l'AMCEZ; Du Preez et Norgard 2022). Les champs hydrothermaux inactifs accueillent de nouveaux assemblages de coraux et d'éponges d'eaux froides, mais les engins de pêche entrant en contact avec le fond ne peuvent pas atteindre actuellement les profondeurs de ces caractéristiques géomorphiques (évents entre 1 850 et 3 000 m de profondeur; Ban *et al.* 2016). Les monts sous-marins abritent des assemblages régionaux rares de coraux et d'éponges d'eaux froides, mais à des profondeurs accessibles à la pêche (certains monts sous-marins s'élèvent à plus de 300 m de profondeur; MPO 2019; Du Preez et Norgard 2022). Avant la fermeture, on pêchait la morue charbonnière (*Anoplopoma fimbria*) et d'autres poissons de fond à l'aide de palangres, de pièges et d'agrès à hameçons entrant en contact avec le fond sur plusieurs monts sous-marins peu profonds, à environ 1 500 m.

Le programme d'écologie des grands fonds du MPO a été créé en 2017 pour fournir des avis scientifiques, notamment sur la gestion et le suivi des monts sous-marins dans les eaux extracôtières du Pacifique. Ce programme a utilisé des méta-analyses de modèles bathymétriques pour déterminer l'emplacement des monts sous-marins, et a fait appel à des relevés visuels et à bord de navires pour confirmer sur place ces prévisions et documenter la présence, l'état et l'écologie des coraux et des éponges d'eaux froides, ainsi que d'autres composantes écologiques d'intérêt. La recherche en cours vise à faciliter la gestion et le suivi des monts sous-marins des eaux extracôtières du Pacifique. Les études terminées à ce jour comprennent des analyses d'un aperçu écologique (MPO 2019), des changements climatiques

[2]Cette zone est devenue la zone de protection marine Tang.ɣwan – ḥačxwiqak – Tsiɣis en 2024.

et de leurs répercussions sur les coraux et les éponges d'eaux froides (Ross *et al.* 2020), des événements anormaux de redistribution de la productivité (Archer *et al.* 2018) et la catégorisation écologique des monts sous-marins et des zones les abritant (Du Preez et Norgard 2022).

Information de référence et lacunes dans les connaissances

Voici un sommaire des renseignements fournis dans Du Preez et Norgard (2022). La majorité des données sur les coraux et les éponges d'eaux froides dans la zone de fermeture de la pêche sur les monts sous-marins et les champs hydrothermaux des eaux extracôtières du Pacifique ont été recueillies entre 2017 et 2019. Au cours de trois expéditions, on a procédé à un relevé visuel de 8 des 36 monts sous-marins extracôtiers à l'aide d'une caméra remorquée ou d'un ROV. Ces relevés sont des instantanés précieux d'une zone discrète, mais d'une empreinte relativement limitée par rapport à la taille d'un mont sous-marin. Par exemple, le mont Union est l'un des monts sous-marins les plus explorés de l'AMCEZ, avec cinq transects visuels benthiques réalisés en 2017. Les plongées jusqu'à une profondeur de 2 100 m (limite de l'équipement) ont couvert environ 23,3 km ou 0,09 km^2 (d'après un champ de vision de 4 m de large pour la caméra), mais le mont Union commence à une profondeur de 3 239 m et couvre une superficie de 680 km^2. Ainsi, bien que le relevé ait réussi à saisir les deux tiers supérieurs de sa hauteur, il ne couvrait que 0,013 % de sa superficie.

Ces relevés visuels présentent également un biais de profondeur important puisque les relevés initiaux ciblaient les monts sous-marins « peu profonds » touchés par la pêche. Sur les 36 monts sous-marins de l'AMCEZ, 31 sont situés à une profondeur inférieure à un kilomètre, mais seulement trois d'entre eux ont fait l'objet d'un relevé. De plus, il existe peu ou pas d'information sur la variabilité spatio-temporelle naturelle.

Des renseignements supplémentaires sont tirés des spécimens, des échantillons d'ADN et d'ADN environnemental, des profils et des échantillons océanographiques et de la cartographie à bord des navires recueillis au cours des mêmes expéditions. Il y a un manque général de cartographie de la bathymétrie multifaisceaux à haute résolution dans l'AMCEZ, avec un seul des 36 monts sous-marins cartographié dans son intégralité (mont sous-marin Dellwood). Certaines données de la série chronologique sur les pressions ou les conditions environnementales sont accessibles dans le cadre du programme océanographique à long terme de la ligne P du MPO (plus de 50 ans d'océanographie à des profondeurs de 2 500 m, y compris certains emplacements au-dessus ou à proximité de monts sous-marins). Le nouveau programme de planeurs du MPO, les mouillages océanographiques autonomes sous-marins et les hydrophones ainsi que les nœuds de l'observatoire NEPTUNE d'Ocean Networks Canada proposent également des données.

2.3. ARCTIQUE

En date de juillet 2020, trois AMCEZ établies dans l'Arctique canadien ont des objectifs de conservation visant notamment la protection des coraux et des éponges et interdisent le chalutage par le fond (Tableau 1). Ces AMCEZ sont toutes situées dans les eaux canadiennes de l'Arctique de l'est et sont désignées comme suit : zone de conservation du bassin Hatton, zone de conservation du détroit de Davis et zone de conservation Disko Fan. Les concentrations de coraux et d'éponges dans les eaux canadiennes de l'Arctique de l'est ont été délimitées à partir d'un processus de modélisation utilisant des relevés scientifiques au chalut et des données historiques sur les prises commerciales au chalut de fond (MPO 2017a; Kenchington *et al.* 2010; Kenchington *et al.* 2016). La zone de conservation du bassin Hatton est cogérée par les régions de l'Ontario et des Prairies et de Terre-Neuve-et-Labrador du MPO.

La **zone de conservation du bassin Hatton** (42 459 km^2, contribution d'environ 0,74 % aux OCM, Figure 5) est située à la limite entre les biorégions des plateaux de Terre-Neuve et du Labrador et de l'Arctique de l'est. Elle chevauche la zone d'importance écologique et biologique (ZIEB) du bassin Hatton, de la mer du Labrador et du détroit de Davis et la ZIEB du plateau extérieur du banc Saglek. Elle abrite des concentrations importantes de petites gorgones, dont *Acanella arbuscula*, *Radicipes gracilis* et *Anthothela grandiflora*, de grandes gorgones comme *Acanthogorgia Armata*, *Paragorgia arborea*, *Primnoa resedaeformis* et *Paramuricea* spp., des éponges (*Geodia barretti* et *Geodia phlegraei*), des espèces qui ne se regroupent pas, comme les coraux noirs (*Stauropathes arctica* et *Bathypates* spp.), des scléractiniaires solitaires (surtout *Flabellum alabastrum*) et des hydrocoraux (Wareham 2009; Wareham *et al.* 2010; Knudby *et al.* 2013). Cette zone de conservation contient des concentrations particulièrement importantes de grandes gorgones (p. ex., *P. resedaeformis*), de coraux mous (p. ex., *Duva florida*) et d'éponges, comme en témoignent les échantillons prélevés parmi les prises accessoires de la pêche au chalut et les images du fond marin (B. Neves, communication personnelle). Douze morphotypes d'éponges ont été quantifiés dans la région à partir des images et des prélèvements obtenus au moyen de ROV (Dinn *et al.* 2020a), et compte tenu des limites de la résolution taxonomique des échantillons provenant de la pêche au chalut (souvent identifiés comme *Porifera* spp.), d'autres espèces d'éponges devraient exister dans la région.

La **zone de conservation du détroit de Davis** (17 298 km^2, contribution d'environ 0,30 % aux OCM, Figure 5) est située dans la biorégion de l'Arctique de l'est et dans la ZIEB du bassin Hatton, de la mer du Labrador et du détroit de Davis. Les espèces d'importance régionale dans la zone de conservation du détroit de Davis sont : de petites et de grandes gorgones comme *Acanella arbuscula*, *Radicipes gracilis*, *Paragorgia arborea*, *Primnoa resedaeformis* et *Paramuricea* spp., bien que d'après les enregistrements tirés de la pêche au chalut, *R. gracilis* et les grandes gorgones soient rares (données inédites V. Wareham Hayes et B. M. Neves); des coraux noirs (V. Wareham Hayes et B. M. Neves, données inédites); des plumes de mer(*Umbellula lindahli*, *Anthoptilum grandiflorum*, *Balticina finmarchica*, *Ptilella grandis* = *Pennatula grandis*); et des éponges (*Geodia barretti* et *Geodia phlegraei*) (Kenchington *et al.* 2010; Kenchington *et al.* 2016; Knudby *et al.* 2013; Neves *et al.* 2015 b; Wareham 2009).

La **zone de conservation Disko Fan** (7 485 km^2, contribution d'environ 0,13 % aux OCM, Figure 5) est située dans la biorégion de l'Arctique de l'est. Elle a été désignée comme ZIEB en 2011, en partie en raison de la présence de concentrations importantes de grandes gorgones (MPO 2011; Hiltz *et al.* 2018), y compris de grandes zones de coraux bambous, *Keratoisis* sp., très denses et uniques à l'échelle mondiale (MPO 2007; Neves *et al.* 2014; Wareham, 2009). À cet endroit, *Keratoisis* sp. forme des parcelles denses sur des fonds meubles et peut mesurer environ 55 m de long et 1 m de haut à des profondeurs de plus de 900 m (Neves *et al.* 2014). Les analyses moléculaires de deux échantillons de *Keratoisis* sp. de cet emplacement ont révélé qu'il s'agissait de l'haplotype « kerD2d » (Neves *et al.* 2014), différent de *Keratoisis ornata*, qui avait déjà été signalé par le MPO à cet endroit (MPO 2007). Cette espèce a par la suite été identifiée sous le nom de *Keratoisis flexibilus* (Heestand Saucier 2016). D'autres grandes gorgones se trouvent dans cette zone, par exemple des octocoraux (*Paragorgia arborea*) et *Primnoa resedaeformis* (données tirées des prises accessoires; Neves *et al.* 2014). Le corail bambou *Acanella arbuscula* et des plumes de mer (p. ex., *Anthoptilum* sp., *Pennatula grandis* et *Umbellula encrinus*) sont également présents dans cette zone de conservation (B. Neves, communication personnelle, Neves *et al.* 2018) et sept espèces d'éponges ont été identifiées parmi les parcelles de corail *Keratoisis* qui s'y trouvent. Ce nombre est probablement une sous-estimation de la diversité des éponges dans la zone (Dinn *et al.* 2020). Enfin, des coraux noirs ont également été capturés comme prises accessoires de la pêche au nord de la zone de conservation, juste à l'extérieur de ses limites (V. Wareham Hayes et B. M. Neves, données inédites).

Information de référence et lacunes dans les connaissances

La plupart des renseignements publiés sur la diversité et l'abondance des taxons de coraux et d'éponges dans les eaux canadienne de l'Arctique ont été tirés des données sur les prises accessoires lors des relevés multispécifiques annuels au chalut et des relevés de la Northern Shrimp Research Foundation (NSRF) menés dans cette région. De plus, des données provenant des relevés scientifiques au chalut et des prises commerciales historiques ont été utilisées pour modéliser les processus en vue de délimiter les concentrations de coraux et d'éponges dans les AMCEZ de l'Arctique (MPO 2017a; Kenchington *et al.* 2010; Kenchington *et al.* 2016). En général, l'information accessible dans la région de l'Arctique de l'est, y compris les AMCEZ établies, est encore limitée, et il existe de nombreuses lacunes dans les connaissances sur la répartition des espèces, leur rôle dans l'écosystème marin de l'Arctique à de multiples échelles régionales et temporelles et l'impact des pressions connues et prévues sur leur biodiversité et leur abondance.

2.4. BIORÉGION DU GOLFE DU SAINT-LAURENT (RÉGIONS DU QUÉBEC ET DU GOLFE)

La biorégion du golfe du Saint-Laurent compte 11 AMCEZ abritant des coraux ou des éponges (Tableau 1) qui ont été établies en décembre 2017 en fonction des zones benthiques importantes (MPO 2017a; Kenchington *et al.* 2010; Kenchington *et al.* 2016). Il convient de noter que les zones abritant des éponges ont été principalement établies en fonction des prises de biomasse de *Porifera* spp., car l'identification des espèces d'éponges n'était pas effectuée régulièrement à partir des relevés au chalut jusqu'à récemment (Bourdages *et al.* 2020; Dinn 2020; Nozères *et al.* 2020). Les prélèvements effectués dans la biorégion ont permis d'identifier 10 espèces de coraux (quatre plumes de mer, trois coraux mous [précédemment dans la famille *Nephtheidae*], *Clavularia* cf. *modesta*, *Heteropolypus* cf. *sol*, et le scléractiniaire solitaire *Flabellum alabastrum*) et 46 taxons d'éponges (Dinn 2020). D'autres taxons d'éponges sont en cours d'identification et on prévoit que d'autres espèces seront découvertes. Les engins entrant en contact avec le fond, comme les chaluts, les dragues, les filets maillants, les palangres, les sennes et les pièges de fond, utilisés dans les pêches commerciales et récréatives ou autochtones à des fins alimentaires, sociales et rituelles, sont interdits dans ces AMCEZ. Cinq de ces zones ont des objectifs de conservation propres aux éponges d'eaux froides, cinq visent à protéger les colonies de plumes de mer et les autres visent à protéger l'habitat à la fois des coraux et des éponges. Les espèces qui sont liées aux objectifs de conservation de certaines AMCEZ sont décrites plus loin. Plusieurs espèces démersales en péril, comme la raie épineuse, la raie lisse, le loup de l'Atlantique et le loup tacheté, sont également présentes dans certaines des AMCEZ.

La **zone de conservation des éponges du banc Beaugé** (215 km^2, contribution de moins de 0,01 % aux OCM, Figure 6) est située sur un banc peu profond (moins de 100 m) dans le nord-est du golfe du Saint-Laurent et a pour objectif de protéger des éponges d'eaux froides. Elle abrite une forte concentration d'éponges, y compris les grandes éponges structurantes *Hemigellius arcofer* et *Mycale lingua* (Kenchington *et al.* 2016; Nozères *et al.* 2020). La zone comprend également d'autres caractéristiques importantes sur le plan biologique, comme une forte concentration de coraux mous.

La **zone de conservation des éponges du détroit de Jacques-Cartier** (246 km^2, contribution de 0,01 % aux OCM, Figure 6) est située dans le nord du golfe du Saint-Laurent, juste au nord de l'île d'Anticosti. L'objectif de conservation de cette fermeture est de protéger les éponges d'eaux froides qui s'y trouvent. Cette zone de conservation affiche l'une des biomasses les plus élevées d'éponges capturées au chalut (kg/trait) parmi toutes les zones de conservation des coraux et des éponges établies dans cette biorégion (Nozère *et al.* 2020). Elle abrite également

d'autres caractéristiques biologiques importantes comme une forte concentration du corail mou *Gersemia rubiformis* et la présence de la grande éponge structurante *Hemigellius arcofer*.

La **zone de conservation des éponges de l'est de l'île d'Anticosti** (939 km^2, contribution de 0,02 % aux OCM, Figure 6) se trouve dans l'est du golfe du Saint-Laurent, à l'est de l'île d'Anticosti. L'objectif de cette fermeture est de protéger les éponges d'eaux froides qui s'y trouvent. Elle abrite également d'autres caractéristiques biologiques importantes comme une forte concentration des coraux mous *Duva florida* et *Gersemia rubiformis* et la présence des grandes éponges structurantes *Hemigellius arcofer* et *Mycale lingua (Nozères et al.* 2020, Dinn 2020).

La **zone de conservation des éponges du sud-est de l'île d'Anticosti** (845 km^2, contribution de 0,01 % aux OCM, Figure 6) est située dans le chenal Laurentien, un refuge plus profond (plus de 200 m) au sud-est de l'île d'Anticosti. L'objectif de cette zone est de protéger les éponges d'eaux froides qui s'y trouvent. Cinq espèces d'éponges y ont été identifiées, notamment l'éponge structurante *Asconema foliatum* (Nozères *et al.* 2020, Dinn 2020). Cette zone englobe également d'autres caractéristiques importantes sur le plan biologique, comme des concentrations élevées de coraux mous et de la pennatule *Anthoptilum grandiflorum* (Bourdages *et al.* 2020).

La **zone de conservation des éponges du banc Parent** (530 km^2, contribution de moins de 0,01 % aux OCM, Figure 6) est située dans le nord-ouest du golfe du Saint-Laurent. L'objectif de conservation de cette fermeture est de protéger les éponges d'eaux froides qui s'y trouvent. La zone comprend également d'autres caractéristiques biologiques importantes, comme une forte concentration de la pennatule *Pennatula aculeata* et de coraux mous (Bourdages *et al.* 2020). Au moins six espèces d'éponges ont été identifiées dans la zone, comme les grandes éponges structurantes *Hemigellius arcofer* et *Mycale lingua* (Nozères *et al.* 2020, Dinn 2020).

La **zone de conservation des coraux et des éponges de l'est du détroit d'Honguedo** (2 338 km^2, contribution de 0,04 % aux OCM, Figure 6) se trouve dans l'ouest du golfe du Saint-Laurent, à l'est de la péninsule de la Gaspésie. L'objectif de cette fermeture est de protéger les coraux et les éponges d'eaux froides qui s'y trouvent. Cette zone de fermeture aux fins de conservation est la seule qui abrite des concentrations élevées des quatre espèces de plumes de mer, *Balticina finmarchica, Anthoptilum grandiflorum, Ptilella grandis* et *Pennatula aculeata* (Bourdages *et al.* 2020), ainsi qu'une grande richesse en espèces d'éponges, avec au moins 10 taxons identifiés à partir de prises au chalut (Nozères *et al.* 2020). La zone comprend également d'autres caractéristiques biologiques importantes, comme une forte concentration du corail mou *Duva florida*.

La **zone de conservation des coraux du centre du golfe du Saint-Laurent** (1 284 km^2, contribution de 0,02 % aux OCM, Figure 6) est située au nord-ouest de l'île du Cap-Breton, dans le centre du golfe du Saint-Laurent. Son objectif est de protéger les coraux d'eaux froides qui s'y trouvent. Cette zone de conservation présente la plus forte concentration connue de la pennatule *Anthoptilum grandiflorum* dans la biorégion de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent (Bourdages *et al.* 2020). C'est aussi la seule AMCEZ dans la région du golfe du Saint-Laurent qui abrite le scléractiniaire solitaire *Flabellum alabastrum*, la seule espèce de corail dur (scléractiniaires) dans le golfe du Saint-Laurent, dont l'aire de répartition est limitée dans les chenaux du golfe. Cette zone de conservation comprend également d'autres caractéristiques importantes sur le plan biologique, comme une forte concentration du corail mou *Duva florida* et la présence de la grande éponge structurante *Asconema foliatum* (Nozères *et al.* 2020, Dinn 2020).

La **zone de conservation des coraux de l'ouest du détroit d'Honguedo** (496 km^2, contribution de moins de 0,01 % aux OCM, Figure 6) est située dans le nord-ouest du golfe du

Saint-Laurent. L'objectif cette zone de fermeture aux fins de conservation est de protéger les coraux d'eaux froides qui s'y tourvent. Elle abrite des concentrations élevées de trois espèces de plumes de mer *: Pennatula aculeata, Ptilella grandis* et *Anthoptilum grandiflorum* (Bourdages *et al.* 2020).

La **zone de conservation des coraux du nord du banc Bennett** (821 km^2, contribution de 0,01 % aux OCM, Figure 6) est située dans le centre du golfe du Saint-Laurent, au sud de l'île d'Anticosti. L'objectif de cette zone de fermeture aux fins de conservation est de protéger les coraux d'eaux froides qui s'y trouvent. Elle abrite une forte concentration de la pennatule *Anthoptilum grandiflorum* (Bourdages *et al.* 2020).

La **zone de conservation des coraux du talus du plateau madelinien** (335 km^2, contribution de moins de 0,01 % aux OCM, Figure 6) se trouve dans le chenal Laurentien, au nord-ouest de l'île du Cap-Breton. L'objectif de cette zone est de protéger les coraux d'eaux froides qui s'y trouvent. Des concentrations élevées des plumes de mer *Ptilella grandis* et *Anthoptilum grandiflorum* sont présentes dans cette zone (Bourdages *et al.* 2020).

La **zone de conservation des coraux de l'est du golfe du Saint-Laurent** (423 km^2, contribution de moins de 0,01 % aux OCM, Figure 6) est située dans le chenal Laurentien, au nord de l'île du Cap-Breton (Nouvelle-Écosse) et à l'ouest de Port aux Basques (Terre-Neuve). L'objectif de cette zone est de protéger les coraux d'eaux froides. Elle présente les plus fortes concentrations de la pennatule *Ptilella grandis* de la biorégion de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. Une forte concentration de la pennatule *Anthoptilum grandiflorum* est également présente dans cette zone (Bourdages *et al.* 2020).

Information de référence et lacunes dans les connaissances

À l'heure actuelle, la collecte de données sur la biodiversité dans ces zones se fait principalement par des relevés multispécifiques au chalut indépendants des pêches (Bourdages *et al.* 2020; Nozères *et al.* 2015). Ces relevés sont effectués dans le sud du golfe du Saint-Laurent depuis 1971 et dans l'estuaire et le nord du golfe du Saint-Laurent (nGSL) depuis 1984. Récemment, depuis 2003 (sud) et 2006 (nord, considérablement amélioré en 2011), les données sur les invertébrés benthiques sont meilleures grâce à des identifications à des niveaux taxonomiques inférieurs (Dinn 2020, Bourdages *et al.* 2020; Nozères *et al.* 2015). À partir des données recueillies au chalut, on a utilisé l'analyse de la densité de noyau pour déterminer les concentrations probables de coraux et d'éponges, et des modèles de probabilité d'occurrence à l'aide de l'apprentissage automatique selon l'approche de la forêt d'arbres décisionnels pour prévoir la biomasse de plusieurs groupes d'invertébrés dans la région (Kenchington *et al.* 2016, Murillo *et al.* 2016). On s'est efforcé d'identifier les spécimens d'éponges à des niveaux taxonomiques inférieurs ces dernières années (Dinn 2020; Nozères *et al.* 2020). À l'heure actuelle, pour le nord du golfe du Saint-Laurent, les rapports annuels après les relevés énumèrent les prises générales d'éponges et les noms de certaines espèces, mais d'autres identifications d'espèces sont en cours (Dinn 2020; Nozères *et al.* 2020).

Des données de référence ont également été recueillies à l'aide de différents outils d'imagerie benthique dans trois AMCEZ du golfe du Saint-Laurent. Un relevé a été effectué en 2017 à l'aide du ROV ROPOS dans la zone de conservation des coraux et des éponges de l'est du détroit d'Honguedo et dans la zone de conservation des coraux de l'est du golfe du Saint-Laurent (Faille *et al.* 2019). Ce relevé était de nature exploratoire, et a réalisé des transects vidéo d'une longueur d'un kilomètre à cinq emplacements. Durant le relevé par ROV, des échantillons, en particulier des éponges, ont été prélevés à des fins d'identification. La zone de conservation des éponges du détroit de Jacques-Cartier a fait l'objet d'un relevé à l'été 2019 selon un quadrillage systématique, à l'aide d'un système de caméras remorquées (traîneau

benthique, transects de 20 m × 300 m) et d'une caméra sous-marine lestée (53 stations); ces données sont en cours d'évaluation.

Il existe des lacunes dans les données pour chacune des 11 AMCEZ de la biorégion du golfe du Saint-Laurent, particulièrement en ce qui concerne les renseignements bathymétriques précis et les types de fond présents dans chaque fermeture. Des données générales sur l'habitat benthique sont accessibles sur un quadrillage de 10 × 10 km (Dutil *et al.* 2011, avec CD-ROM), notamment des renseignements sur les types de sédiments dans la région (Loring et Nota 1973). Des données à plus haute résolution, obtenues par des relevés menés à l'aide d'échosondeurs multifaisceaux ou d'un sonar à balayage latéral, seraient nécessaires pour aider à cartographier les fonds marins et à classer les habitats.

Bien que les données tirées de la pêche au chalut soient la principale source d'information accessible, les relevés au chalut sont limités dans les AMCEZ de la biorégion. En moyenne, un trait de chalut a lieu chaque année dans une AMCEZ donnée, soit un pourcentage moyen de 0,06 % de la superficie balayée, en tout, au cours des 15 dernières années (MPO 2020b). De plus, il reste des zones dans les AMCEZ abritant des éponges où des traits de chalut n'ont pas été fructueux ou n'ont pas été tentés en raison du relief accidenté du fond, principalement dans les zones peu profondes (40 à 100 m). Dans ces zones, d'autres méthodes d'échantillonnage, comme l'imagerie sous-marine non destructive, seront nécessaires pour compléter les relevés dans chacune des AMCEZ du golfe du Saint-Laurent. L'identification des espèces d'éponges n'a eu lieu que ces dernières années et était fondée sur des prélèvements limités effectués lors de relevés au chalut (Dinn 2020; Nozères *et al.* 2020), de sorte que les données sur les éponges dans les bases de données sur les prises sont rares. Davantage d'efforts sont nécessaires pour combler ces lacunes.

2.5. MARITIMES

La biorégion du plateau néo-écossais compte cinq AMCEZ abritant des coraux ou des éponges (Tableau 1). Au total, elles couvrent 16 580 km^2 et représentent une contribution de 0,17 % aux OCM. Tous les engins de pêche commerciale entrant en contact avec le fond y sont interdits et aucune activité humaine incompatible avec la conservation des composantes écologiques d'intérêt ne peut y être pratiquée ou prévue.

La **zone de conservation des canyons Corsair et de Georges** (8 797 km^2, contribution d'environ 0,15 % aux OCM, Figure 7) est située au sud du banc de Georges, près de la frontière canado-américaine. Ces canyons font partie d'une chaîne qui longe le talus continental de l'est de l'Amérique du nord. La zone de conservation a été créée en 2016 pour protéger les concentrations denses de grandes gorgones *Paragorgia arborea* et *Primnoa resedaeformis*, découvertes en 2014 (Metaxas *et al.* 2019). Dans le canyon Corsair, *P. arborea* était très abondante à des profondeurs de 484 à 856 m, et certaines colonies mesuraient plus de deux mètres de haut. Ce sont les concentrations locales les plus denses de *P. arborea* détectées sur le talus continental au large de la Nouvelle-Écosse (Metaxas *et al.* 2019).

La **zone de conservation du bassin Jordan** (49 km^2, contribution de moins de 0,01 % aux OCM, Figure 7) englobe deux crêtes rocheuses proéminentes, y compris un affleurement appelé le « jardin de rocaille » (*Rock Garden*), dans la partie est du bassin Jordan, à 100 km à l'ouest de la Nouvelle-Écosse. Elle a été créée en 2016 pour protéger les densités élevées de la grande gorgone *Primnoa resedaeformis* et d'autres communautés d'invertébrés filtreurs vulnérables.

La **zone de conservation des coraux *Lophelia*** (15 km^2, contribution de moins de 0,01 % aux OCM, Figure 7) est située à Stone Fence, au sud-est du Cap-Breton, en Nouvelle-Écosse. Elle a été mise en place en 2004 et une petite zone entourant le corail *Lophelia pertusa,* qui forme

des récifs, a été fermée à toutes les pêches entrant en contact avec le fond (Breeze et Fenton 2007). Cette zone a fait l'objet d'une pêche de fond intense entre 1980 et 2000; les coraux et les fonds marins avoisinants affichaient des signes de dommages importants causés par les engins de pêche (Buhl-Mortensen *et al.* 2017a). En plus de *L. pertusa*, d'autres taxons coralliens, dont des coraux mous, des grandes gorgones et des scléractiniaires solitaires, ont été observés dans la zone (Buhl-Mortensen *et al.* 2017a). L'objectif de la fermeture est de protéger le complexe de récifs contre d'autres dommages et de lui permettre de se rétablir. Il s'agit du seul récif vivant de coraux d'eaux froides connu au Canada. Beazley et ses collaborateurs (2021a) ont analysé des images benthiques recueillies en 2003, 2009 et 2015 afin d'évaluer l'efficacité de la zone de conservation pour faciliter la recolonisation et le rétablissement de l'espèce ciblée, *L. pertusa*, et pour conserver la biodiversité benthique locale. Ils ont observé une augmentation de la densité et de l'abondance des espèces épibenthiques mégafauniques au fil du temps qui était plus élevée à l'intérieur de la zone fermée qu'à l'extérieur, ce qui permet de penser que la zone de conservation a facilité le recrutement et le rétablissement de communautés benthiques à l'intérieur de ses limites. De plus, ils ont découvert de nombreux grands monticules intacts de *L. pertusa* vivants qui constituent une source de recrutement locale.

La **zone de conservation des coraux du chenal du nord-est** (391 km^2, contribution de moins de 0,01 % aux OCM, Figure 7), au large du sud-ouest de la Nouvelle-Écosse, a été la première zone de fermeture pour la conservation de coraux dans les Maritimes (Breeze et Fenton 2007). Elle a été créée en 2002 dans le but de protéger les densités élevées de grandes gorgones (*Paragoria arborea* et *Primnoa resedaeformis*) qui s'y trouvent. Cette zone de conservation comprend également d'autres groupes de coraux, comme des coraux mous, des petites gorgones, des plumes de mer et des scléractiniaires solitaires (Cogswell *et al.* 2009).

Les **zones de conservation des éponges du bassin d'Émeraude et du banc Sambro** (260 km^2, contribution de moins de 0,01 % aux OCM, Figure 7) ont été désignées en 2013 pour protéger des concentrations importantes de l'éponge siliceuse *Vazella pourtalesii*, communément appelée « chapeau russe », sur le plateau néo-écossais. Il s'agit de deux fermetures : la zone de conservation de *Vazella* dans le bassin d'Émeraude (197 km^2) et la zone de conservation de *Vazella* du banc Sambro (62 km^2), ajoutant une deuxième concentration importante de *Vazella* afin de fournir une réplication pour faciliter le rétablissement de la population (Beazley *et al.* 2018).

Information de référence et lacunes dans les connaissances

La collecte de données dans ces zones se fait principalement par des relevés scientifiques avec des systèmes de caméras sous-marines (ROPOS, Campod, etc.), complétés par les données des relevés multispécifiques au chalut. Cogswell et ses collaborateurs (2009) ont donné un aperçu de la répartition des connaissances sur les coraux dans la province des Maritimes. D'autres études ont été effectuées par la suite, par exemple celles de Kenchington et ses collaborateurs (2016), de Beazley et ses collaborateurs (2017, 2021a), de Buhl-Mortensen et ses collaborateurs (2017a) et de Metaxas et ses collaborateurs (2019). De plus, on a appliqué des modèles de répartition des espèces à différents taxons et groupes de coraux et d'éponges pour cartographier leur répartition sur le plateau néo-écossais (p. ex., Bryan et Metaxas 2007; Beazley *et al.* 2016; Beazley *et al.* 2018). On a une bonne connaissance de la composition et de la répartition des coraux sur le plateau néo-écossais et le talus supérieur, et 39 taxons coralliens ont été identifiés. Cependant, l'information sur les zones plus profondes (plus de 1 500 m) est encore limitée. La recherche sur la composition des éponges dans cette région est toujours en cours. La plupart des connaissances sur les éponges proviennent de zones peu profondes et d'anciens relevés, bien que les éponges prélevées lors des relevés de recherche effectués pendant l'été 2017 aient été identifiées, ajoutant au moins 14 taxons aux

connaissances antérieures (Murillo, données inédites). Au total, ces relevés ont permis d'identifier 79 taxons d'éponges. Cependant, les relevés de recherche ne prélèvent pas d'échantillon sur des fonds durs et l'information sur ces zones est limitée. Hawkes et ses collaborateurs (2019) ont identifié 32 taxons d'éponges provenant de colonies d'éponges *Vazella*; la plupart étaient des éponges incrustantes qui ne peuvent pas être identifiées à partir des images, tandis que Beazley et ses collaborateurs (2018) ont identifié cinq morpho-espèces d'éponges de grande taille de l'est du plateau néo-écossais à partir d'une étude d'imagerie benthique. L'identification des éponges à partir d'images *in situ* est très difficile et la plupart de ces enregistrements demeurent à faible résolution.

2.6. TERRE-NEUVE-ET-LABRADOR

La région de Terre-Neuve-et-Labrador compte trois AMCEZ abritant des coraux et des éponges (Tableau 1).

La **zone de fermeture pour la conservation des coraux et des éponges dans la division 3O** (10 422 km^2 dans la zone économique exclusive [ZEE] du Canada, contribution de 0,18 % aux OCM, Figure 8) s'étend à l'extérieur de la ZEE canadienne et est gérée par l'Organisation des pêches de l'Atlantique nord-ouest (OPANO). L'objectif de conservation de cette AMCEZ est de protéger les coraux et les éponges qui s'y trouvent. La zone chevauche une partie importante de la ZIEB de la bordure et du talus sud-ouest du plateau continental. La zone de fermeture englobe des zones abritant des plumes de mer et de grandes et petites gorgones. Toutes les activités de pêche entrant en contact avec le fond sont interdites dans cette AMCEZ. Certaines parties de la fermeture devraient être très appropriées pour de grandes et petites gorgones, ainsi que pour des plumes de mer (Gullage *et al.* 2017). La zone chevauche partiellement plusieurs zones benthiques importantes : plumes de mer (une), grandes gorgones (deux et léger chevauchement avec une troisième) et petites gorgones (trois).

La **zone de fermeture de l'ensellement Hopedale** (15 411 km^2, contribution de 0,27 % aux OCM, Figure 8) vise à protéger les coraux et les éponges qui s'y trouvent et à contribuer à la conservation à long terme de la biodiversité. Cette zone chevauche trois ZIEB (plateau extérieur du banc Nain, talus du Labrador et ensellement Hopedale); elle chevauche 46 % de la ZIEB du plateau extérieur du banc Nain. Toutes les activités de pêche entrant en contact avec le fond sont interdites dans cette AMCEZ. Certaines parties de la zone de fermeture devraient être très appropriées pour de grandes et petites gorgones, et même pour des plumes de mer (Gullage *et al.* 2017). Une biomasse élevée de la grande gorgone *Paragorgia arborea* a été signalée à l'intérieur des limites de cette zone de fermeture. Elle chevauche partiellement plusieurs zones benthiques importantes : grandes gorgones (une), petites gorgones (une) et éponges (quatre, dont une entièrement à l'intérieur de l'AMCEZ).

La **zone de fermeture du talus nord-est de Terre-Neuve** (55 353 km^2, contribution de 0,96 % aux OCM, Figure 8) est la plus grande AMCEZ de Terre-Neuve. Son objectif de conservation est de protéger les coraux et les éponges qui s'y trouvent et de contribuer à la conservation à long terme de la biodiversité. Cette zone chevauche également 32 % de l'éperon Orphan, une ZIEB qui soutient une grande diversité, y compris plusieurs espèces épuisées (p. ex., le grenadier de roche). Toutes les activités de pêche entrant en contact avec le fond y sont interdites. Certaines parties de cette zone de fermeture (zones peu profondes) devraient être très appropriées pour de grandes et petites gorgones, de même que pour des plumes de mer (Gullage *et al.* 2017). Une biomasse élevée de la grande gorgone *Paragorgia arborea* a également été signalée à l'intérieur des limites de cette zone de fermeture. La zone chevauche partiellement plusieurs zones benthiques importantes : plumes de mer (grande zone benthique

importante), grandes gorgones (trois et léger chevauchement avec une quatrième), petites gorgones (une) et éponges (une).

Information de référence et lacunes dans les connaissances

Comme dans d'autres régions du Canada, la plupart des renseignements sur la répartition et l'écologie des coraux et des éponges dans la région de Terre-Neuve-et-Labrador ont été tirés des relevés de recherche effectués par le MPO (Wareham et Edinger 2007). D'autres relevés ciblant les invertébrés benthiques dans la région ont été réalisés par imagerie (p. ex., ROV) au cours de la dernière décennie (p. ex., Baker *et al.* 2012). La composition et la répartition des coraux sont relativement bien connues sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador, où plus de 70 espèces ont été signalées (Gullage *et al.* 2022; V. Wareham Hayes, communication personnelle). Un aperçu de la répartition des coraux et des éponges dans cette région se trouve dans Gullage *et al.* (2022). Comme la plupart des données ont été recueillies pendant des relevés de recherche qui sont limités à une profondeur de 1 500 m, les connaissances sur les coraux et les éponges dans les zones plus profondes sont plus limitées. Baker et ses collaborateurs (2012) ont rapporté une diversité de coraux d'après les plongées du ROV ROPOS jusqu'à des profondeurs de plus de 2 200 m et ont indiqué que les assemblages différaient considérablement selon la catégorie de profondeur et le type de fond. Miles (2018) a examiné les images du bonnet Flamand prises par le ROV ROPOS, qui ont permis de repérer au moins 27 espèces de coraux jusqu'à des profondeurs de 2 900 m.

La recherche sur les coraux dans la région de Terre-Neuve a été considérable au cours de la dernière décennie. Les collaborations avec le milieu universitaire ont donné lieu à un certain nombre d'études, y compris sur la reproduction des coraux (Sun *et al.* 2009, 2010a; Baillon *et al.* 2014, 2015; Hamel *et al.* 2020), leurs taux de croissance et leur longévité (Sherwood *et al.* 2005; Sherwood et Edinger 2009; Neves *et al.* 2015a, 2018b), la diversité correspondante (Baillon *et al.* 2012, 2016; Neves *et al.* 2020), la diversité et la répartition des coraux (Wareham et Edinger 2007; Edinger *et al.* 2011; Baker *et al.* 2012), l'écologie trophique (Hamoutene *et al.* 2008; Sherwood *et al.* 2008; Salvo *et al.* 2018), etc. Ces données ont également été utilisées pour alimenter des modèles de répartition (Radice *et al.* 2016; Gullage *et al.* 2017) et de densité des espèces pour la région (p. ex., Kenchington *et al.* 2016). Malgré cet éventail d'études, il existe encore des lacunes considérables dans nos connaissances sur la répartition et la diversité des coraux dans les sites côtiers et en eaux profondes. De plus, compte tenu du grand nombre d'espèces dans la région, nos connaissances actuelles sont générales et des études spécifiques supplémentaires sont encore nécessaires sur tous les aspects susmentionnés.

Il a été plus difficile d'obtenir des données sur la composition et la répartition des éponges. Les échantillons d'éponges capturées de façon accessoire sont souvent fragmentés, ce qui complique encore davantage leur taxonomie déjà difficile. Dans la région de Terre-Neuve-et-Labrador, les éponges ne sont généralement pas identifiées en mer pendant les relevés de recherche, et seuls les spécimens rapportés pour d'autres études sont identifiés à des niveaux taxonomiques inférieurs. On croit qu'il existe plus de 100 taxons d'éponges dans la région de Terre-Neuve-et-Labrador (compilé dans Gullage *et al.* 2022). Les données sur la biomasse des éponges à Terre-Neuve-et-Labrador ont également été utilisées pour alimenter des modèles de densité dans la région (p. ex., Kenchington *et al.* 2016). Il y a eu beaucoup moins d'études écologiques sur les éponges que sur les coraux de la région (p. ex., Hayes *et al.* 2010).

2.7. CONCLUSION

- Selon l'objectif de conservation, il existe 7 AMCEZ abritant des coraux, 19 AMCEZ abritant des éponges et 14 AMCEZ abritant des coraux et des éponges à l'échelle nationale.

- Plusieurs AMCEZ abritant des coraux ou des éponges au Canada protègent des espèces uniques à l'échelle mondiale.
- D'autres espèces d'intérêt peuvent également être présentes dans les AMCEZ abritant des coraux ou des éponges, bien qu'elles ne relèvent pas de l'objectif de conservation, qui est de protéger les coraux ou les éponges.
- Les lacunes courantes dans les données pour les AMCEZ abritant des coraux ou des éponges sont la difficulté d'identifier les espèces et la connaissance limitée de la répartition des espèces.

3. AVANTAGES INDIRECTS POUR LA CONSERVATION DE LA BIODIVERSITÉ

3.1. INTRODUCTION

Les coraux, les éponges et leurs assemblages assurent de nombreuses fonctions et services écosystémiques dans le milieu marin. Ils contribuent au relief vertical et augmentent la disponibilité des microhabitats dans des zones qui ont souvent peu de structures tridimensionnelles (Tissot *et al.* 2006).Cette complexité plus grande offre des possibilités d'alimentation pour les espèces qui se regroupent, des endroits où se cacher des prédateurs, un abri contre les courants plus élevés, des aires de croissance pour les juvéniles, des sites de concentration pour les poissons reproducteurs et des substrats de fixation pour les capsules ovigères des poissons et les invertébrés sédentaires (Fosså *et al.* 2002; Reed 2002; Etnoyer et Morgan 2003; Etnoyer et Warrenchuk 2007). En général, les habitats de coraux et d'éponges en eaux profondes constituent des régions importante pour la biodiversité des invertébrés (Frederiksen *et al.* 1992; Freiwald *et al.* 2004; Mortensen et Buhl-Mortensen 2005; Reed 2002) et soutiennent souvent une grande abondance de poissons (Koenig 2001; Husebø *et al.* 2002; Krieger et Wing 2002; Costello *et al.* 2005; Tissot *et al.* 2006). De plus, ils représentent un lien clé entre les écosystèmes benthiques et pélagiques (Griffiths *et al.* 2017; Leys *et al.* 2018; Pham *et al.* 2019), facilitent le cycle des nutriments (Perea-Blázquez *et al.* 2012; Kutti *et al.* 2013; Maldonado *et al.* 2020), et ils modifient les régimes biochimiques (Kaufmann et Smith 1997; Soltwedel et Vopel 2001). Les coraux et les éponges sont donc d'importants ingénieurs des écosystèmes, car ils modifient la qualité et le débit de l'eau et créent un habitat biogène important pour d'innombrables autres organismes benthiques. De plus, les coraux et les éponges des eaux profondes sont des organismes fragiles et à croissance lente qui prennent souvent beaucoup de temps à se rétablir après des dommages causés par le chalutage (Althaus *et al.* 2009; Heifetz *et al.* 2009; Sherwood et Edinger 2009). Les éponges possèdent également des propriétés biochimiques et génétiques qui en font une source précieuse de composés chimiques pour l'industrie pharmaceutique (Bell 2008; Luna 2015).

La conservation des coraux et des éponges assure non seulement la préservation de leur biodiversité, mais aussi la protection des fonctions et des services écosystémiques qu'ils assurent. Plusieurs études ont démontré les avantages indirects pour la conservation de la biodiversité que ces organismes génèrent dans les eaux canadiennes et environnantes, qui seront décrits dans les sections suivantes. Le tableau 3 présente également une liste d'exemples d'avantages indirects pour la conservation de la biodiversité associés à des groupes de coraux et d'éponges présents dans les AMCEZ canadiennes.

3.2. CYCLE BIOGÉOCHIMIQUE

Le couplage benthique-pélagique, défini comme l'échange d'énergie, de masse ou de nutriments entre les habitats benthiques et pélagiques, joue un rôle clé dans les écosystèmes aquatiques. Ce transfert d'énergie est essentiel pour diverses fonctions environnementales, tant

au niveau du cycle des nutriments qu'au niveau du transfert d'énergie dans les réseaux trophiques (Griffiths *et al.* 2017). Le couplage benthique-pélagique peut se produire par le dépôt de matières organiques non vivantes dans les habitats benthiques (p. ex., Smetacek, 1985; Suess, 1980), par le rejet d'éléments nutritifs inorganiques des sédiments (p. ex., Maldonado *et al.* 2020) ou peut être induit par des organismes vivants sous la forme de bioremise en suspension et de biodéposition (Graf et Rosenberg 1997). Les processus menés par les organismes vivants jouent un rôle clé et comprennent la prédation par les organismes pélagiques sur la faune benthique, les changements ontogéniques dans l'utilisation de l'habitat, les flux de reproduction (cycle biologique), les migrations nycthémérales et saisonnières, les effets de cycle des nutriments résultant de la bioturbation benthique et de la bioirrigation, et l'alimentation par filtration des organismes benthiques (Griffiths *et al.* 2017).

3.2.1. Cycle des éléments nutritifs

Les récifs de coraux d'eaux froides sont des points névralgiques du cycle du carbone le long des marges continentales (Van Oevelen *et al.* 2009). Les taux d'absorption de l'oxygène sur les récifs coralliens peuvent être jusqu'à 20 fois plus élevés que ceux des sédiments meubles environnants, ce qui indique une forte consommation de matières organiques et un flux descendant exporté des eaux de surface (Cathalot *et al.* 2015). La région des Maritimes abrite le seul complexe de récifs coralliens d'eaux froides vivants connu au Canada atlantique, qui se trouve à la rupture de pente continentale (Stone Fence) à l'embouchure du chenal Laurentien (zone de conservation des coraux *Lophelia*). Ce récif est formé de plusieurs monticules du scléractiniaire *Lophelia pertusa*, qui se présentent sous forme de colonies vivantes, de blocs morts et de débris squelettiques (Beazley *et al*. 2021; Buhl-Mortensen *et al.* 2017a). En 2021, une expédition dirigée par la région du Pacifique du MPO a observé la présence de récifs de *L. pertusa* dans le chenal Finlayson, dans les voies navigables de la côte centrale de la Colombie-Britannique. Le relevé visuel a permis de repérer des récifs sains sur 350 mètres entre 180 et 210 m de profondeur. Le complexe de récifs coralliens est probablement beaucoup plus grand, et des données probantes permettent de penser qu'il y a d'autres récifs dans la région environnante. Avant cette découverte, on croyait que les récifs coralliens étaient disparus à l'échelle régionale dans les eaux canadiennes du Pacifique, les observations de *L. pertusa* se limitant à des champs de débris et à de rares colonies vivantes (Cherisse Du Preez, comm. pers.).

Dans la zone de conservation Disko Fan, dans l'Arctique, il a été démontré que la présence de forêts de coraux bambous (*Keratoisis flexibilus*) augmentait les flux d'éléments nutritifs (nitrate, ammonium, silice) rejetés par les sédiments, probablement en raison du dépôt plus important de matières organiques rendu possible par leur structure érigée, améliorant l'efficacité des fonctions de l'écosystème benthique dans cette région (Pierrejean *et al.* 2020).

Les récifs d'éponges siliceuses dans les eaux canadiennes du Pacifique, uniques au monde, sont potentiellement un puits de carbone, car ils sont denses et qu'ils peuvent capter efficacement les bactéries et traiter rapidement de grandes quantités d'eau. Ils peuvent donc agir comme des tampons pour l'acidification des océans et les changements climatiques, car le carbone peut être séquestré dans leurs tissus (Kahn *et al.* 2015). Les éponges siliceuses filtrent jusqu'à 1 % du volume total d'eau du détroit de Georgia et de la baie Howe combinés chaque jour (Kahn *et al.* 2015; Dunham *et al.* 2018a), et peuvent éliminer jusqu'à 95 % des bactéries et des protistes hétérotrophes de l'eau qu'elles filtrent (Yahel *et al.* 2007). En se nourrissant de bactéries provenant de divers apports trophiques (p. ex., sources terrestres et océaniques, bactéries potentiellement transportées par les sédiments remis en suspension par les courants de marée), les éponges relient la boucle microbienne à la communauté benthique (Kahn *et al.* 2018). De plus, les récifs d'éponges siliceuses sont d'importants puits de silicium biologique, qui

peut remonter jusqu'aux eaux de surface, reliant ces eaux profondes à la productivité primaire des diatomées à la surface (Chu *et al.* 2011). Les récifs d'éponges siliceuses excrètent également des déchets d'ammoniac, qui constituent une source importante d'azote pour la croissance du phytoplancton et contribuent ainsi à la production primaire (Kahn *et al.* 2015).

Les concentrations denses de l'éponge siliceuse *Vazella pourtalesii* au centre du plateau néo-écossais (zone de conservation d'éponges) jouent également un rôle majeur dans le cycle biogéochimique du silicium, en accumulant de grands stocks de silice biogène dans la population vivante et dans les sédiments. Une bonne partie de cette silice biogène déposée sur le fond après la mort de l'éponge est recyclée sous forme d'acide silicique avant d'être enfouie de façon permanente (Maldonado *et al.* 2020). Ce silicium, sous la forme d'acide silicique soluble, est un élément nutritif inorganique clé dans l'océan, qui module la productivité primaire de l'océan (Nelson *et al.* 1995; Tréguer *et al.* 1995) et l'échange de dioxyde de carbone avec l'atmosphère (Mackenzie et Garrels 1966; Tréguer et Pondaven 2000).

Dans la région du bonnet Flamand, les lits d'éponges dominés par les astrophorides forment des habitats benthiques à grande échelle et persistent depuis au moins 17 000 ans (Murillo *et al.* 2016). D'après des estimations modélisées (Pham *et al.* 2019), ces lits d'éponges ont révélé 231 136 tonnes de biomasse humide sur une superficie de 135 057 km^2. Comme ces éponges filtrent 56 143 ± 15 047 millions de litres d'eau de mer par jour, consomment 63,11 ± 11,83 tonnes de carbone organique par la respiration et influencent le renouvellement de plusieurs éléments nutritifs azotés, leur élimination modifierait probablement le fragile équilibre écologique des écosystèmes benthiques des grands fonds (Pham *et al.* 2019). La valeur économique associée à la filtration de l'eau de mer par les éponges du bonnet Flamand a été estimée à près du double de la valeur marchande des prises de poisson (Pham *et al.* 2019). Les lits d'éponges du bonnet Flamand (Murillo *et al.* 2012) ont une composition en espèces et une biomasse semblables à celles du talus de Terre-Neuve (Fuller 2011) et de l'Arctique de l'est (Kenchington *et al.* 2016; Murillo *et al.* 2018b) et, par conséquent, assurent sans doute des fonctions écologiques semblables dans ces régions.

3.2.2. Bioturbation

La bioturbation, c'est-à-dire la modification biogène des sédiments par le remaniement des particules et la ventilation des tubulures, est un aspect clé de nombreux processus géochimiques importants dans les systèmes marins (Queirós *et al.* 2013). Les plumes de mer et certains coraux mous (p. ex., *Gersemia antarctica*, Slattery *et al.* 1997) peuvent être d'importants agents de bioturbation dans les sédiments meubles, améliorant le mélange des sédiments et des matières particulaires pendant la quête de nourriture et l'alimentation. Les coraux et les éponges peuvent également influer sur la diversité macrofaunique (description à la section 3.4), ce qui pourrait avoir des répercussions sur les activités de bioturbation des organismes de l'endofaune. Par exemple, Pierrejean et ses collaborateurs (2020) ont trouvé une proportion plus élevée de modificateurs superficiels endofauniques dans les sédiments meubles où se trouvaient des concentrations denses de l'éponge *Iophon koltuni*, comparativement aux zones de sédiments nus. On a également constaté que les bioturbateurs de la communauté endofaunique associés à la présence de coraux bambous dans la baie de Baffin influençaient l'efficacité de la reminéralisation benthique (Pierrejean *et al.* 2020).

3.3. INTERACTIONS PRÉDATEUR-PROIE

Les éponges siliceuses peuvent constituer une importante source de nourriture pour les prédateurs. Les réseaux trophiques dans 19 complexes de récifs d'éponges siliceuses sur la côte du Pacifique ont récemment été étudiés à l'aide de données empiriques et d'interactions trophiques publiées (Archer *et al.* 2020b). Les résultats démontraient que les éponges étaient

consommées par toutes les espèces étudiées (p. ex., crabes, nudibranches, étoiles de mer, galathées et crevettes tachetées) et représentaient une partie importante de leur régime alimentaire. De plus, la structure des communautés présentait une réponse-seuil à la couverture d'éponges formant des récifs : sous un seuil de 8 à 13 % de couverture d'éponges vivantes, les réseaux trophiques sont plus groupés et moins connectés. Cela a des répercussions sur la conservation et la gestion, car les récifs dont le pourcentage de couverture d'éponges vivantes est en deçà de ce seuil soutiendront des communautés différentes par rapport aux récifs dont le pourcentage de couverture est plus élevé (Archer *et al.* 2020b).

Plusieurs résultats spécifiques suggèrent en outre un lien trophique entre les éponges et la communauté à laquelle elles sont associées. Le chiton *Hanleya hanleyi* a été observé dans des habitats européens, affichant un comportement sélectif d'alimentation et d'écotropisme sur des espèces d'éponges qui sont également présentes dans les lits d'éponges de l'est du Canada (Todt *et al.* 2009). Dans un autre cas, les contenus stomacaux d'étoiles de mer *Ceramaster granularis* contenaient des spicules d'éponges provenant d'espèces formant des récifs sur lesquelles vit l'étoile de mer. D'autres étoiles de mer sont des prédateurs connus des plumes de mer et des coraux mous (Birkeland 1974; Weightman et Arsenault 2002; Gale *et al.* 2013). Il a également été démontré que les nudibranches se nourrissent de plumes de mer (Wyeth et Willows 2006).

Il y a suffisamment de données disponibles pour indiquer les liens trophiques entre les coraux et les éponges d'eaux froides et les communautés environnantes. Toutefois, la rareté des études sur la dynamique de ces interactions dans la plupart des AMCEZ au Canada dénote la nécessité de mener d'autres études régionales, compte tenu des modifications possibles de la structure des interactions après les fermetures. Par exemple, une augmentation de l'abondance de prédateurs devrait se répercuter sur celle de leurs proies (voir la section 4.3.1).

3.4. CRÉATION D'HABITAT ET ACCROISSEMENT DE LA DIVERSITÉ

Dans la zone de conservation des coraux *Lophelia*, le complexe de récifs était l'emplacement d'une importante pêche de sébastes au chalut à panneaux entre 1980 et 2000 (Buhl-Mortensen *et al.* 2017a). Dans d'autres régions de l'Atlantique nord, il a été démontré que les récifs de *L. pertusa* représentaient des points névralgiques de la biodiversité pour les invertébrés (Frederiksen *et al.* 1992; Fosså *et al.* 2002; Henry et Roberts 2007) et qu'ils soutenaient fréquemment une abondance élevée de poissons et de différents assemblages de poissons (Milligan *et al.* 2016).

Les grandes gorgones offrent une variété de microhabitats pour d'autres organismes. Jusqu'à 114 espèces d'invertébrés étaient associées à deux espèces courantes (*Paragorgia arborea* et *Primnoa resedaeformis*) au Canada atlantique (Mortensen et Buhl-Mortensen 2005). De Clippele et ses collaborateurs (2015) ont observé plusieurs espèces associées à des gorgones et à des plumes de mer identifiées à partir d'images *in situ*; par exemple, des crevettes et l'ophiure *Gorgonocephalus* sp. vivent souvent sur des gorgones. Les forêts de coraux bambous dans la zone de conservation Disko Fan fournissent un habitat à d'autres invertébrés, y compris des éponges, des anémones, des crinoïdes et des organismes filtreurs et suspensivores, ainsi qu'à des poissons, comme le flétan du Groenland. Ces associations soulignent l'importance de la présence d'un tels habitats structurés pour d'autres organismes dans un environnement homogène et à relief bas (Neves *et al.* 2015b; Pierrejean *et al.* 2020). Au moins sept espèces d'éponges ont également été observées dans les forêts de coraux bambous ou à proximité pendant les relevés par ROV dans cette région (Dinn *et al.* 2020a), et Pierrejean et ses collaborateurs (2020) ont indiqué une endofaune plus diversifiée dans les sédiments associés aux coraux bambous, comparativement aux sédiments nus au même endroit.

Tout comme les coraux bambous dans la zone de conservation Disko Fan, les plumes de mer fournissent une structure importante dans les habitats de sable et de boue à relief bas où l'habitat physique est peu complexe. Les colonies individuelles de plumes de mer, ainsi que les champs de plumes de mer, peuvent servir de refuge à de petits invertébrés planctoniques et benthiques (Birkeland 1974; Baillon *et al.* 2015; De Clippele *et al.* 2015; Hamel *et al.* 2015), qui peuvent à leur tour être la proie de poissons (Krieger 1993). Des larves de sébaste ont été trouvées sur des plumes de mer, ce qui laisse entrevoir la possibilité que les champs de plumes de mer soient d'importantes aires de croissance pour des espèces de poissons visées par la pêche commerciale (Baillon *et al.* 2012). Une étude récente sur les coraux mous (anciennement la famille des Nephthéidés) a démontré leur importance en tant qu'habitat pour les ophiures juvéniles (*Gorgonocephalus* sp.), qui sont des composantes bien visibles des communautés benthiques des eaux froides (Neves *et al.* 2020).

Les récifs d'éponges siliceuses constituent un habitat précieux pour des invertébrés et des poissons des eaux canadiennes du Pacifique. Les relevés par ROV (Dunham *et al.* 2018b) réalisés dans la baie Howe et le détroit d'Hécate (Cook *et al.* 2005; Archer *et al.* 2020a) et sur le récif de Galiano ont révélé une grande richesse d'espèces d'organismes épibenthiques associés aux récifs d'éponges siliceuses (Chu et Leys 2010). La faune mobile, comme les galathées et les crabes royaux, peut se cacher dans les oscules vivants et morts ou autour d'eux et se nourrir à la surface des récifs. Les sébastes (*Sebastes* spp.) utilisent les récifs comme refuge contre les prédateurs ou contre le débit élevé des eaux au-dessus des récifs (Chu et Leys 2010). La comparaison d'un récif non endommagé à un autre, proche et endommagé, dans le détroit de Georgia, a démontré que la concentration et la diversité de sébastes juvéniles étaient plus grandes sur le récif non endommagé, ce qui indique que les récifs sont fondamentaux pour de nombreuses espèces (Cook *et al.* 2008). Les sébastes semblent également utiliser les récifs et les jardins d'éponges (des concentrations d'éponges individuelles) à différents stades de leur cycle biologique, les jardins soutenant les nouvelles recrues et les récifs, les juvéniles et les adultes (Marliave *et al.* 2009). Les données acoustiques enregistrées sur le récif d'éponges des îles Outer Gulf et au large de celles-ci indiquent une présence accrue de poissons et d'invertébrés sur le récif comparativement aux données enregistrées ailleurs (Archer *et al.* 2018). Les profils des sons de poissons et les observations de la présence de poissons appuient la conclusion selon laquelle l'abondance de la mégafaune est plus élevée sur les récifs (Archer *et al.* 2018). Les squelettes d'éponges siliceuses mortes peuvent servir de surface d'établissement pour les larves d'autres éponges (Guillas *et al.* 2019). Les éponges siliceuses peuvent également avoir des relations endosymbiotiques avec d'autres organismes benthiques comme les hydrozoaires et les zoanthidés (Schuchert et Reiswig 2006; Sanamyan *et al.* 2012).

Sur le plateau néo-écossais, les populations de l'éponge siliceuse *Vazella pourtalesii* améliorent la densité et l'abondance des espèces de la communauté épibenthique associée (Hawkes *et al.* 2019). L'assemblage mégafaunique associé à ces lits d'éponges était significativement différent sur le plan de la composition en espèces, avec une densité et une abondance des espèces plus grandes, comparativement aux secteurs sans *V. pourtalesii*.

Dans la région du bonnet Flamand, des échantillons de sédiments avec des tapis de spicules d'éponges ont été associés à une abondance et une diversité macrofauniques plus élevées et à une structure de communauté différente (Barrio Frojan *et al.* 2012; Ashford *et al.* 2019). Cette influence positive sur la macrofaune a été attribuée à une amélioration locale des matières organiques et à une réduction de la pression de la prédation (Bett et Rice 1992; Ashford *et al.* 2019). De même, Beazley et ses collaborateurs (2013) ont constaté une augmentation de la diversité et de l'abondance de la mégafaune dans les zones où se trouvent différentes espèces d'éponges, et des résultats semblables ont été observés dans les lits d'éponges dominés par

Geodia (Beazley et Kenchington 2015; Murillo *et al.* 2020a). En outre, Klitgaard (1995) a trouvé 242 espèces d'épifaune et d'endofaune associées à des caractéristiques des lits d'éponges astrophorides de l'Atlantique nord, ce qui montre la grande diversité que ces lits soutiennent.

3.5. CONCLUSION

Les coraux et les éponges d'eaux froides fournissent plusieurs avantages indirects pour la conservation de la biodiversité. Ils contribuent au cycle des éléments nutritifs, en filtrant les aliments et les éléments chimiques de l'eau, qu'ils utilisent pour construire leurs structures. Les coraux et les éponges peuvent également être une source de nourriture pour des espèces de poissons et d'invertébrés. Certains coraux (p. ex., les plumes de mer) améliorent le cycle ou le mélange des sédiments et des matières particulaires. Les coraux et les éponges forment également un habitat important dans des régions où il y a peu de structures qui pourraient autrement fournir un habitat aux poissons et aux invertébrés, ce qui accroît la diversité des espèces locales. Il est important de noter que la recherche sur les avantages indirects pour la conservation de la biodiversité associés aux coraux et aux éponges est encore limitée. À mesure que les activités de suivi et la recherche sur les coraux et les éponges du Canada s'intensifieront et s'amélioreront, d'autres avantages seront possiblement décrits. Il est probable que tous les avantages indirects pour la conservation de la biodiversité mentionnés dans cette section existent d'une façon ou d'une autre dans chacune des AMCEZ du Canada. Il faudrait en tenir compte lors de l'élaboration des plans de suivi, même en l'absence de données confirmant les avantages indirects localisés pour la conservation de la biodiversité.

Sommaire :

- Les coraux et les éponges fournissent des avantages indirects pour la conservation de la biodiversité.
- Les coraux et les éponges contribuent au cycle biogéochimique et au cycle des éléments nutritifs, et enrichissent ainsi l'habitat environnant.
- Les coraux et les éponges peuvent également être une source de nourriture pour d'autres organismes benthiques.
- Les coraux et les éponges fournissent un habitat à d'autres espèces, ce qui accroît la biodiversité globale. Une plus grande diversité de bioturbateurs a également été associée à des concentrations d'éponges.

4. INDICATEURS DE SUIVI ÉCOLOGIQUES

4.1. INTRODUCTION

La détermination des indicateurs écologiques est l'une des étapes les plus importantes de la planification du suivi, car ils fourniront des renseignements sur l'efficacité des refuges marins. Dans l'Atlantique nord-est, la Commission de la Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du nord-est (OSPAR) fournit des conseils sur la sélection de tels indicateurs. L'OSPAR définit les indicateurs de la biodiversité marine comme toute caractéristique ou condition mesurable du milieu marin qui est pertinent pour la stabilité et l'intégrité des habitats et des communautés, la durabilité des biens et services écosystémiques (p. ex., la productivité primaire, le maintien des chaînes alimentaires, le cycle des éléments nutritifs, la biodiversité), la qualité et la salubrité des poissons et fruits de mer et l'état des produits qui ont une importance socioéconomique.

Deux principaux types d'indicateurs ont été définis par la Commission OSPAR (2012) et seront adoptés ici : ceux liés à l'état et ceux liés aux pressions. Les indicateurs liés à l'état font référence aux conditions environnementales dans une zone géographique donnée et comprennent les espèces, les caractéristiques d'assemblage et les groupes fonctionnels biotiques, en plus des caractéristiques de l'habitat et des propriétés physico-chimiques (p. ex., paramètres hydrodynamiques, teneur en éléments nutritifs; Alexander *et al.* 2014). Les indicateurs liés aux pressions font référence aux pressions anthropiques auxquelles une zone est exposée et peuvent être utilisés indirectement pour déduire la condition environnementale (Noble-James *et al.* 2018). Diverses catégories d'indicateurs ont été définies dans des documents du MPO. Kenchington et ses collaborateurs (2012) ont utilisé la terminologie de la Commission OSPAR (indicateurs liés à l'état et aux pressions), tandis que Lewis et ses collaborateurs (2016) ont suggéré quatre catégories principales : indicateurs liés à la biodiversité, indicateurs directs, indicateurs indirects et indicateurs liés aux pressions anthropiques. Les indicateurs possibles pour le suivi des récifs d'éponges siliceuses comprennent des indicateurs fondés sur les récifs et sur les communautés d'éponges (Dunham *et al.* 2018a). Dans le cas de la ZPM du banc de Sainte-Anne, le cadre de suivi était axé sur quatre groupes d'indicateurs : les indicateurs de base (visant à fournir de l'information sur les facteurs naturels), les indicateurs liés aux pressions anthropiques, les indicateurs liés à l'efficacité (visant à fournir des renseignements sur l'efficacité des mesures de gestion) et les indicateurs socioéconomiques (visant à fournir des renseignements sur les effets socioéconomiques de la fermeture) (MPO 2014).

Noble-James et ses collaborateurs (2018) ont souligné à quel point la sélection des indicateurs liés à l'état est une tâche très difficile, et que la robustesse des indicateurs est essentielle au succès d'un programme de suivi. La sélection d'indicateurs inadéquats peut compromettre les objectifs de suivi et mener à des conclusions erronées. La sélection des indicateurs doit tenir compte des données accessibles sur les paramètres écologiques qui peuvent convenir au suivi.

Le MPO (2013) a fourni des directives sur la détermination et priorisation des indicateurs relatifs aux objectifs de conservation opérationnels afin d'évaluer le rendement des aires marines protégées (AMP) et des réseaux d'AMP. Ces directives définissent un indicateur comme une variable ou une mesure dont les fluctuations reflètent les principaux éléments du système d'intérêt. Pour qu'un indicateur permette de déterminer un changement, il doit comporter un point de référence, qui peut inclure un état cible souhaité, une limite ou une valeur de tolérance au risque au-delà duquel une mesure de gestion est requise. La sélection des indicateurs doit être soigneusement examinée par les personnes possédant l'expertise appropriée (MPO 2013).

Selon les directives fournies par le MPO, la sélection des indicateurs devrait se faire en sept étapes :

1. Établir des objectifs de conservation;
2. Établir des indicateurs pertinents;
3. Établir des critères de sélection;
4. Évaluer les indicateurs;
5. Vérifier s'il y a redondance;
6. S'entendre sur l'ensemble définitif des indicateurs; et
7. Établir les niveaux de référence.

Bien que l'avis ait été axé sur les AMP et les réseaux d'AMP, il servira également d'orientation pour les AMCEZ dans le présent document. Cependant, les étapes ne sont pas toutes possibles lorsqu'on tient compte de l'information accessible sur les coraux et les éponges et des

données de référence pour les AMCEZ canadiennes abritant des coraux et des éponges. L'avis du MPO suggérait d'utiliser les huit critères suivants pour évaluer la pertinence des indicateurs.

1. **Fondement théorique** : L'indicateur est fondé sur des concepts en accord avec la théorie établie.
2. **Mesurable** : Les données utilisées pour l'estimation de l'indicateur devraient être mesurées rapidement et avec précision.
3. **Données historiques** : Des données antérieures devraient être accessibles, idéalement avec une série chronologique d'au moins 10 à 20 ans.
4. **Sensibilité** : L'importance du changement de valeur de l'indicateur correspond à un changement de la pression (p. ex., pêche, pollution).
5. **Réactivité** : Le type de réponse (linéaire, non linéaire, aléatoire) de l'indicateur par rapport à la pression, le délai de réponse et le rapport signal:bruit (les données utilisées pour estimer l'indicateur devraient être mesurables avec une précision suffisante pour que tout changement ou toute tendance au sein de l'indicateur soit supérieur à la variance de sa mesure) peuvent être raisonnablement mesurés.
6. **Précision** : Un indicateur peut être influencé par plusieurs pressions (p. ex., pêche et température). À quel point l'indicateur est-il précis en ce qui concerne la pression visée? Peut-on la distinguer d'autres pressions (il est essentiel de savoir pourquoi un indicateur change)?
7. **Sensibilisation du public** : L'indicateur devrait être facilement compréhensible par les non-scientifiques et facile à communiquer.
8. **Rentabilité** : L'échantillonnage, la prise de mesures, le traitement, l'analyse des données sur l'indicateur et la présentation des résultats d'une évaluation devraient être réalisables avec les ressources financières existantes.

Dans le présent document, nous déterminons les indicateurs écologiques appropriés pour effectuer le suivi des zones de conservation de coraux ou d'éponges. Une liste d'indicateurs a été dressée à partir de la littérature actuelle sur les coraux et les éponges d'eaux froides, et nous décrivons chaque indicateur à l'aide des critères suggérés dans le cadre du MPO (2013). La sélection des indicateurs de suivi est une étape cruciale de la gestion des zones de conservation, et de nombreux facteurs doivent être pris en considération. Nous présentons la liste des indicateurs retenus suite aux étapes 1 à 4 des 8 étapes suggérées par le MPO (2013). Les étapes 5 à 8 ne seront pas évaluées dans le présent document. Des analyses de la redondance (étape 5) ont été effectuées pour les indicateurs liés aux poissons (Bundy *et al.* 2017), mais ces analyses n'ont pas encore pu être effectuées pour les coraux et les éponges en raison des limites en matière de données. De plus, les étapes 5 à 8 sont mieux exécutées à l'échelle régionale pendant l'élaboration d'un plan de suivi, car elles sont propres à la zone de conservation ainsi qu'aux types et à la qualité des données accessibles. La sélection finale des indicateurs pertinents doit être effectuée au cas par cas, et le but du présent document est de déterminer les indicateurs qui pourraient être examinés plus à fond lors de l'élaboration de plans de suivi locaux.

4.2. SÉLECTION DES INDICATEURS

4.2.1. Étape 1. Établir des objectifs de conservation

Les objectifs de conservation de chaque AMCEZ sont décrits dans le tableau 1, mais ils peuvent être résumés comme suit :

1. Protéger les coraux d'eaux froides;
2. Protéger les éponges d'eaux froides;
3. Conserver les concentrations de coraux;
4. Protéger les coraux et les éponges;
5. Conserver les zones benthiques sensibles;
6. Protéger la concentration unique au monde de l'éponge siliceuse *Vazella pourtalesii*;
7. Protéger les coraux et les éponges et contribuer à la conservation à long terme de la biodiversité;
8. Protéger le seul récif de *Lophelia pertusa* vivant connu dans les eaux canadiennes de l'Atlantique;
9. Protéger les récifs d'éponges siliceuses;
10. Protéger les monts sous-marins et les griffons hydrothermaux, ainsi que les écosystèmes marins qu'ils soutiennent.

Ces objectifs pourront être améliorés à mesure que le programme des AMCEZ avance, possiblement en incluant les avantages indirects pour la conservation de la biodiversité.

Il est important de reconnaître que, tels qu'ils sont décrits actuellement, ces objectifs de conservation ne sont pas opérationnels parce qu'ils ne sont ni précis ni mesurables. Des travaux antérieurs du MPO ont défini les objectifs de conservation opérationnels comme étant ceux qui portent sur des résultats écologiques précis et qui décrivent les états souhaités des principales composantes de l'écosystème (MPO 2020c). Un objectif doit également comporter un calendrier précis dans le cadre duquel il faut que le résultat soit atteint afin d'assurer un écosystème sain (MPO 2020c). Les objectifs de conservation, tels qu'ils sont actuellement décrits pour les AMCEZ abritant des coraux et des éponges, sont vastes et poseront des défis en matière de sélection des indicateurs de suivi opérationnels. Aux fins du présent document, nous nous sommes concentrés sur les objectifs de conservation des AMCEZ tels qu'ils ont été définis à l'origine. Toutefois, nous avons sélectionné des indicateurs de façon plus précise et mesurable, en nous appuyant sur des paramètres de suivi qui pourraient nous aider à comprendre les tendances relatives aux coraux, aux éponges et à l'écosystème dans son ensemble dans ces AMCEZ. Par conséquent, l'établissement d'objectifs opérationnels SMART (spécifiques, mesurables, atteignables, réalistes et temporels) constituera une partie importante de ce processus (p. ex., Wood 2011).

4.2.2. Étape 2. Établir des indicateurs pertinents

Nous avons commencé la sélection des indicateurs écologiques en examinant les indicateurs suggérés liés aux objectifs de conservation des coraux et des éponges et aux récifs d'éponges siliceuses et de coraux (*Lophelia*) [étape 1]. Alors que les indicateurs pour les AMCEZ dont les objectifs de conservation sont axés sur des coraux et des éponges seront majoritairement les mêmes, les récifs de coraux et d'éponges siliceuses auront des indicateurs particuliers qui ne s'appliqueront pas aux autres AMCEZ de coraux et d'éponges. Il convient de souligner qu'un manque de consensus international sur les variables pour lesquelles un suivi doit être effectué a été déterminé comme un obstacle important à la diffusion de l'information sur l'évolution de la biodiversité (Pereira *et al.* 2013). Le choix des indicateurs de suivi dépendra de facteurs propres au site et des réalités de la mise en œuvre du suivi.

Des indicateurs quantitatifs, nominaux et qualitatifs ont été suggérés dans la littérature. Smith et Hugues (2008) ont fourni une liste d'indicateurs possibles pour le suivi des communautés de

coraux et d'éponges d'eaux froides au Royaume-Uni. Les indicateurs quantitatifs suggérés par ces auteurs, qui pourraient être pertinents dans un contexte canadien, sont :

1. L'étendue, la densité et la biologie des récifs de coraux et d'éponges,
2. La diversité des monts sous-marins,
3. L'étendue, la densité et la biologie des agrégations d'éponges des grands fonds (agrégations d'hexactinellides et de démosponges) et d'octocoralliaires, et
4. Les paramètres des communautés (p. ex., abondance, biomasse, diversité, composition) [Smith et Hughes 2008].

Le MPO (2010b) a suggéré quatre indicateurs principaux liés aux coraux et aux éponges pour la ZPM du Gully, à savoir la répartition, la densité et la structure de taille par espèce, les proportions de coraux vivants et morts, la proportion de coraux vivants avec croissance excessive de zoanthaires, et l'étendue de la croissance excessive dans les colonies touchées. Kenchington et ses collaborateurs (2012) ont suggéré 12 indicateurs liés à l'état pour le suivi des coraux et des éponges dans les eaux canadiennes de l'Arctique de l'est, dont la plupart seraient également appropriés pour d'autres régions du Canada, à savoir l'abondance, la biomasse, la répartition, les indices de la diversité, la structure de taille, le rapport vivant:mort, le pourcentage de couverture des zoanthaires, la superficie des parcelles (zone de concentration d'un taxon à petite échelle = patch), la densité des parcelles, l'isolement ou la proximité des parcelles, la connectivité des parcelles et la dispersion des parcelles.

Pereira et ses collaborateurs (2013) ont dressé une liste de variables essentielles de la biodiversité et de catégories de variables qui pourraient constituer la base des programmes de suivi à l'échelle mondiale. Il s'agit notamment de la diversité allélique, de l'abondance, de la répartition, de la phénologie, de la diversité taxonomique, de la structure de l'habitat, de la rétention des éléments nutritifs et d'autres paramètres connexes.

Pour la ZPM du chenal Laurentien, les indicateurs possibles pour assurer le suivi des plumes de mer sont répartis en quatre catégories principales :

1. Les indicateurs liés à la biodiversité (communauté, écosystème et productivité),
2. Les indicateurs directs,
3. Les indicateurs indirects (caractérisation de l'habitat et océanographie), et
4. Les indicateurs liés aux pressions anthropiques (Lewis *et al.* 2014).

Les indicateurs liés à la communauté comprennent la richesse et la diversité des espèces, tandis que les indicateurs liés à l'écosystème incluent la structure et l'abondance des populations d'autres espèces clés (autres que les plumes de mer), la structure et la composition de la communauté benthique (l'endofaune et l'épifaune) et la biomasse des espèces prédatrices et proies. Les indicateurs liés à la productivité comprennent la variabilité de la chlorophylle et du zooplancton. En ce qui concerne les indicateurs directs, la diversité et la richesse taxonomiques, l'abondance et la densité taxonomiques et la biomasse par espèce ont été identifiés. Les indicateurs indirects comprenaient la caractérisation de l'habitat, l'océanographie et les indicateurs liés aux pressions anthropiques.

Une série d'indices plus précis qui pourraient éventuellement être utilisés comme indicateurs pour le suivi des récifs d'éponges siliceuses dans les eaux canadiennes du Pacifique comprend :

1. Les indices fondés sur les éponges qui forment des récifs (p. ex., abondance, répartition, état et potentiel de rétablissement des éponges vivantes), et

2. Les indices fondés sur les communautés (p. ex., structure des communautés, taxons indicateurs de récifs denses vivants et de récifs vivants, structure des récifs visibles, absence de récifs visibles) [Dunham *et al.* 2018a].

L'évaluation de ces indices en tant qu'indicateurs possibles nécessite toujours la définition d'objectifs de conservation clairs et une meilleure connaissance de l'écologie des récifs et de leur réponse aux pressions (Dunham *et al.* 2018a). Le suivi des indicateurs écosystémiques plus larges liés aux récifs d'éponges siliceuses a également été suggéré par le MPO (Dunham *et al.* 2018a; p. ex., données de séries chronologiques océanographiques et données propres aux éponges sur les éléments nutritifs, les bactéries et le silicate).

Bell et ses collaborateurs (2017) ont considéré que les mesures classiques de la diversité (p. ex., abondance, richesse) peuvent fournir d'importants indicateurs de changement, mais qu'elles sont moins utiles en ce qui concerne les effets chroniques. Considérant ce point, ces auteurs ont ciblé plusieurs indicateurs possibles pour le suivi des éponges qui, dans certains cas, pourraient également être appliqués à d'autres organismes. Parmi ces indicateurs, ceux qui constitueraient un ajout utile à la liste suggérée ci-dessus et qui sont pertinents pour les systèmes canadiens comprennent la variation macro-morphologique et micro-morphologique, la capacité concurrentielle, la prédation, la mortalité, la maladie, la diversité génétique, les taux de bioérosion, la croissance, la reproduction, la respiration, l'alimentation, la régénération, le pompage, la production de mucus, les composés biochimiques et métabolites secondaires, les microorganismes associés et l'expression génétique liée au stress à long terme.

Les indicateurs non quantitatifs suggérés par Smith et Hugues (2008) comprennent des indicateurs nominaux, comme le classement de l'état écologique (p. ex., 0 = complètement détruit, 5 = parfait), et des indicateurs qualitatifs, comme une évaluation « visuelle » associée à la même mesure évaluée à l'aide de l'indicateur nominal.

Les indicateurs liés aux pressions suggérés par Kenchington ses collaborateurs (2012) comprennent la répartition des activités de pêche, la concentration des activités de pêche, les zones non touchées par des engins mobiles, le moment et la durée des événements anormaux, le moment du bloom de phytoplancton, le moment, la durée et la trajectoire de la fonte de la glace de mer et les biomarqueurs. Les indicateurs liés aux pressions mentionnés dans Lewis (2014) relativement aux plumes de mer étaient la répartition de l'effort de la pêche commerciale et la conformité au sein de l'AMP. La sédimentation d'origine anthropique liée aux activités humaines (principalement le chalutage) à l'extérieur des zones fermées constitue un autre indicateur lié aux pressions qui pourrait être pris en compte dans le contexte des AMCEZ abritant des coraux ou des éponges au Canada. Grant et ses collaborateurs (2019) ont montré que les panaches de sédiments provenant du chalutage de fond se produisant à plus de deux kilomètres à l'extérieur d'une zone fermée avaient eu une incidence sur les éponges siliceuses se trouvant dans une zone fermée adjacente. D'autres indicateurs liés aux pressions possibles à prendre en considération sont ceux qui sont liés aux activités pétrolières et gazières (répartition et produits chimiques), aux déchets sur les fonds marins et aux activités liées aux câbles sous-marins.

Il convient de mentionner que la détermination des indicateurs ne signifie pas que tous ces indicateurs doivent être sélectionnés ou utilisés, mais plutôt qu'il faut les réévaluer dans le contexte de chaque AMCEZ et de ses objectifs de conservation (Pomeroy *et al.* 2004). De plus, il y a une différence entre la recherche effectuée à des fins de suivi et d'autres types de recherche scientifique. Bien que certains indicateurs puissent ne pas être sélectionnés pour le suivi d'une zone, ils pourraient tout de même convenir pour accroître nos connaissances générales sur les zones et les espèces qui y vivent. Dans certains cas, les données sur certains indicateurs pourraient être recueillies de façon opportuniste, dans le cadre d'autres relevés sans

mettre l'accent sur le suivi (p. ex., les relevés par navire de recherche). Même si ces données peuvent générer des renseignements utiles sur le système, leur utilité potentielle aux fins de suivi devra être évaluée au cas par cas.

4.2.3. Étape 3. Établir des critères de sélection

Les huit critères servant à déterminer la pertinence des indicateurs définis par le MPO (2013) ont été décrits à la section 4.1. Ces critères sont le fondement théorique, la mesure, les données historiques, la sensibilité, la réactivité, la précision, la sensibilisation du public et la rentabilité. Un tableau énumérant ces critères par rapport aux indicateurs liés à l'état et aux pressions est présenté (Tableau 4) Tous les indicateurs présélectionnés pour les AMCEZ canadiennes abritant des coraux ou des éponges en général ont été évalués en fonction de six des huit critères, en excluant la sensibilisation du public et la rentabilité. La sensibilisation du public n'a pas été évaluée parce que tous les indicateurs ont le potentiel de le respecter, selon la façon dont les résultats sont présentés. L'évaluation des indicateurs généraux qui ne sont pas liés à une zone particulière n'a pas permis d'évaluer le critère de la rentabilité, qui peut varier considérablement selon l'emplacement, la taille et la profondeur d'une AMCEZ.

L'évaluation de la pertinence des critères pour chaque indicateur n'est pas une tâche simple et, dans bien des cas, il y a plusieurs exceptions qui compliquent les choses. Par exemple, les données historiques sont difficiles à évaluer à l'échelle nationale, mais pour certaines AMCEZ, des données historiques de qualité peuvent être accessibles.

Pour évaluer si un indicateur potentiel présente un bon fondement théorique (c.-à-d. si les concepts sont conformes à la théorie établie), notre approche consistait à déterminer si un indicateur dispose d'un bon fondement dans le contexte particulier des coraux et des éponges d'eaux froides. Chaque fois que nous avons convenu qu'il y avait peu de données concernant la théorie sous-jacente à l'élaboration d'un indicateur, nous avons considéré qu'il y avait un fondement théorique faible.

Dans la mesure du possible, nous avons évalué les indicateurs en réfléchissant à leur coût. Bien que le cadre du MPO (2013) stipule que l'échantillonnage, la prise de mesures, le traitement, l'analyse des données pour un indicateur et la présentation des résultats d'une évaluation devraient être réalisables avec les ressources financières existantes, il ne fait aucun doute qu'il y aura des coûts supplémentaires associés au suivi. De plus, les AMCEZ canadiennes abritant des coraux et des éponges ont des objectifs de conservation variables, ont des tailles très différentes et nécessiteront des stratégies et des outils différents, ce qui fera probablement en sorte que certaines d'entre elles coûteront plus cher que d'autres en matière de suivi.

4.2.4. Étape 4. Évaluer les indicateurs

Suite à l'évaluation des indicateurs potentiels à l'aide de ces critères une liste des indicateurs jugés les plus appropriés pour le suivi des coraux et des éponges et de leurs avantages indirects pour la conservation de la biodiversité (Tableau 5) a été dressée. Parmi les **indicateurs liés à l'état** présélectionnés, nous avons constaté que la plupart présentaient un bon fondement théorique et des qualités de sensibilisation du public pour le suivi des coraux et des éponges. Nous avons constaté qu'il était difficile de généraliser l'accessibilité des données historiques, car elle varie d'une région à l'autre. La rentabilité a été évaluée pour déterminer si la collecte de données pour un indicateur donné peut également fournir des données concernant d'autres indicateurs. Il convient de souligner que, bien que la rentabilité soit un critère important pour le choix d'un indicateur, certains indicateurs seront plus coûteux que d'autres en ce qui concerne le suivi. Les plans de suivi peuvent comprendre des efforts

d'échantillonnage de routine « peu coûteux » et des efforts ciblés « coûteux » plus fréquents et expérimentaux, dont la fréquence peut varier. Dans ce dernier cas en particulier, les collaborations au sein et à l'extérieur du MPO pourraient faciliter la collecte de données de manière plus rentable.

Étant donné que le temps, les ressources et le financement sont limités et que bon nombre de ces zones sont difficiles à étudier, la manière dont les programmes de suivi spécifiques seront développés doit être examinée attentivement. L'application de la prise de décision systématique en matière de conservation constitue une approche utile, qui tient compte de divers scénarios de suivi avec des estimations de leurs avantages et inconvénients afin de déterminer la meilleure approche dans le contexte de contraintes réelles (p. ex., Possingham 2001, Margules et Pressey 2000). Ce type de prise de décision peut aider à choisir des indicateurs qui peuvent détecter des changements environnementaux réels, ainsi qu'être représentatifs d'autres espèces dans l'environnement et rentables (Tulloch 2015). Schwartz et ses collaborateurs (2013) ont analysé un certain nombre de cadres décisionnels en matière de conservation en vue de leur utilisation pour la planification de la conservation. Bower et ses collaborateurs (2018) fournissent une orientation sur l'utilisation de trois cadres importants (prise de décision structurelle, établissement systématique des priorités en matière de conservation et examens systématiques) afin de déterminer la meilleure méthode pour divers problèmes de conservation, notamment des avis lorsque le temps et les données sont limités. L'utilisation de cadres décisionnels peut aider à orienter la sélection et le suivi des indicateurs pour les coraux et les éponges, tout en tenant compte du fait qu'il y a souvent peu de données sur les zones les abritant et que l'accès à ces dernières est difficile et coûteux.

Bien que la plupart des indicateurs décrits ici portent sur les avantages directs pour la conservation de la biodiversité, dans plusieurs cas, le même indicateur peut également être utilisé dans le contexte des avantages indirects. Pour inclure les avantages indirects potentiels qui ne sont pas explicitement associés à l'un ou l'autre des indicateurs décrits, nous avons créé les indicateurs liés aux **avantages indirects pour la conservation de la biodiversité**.

4.3. INDICATEURS LIÉS À L'ÉTAT

4.3.1. Abondance numérique

Dans le contexte du présent document, l'abondance numérique représente le nombre de coraux, d'éponges et d'autres organismes benthiques. Il s'agit d'une mesure de la diversité bien établie (ci-après appelée « abondance »). L'abondance est couramment utilisée dans le calcul des indices de la diversité, et la densité (abondance par unité de surface) fournit une mesure de l'hétérogénéité spatiale. Il s'agit de l'une des variables considérées comme une Variable Essentielle de la Biodiversité (VEB), puisqu'elle fournit de l'information sur les tendances de la population (Pereira *et al.* 2013) et que les changements dans l'abondance d'une espèce peuvent mener à l'extinction ou à la modification/perte de caractéristiques et de fonctions écologiques (p. ex., bioturbation des sédiments; Keil et Jetz 2015; Solan *et al.* 2004). Les zones à forte densité de coraux et d'éponges (et d'autres taxons) constituent souvent des zones benthiques importantes ou des écosystèmes marins vulnérables.

Les coraux et les éponges sont sensibles au contact mécanique. Leur élimination par la pêche influence l'abondance des populations, et on pense que les changements de l'abondance sont probablement le résultat de changements de la pression de la pêche. À l'heure actuelle, il existe peu d'information sur les répercussions des activités pétrolières et gazières sur l'abondance des coraux et des éponges.

Les données historiques sur l'abondance des coraux et des éponges sont limitées dans de nombreuses AMCEZ. Par exemple, la plupart des données sur les coraux et les éponges accessibles pour la région de Terre-Neuve-et-Labrador sont fondées sur les relevés de recherche au chalut du MPO. L'abondance des invertébrés, y compris les coraux et les éponges, n'est pas l'un des paramètres déterminés de façon constante en mer. Pour certains groupes de coraux (p. ex., grandes gorgones, éponges), les spécimens capturés au chalut sont souvent trop fragmentés pour être dénombrés. De plus, la capturabilité liée aux chaluts est inconnue ou très faible pour la plupart des taxons benthiques. Par exemple, la capturabilité des plumes de mer (chalut Campelen) dans le chenal Laurentien a été estimée à seulement 5,2 % (Kenchington *et al.* 2011). Par conséquent, il existe des limites claires quant à l'utilisation des données liées aux chaluts pour déterminer l'abondance des coraux et des éponges (historique ou non). Des études récentes ont montré que les technologies d'imagerie peuvent générer des données plus précises sur l'abondance comparativement aux chaluts et aux dragues (Ayma *et al.* 2016; Chimienti *et al.* 2018b). L'abondance des coraux et des éponges dans les eaux canadiennes a également été quantifiée avec succès au moyen d'images (p. ex., Leys *et al.* 2004, Neves *et al.* 2014, Devine *et al.* 2019, Dinn *et al.* 2020a).

Les données sur l'abondance devraient être assez sensibles aux changements, tant que des engins comparables sont utilisés pour le suivi au fil du temps. L'utilisation d'imagerie orientée vers le bas peut être importante pour illustrer la présence et le dénombrement précis de juvéniles dans les zones à fond plat. De même, dans le cas des avantages indirects pour la conservation de la biodiversité, l'utilisation du même maillage est importante pour comparer avec précision l'abondance de l'endofaune dans le temps. Un plan d'échantillonnage (section 5) qui tient compte de l'inclusion d'échantillons répétés peut accroître la réactivité. En fait, un plan d'échantillonnage approprié sera particulièrement crucial pour cet indicateur, compte tenu de la répartition inégale des coraux et des éponges et de l'incidence de l'échantillonnage de ces espèces vulnérables.

Bien que l'abondance des coraux et des éponges devrait augmenter en raison de l'élimination de la pression de la pêche benthique au sein des AMCEZ, elle pourrait tout de même changer en fonction de la pêche qui entre en contact avec le fond à l'extérieur des AMCEZ, par exemple en réponse à l'augmentation de la sédimentation (décrite comme un indicateur distinct). L'abondance pourrait également varier en fonction de changements dans la dynamique des populations découlant de la fermeture de la zone. Par exemple, les plumes de mer peuvent être la proie d'étoiles de mer (p. ex., Gale *et al.* 2013) et de nudibranches (Wyeth et Willows 2006). Par conséquent, le suivi de l'abondance d'autres organismes de la mégafaune sera également important.

Quant aux coûts, les données sur l'abondance devraient être obtenues à l'aide d'outils d'imagerie (voir la section 5), puisque les chaluts ne sont pas les engins les plus appropriés pour évaluer l'abondance des coraux ou des éponges. Le coût d'utilisation des outils d'imagerie comprend l'équipement et le déploiement sur le terrain, ainsi que le traitement après la fin du relevé (c.-à-d. l'annotation des vidéos ou photos). Si les ressources pour les relevés par imagerie ne sont pas disponibles au cours d'une année donnée, il pourrait être judicieux de retarder la collecte des données plutôt que d'utiliser des engins moins appropriés (p. ex., chaluts de fond). Si les données des relevés scientifiques au chalut sont accessibles (c.-à-d. si les relevés scientifiques se poursuivent au sein des AMCEZ), il est possible d'obtenir en partie des données sur l'abondance des coraux et des éponges, mais il faudra tenir compte des mises en garde sur le plan de la capturabilité et de l'état des échantillons (p. ex., spécimens endommagés, colonies fragmentées, etc.).

4.3.2. Biomasse

La biomasse peut fournir des renseignements sur les flux de carbone et d'énergie dans l'environnement (Benoist *et al.* 2019). C'est l'une des variables considérées comme une Variable Essentielle de la Biodiversité (VEB) (Pereira *et al.* 2013) qui, combiné à des caractéristiques biologiques précises, peut servir à cartographier différentes fonctions écologiques (Murillo *et al.* 2020b). La masse corporelle peut constituer une approximation pour d'autres paramètres, comme l'abondance numérique et la structure de la population (classe d'âge/de taille), et elle peut être employée dans des modèles de production secondaire (Dolbeth *et al.* 2012).

Les données des relevés de recherche au chalut du MPO ont été utilisées pour déterminer les zones où les concentrations de biomasse de coraux et d'éponges sont importantes, et l'application de l'estimation de la densité de noyaux a fourni des renseignements utiles sur leur répartition dans l'est du Canada (Kenchington *et al.* 2012). Cependant, en ce qui concerne les données sur l'abondance, il y a aussi des problèmes d'interprétation des données sur la biomasse recueillies au moyen de chaluts, surtout en raison de la capturabilité inconnue ou faible des taxons (Kenchington *et al.* 2011).

La biomasse des spécimens, habituellement par espèce, est normalement déterminée en mer lors de la plupart des relevés au chalut du MPO (p. ex., Rideout *et al.* 2024). Les problèmes liés à l'utilisation des données sur la biomasse provenant des relevés au chalut ont été soulignés ci-dessus, et la plupart des régions n'identifient pas les spécimens au niveau de l'espèce. Pour obtenir la biomasse à partir de données d'imagerie, les chercheurs doivent employer des méthodes telles que la conversion de la taille en poids ou les relations longueur-poids. Cela exige beaucoup de travail et pourrait ne pas être possible à l'échelle des AMCEZ canadiennes en raison de facteurs comme les variations régionales possibles des relations longueur-poids pour différents taxons. Les relations entre les paramètres des coraux et des éponges, comme la taille et le poids humide, peuvent être obtenues à partir d'échantillons prélevés au chalut (p. ex., Murillo *et al.* 2018a), mais l'application et la saisie de données d'imagerie dans ces équations nécessiteront un travail considérable en raison de la grande diversité des espèces et de la variabilité régionale potentielle. À titre d'exemple de réussite, Metaxas et Giffin (2004) ont été en mesure de calculer la biomasse des ophiurides à partir de données d'imagerie basées sur les paramètres d'échantillons recueillis par ROV dans la même zone. Dans une autre étude récente, Benoist et ses collaborateurs (2019) décrivent la méthode volumétrique généralisée de calcul du biovolume comme prédicteur de la biomasse, qui ne dépend pas de la disponibilité de spécimens physiques, utilise la superficie de l'image et s'est révélée avoir une meilleure capacité de prévision que les relations longueur-poids. Le potentiel de la méthode volumétrique généralisée pourrait être plus limité pour les coraux et les éponges que pour les autres organismes benthiques en raison de leur structure tridimensionnelle.

Les données sur la biomasse provenant des relevés au chalut continueront probablement d'être recueillies seulement si les relevés au chalut se poursuivent au sein des AMCEZ. Si l'on avait recours à de plus petits chaluts pour prélever des échantillons pour l'évaluation de la biomasse (p. ex., chalut Agassiz, section 5), les nouvelles données ne seraient pas directement comparables aux données recueillies précédemment lors des relevés de recherche au chalut, bien que de nouvelles études pourraient être élaborées pour évaluer la comparabilité. Si l'on continue d'obtenir des données sur la biomasse à partir des relevés au chalut, il n'y aurait pas de coûts supplémentaires associés au prélèvement et au traitement des échantillons. Les données d'imagerie recueillies pour l'abondance seraient également utilisées pour la mesure de la taille et les conversions potentielles en biomasse.

Comme c'est le cas pour l'abondance numérique, la biomasse des coraux et des éponges devrait augmenter après la fermeture des pêches dans les zones, en raison de l'élimination de la pression de la pêche. La biomasse augmenterait en raison d'une augmentation de l'abondance ou de la taille supérieure des spécimens. Par conséquent, la biomasse est sensible aux changements de la pression de la pêche. Si les données de biomasse utilisées proviennent de conversions faites sur des mesures d''imagerie (p. ex., taille par rapport au poids), la réactivité des données de biomasse pourrait être faible considérant la variabilité considérable de ces mesures.

Les changements dans la biomasse seraient probablement une réponse à l'élimination de la pression de la pêche. Toutefois, s'il y a des changements dans l'abondance à la suite d'autres facteurs décrits ci-dessus (p. ex., la prédation), des changements dans la biomasse suivront.

4.3.3. Répartition

Les données sur la répartition peuvent fournir des renseignements sur la résilience des écosystèmes, leur fonction et la diversité génétique (Kenchington *et al.* 2012). Les données sur la répartition des coraux et des éponges dans les eaux canadiennes et environnantes sont principalement basées sur les données de présence des relevés de recherche au chalut du MPO (Wareham et Edinger 2007; Murillo *et al.* 2012; Kenchington *et al.* 2016; Gullage *et al.* 2017), bien que les relevés par imagerie aient également fourni des renseignements sur leur répartition (p. ex., Baker *et al.* 2012; Neves *et al.* 2014; Beazley et Kenchington 2015; Du Preez *et al.* 2015; Dinn *et al.* 2020a; Law *et al.* 2020). Il s'agit de l'une des variables considérées comme une Variable Essentielle de la Biodiversité (VEB) (Pereira *et al.* 2013).

La détermination de la répartition des coraux et des éponges au sein d'une AMCEZ peut être relativement simple, car elle représente l'un des résultats de la collecte de plusieurs autres paramètres (c.-à-d. que les données sur l'abondance nécessitent une identification taxonomique associée aux échantillons). Le principal défi lié aux données sur la répartition réside dans le niveau ou la précision des identifications taxonomiques. Par exemple, des échantillons physiques sont requis pour l'identification à des niveaux taxonomiques inférieurs. Les identifications taxonomiques peuvent encore être réalisées à partir d'images, mais habituellement à des niveaux supérieurs (voir la section sur l'imagerie). De plus, les données sur la répartition provenant des relevés multispécifiques peuvent être contaminées d'un trait de chalut à l'autre. Différents organismes invertébrés, comme les éponges et certains types de coraux, peuvent demeurer accrochés au chalut ou à d'autres parties du navire et apparaître par la suite dans le processus de tri des prises du prochain trait de chalut (Kenchington *et al.* 2016).

Les données sur la répartition sont quelque peu sensibles à l'évolution des pressions. Étant donné que les données de référence sur la répartition des coraux et des éponges dans les eaux canadiennes sont principalement fondées sur les données de présence dans le cadre des relevés au chalut, les absences dans les relevés futurs pourraient ne pas représenter de véritables absences. La sélectivité de l'engin et son type sont des questions importantes à considérer à cet égard. Par exemple, les données d'imagerie ont montré la présence de certaines plumes de mer rarement capturées dans les chaluts en raison de la faible capturabilité et du comportement des plumes de mer (p. ex., *Kophobelemnon* sp. et *Protoptilum* sp. dans la ZPM du chenal Laurentien). Par ailleurs, de nouvelles données relatives à la présence et de nouvelles informations sur la répartition pourraient indiquer que les taxons élargissent leur répartition connue, possiblement en raison des mesures de protection qui éliminent la pression de la pêche. Même si les aires de répartition ne changent pas à de grandes échelles spatiales, les taxons qui n'ont pas été détectés auparavant dans une zone peuvent l'être en raison de l'élimination de la pression de la pêche. Nous nous attendons à ce qu'une augmentation de l'utilisation de l'imagerie entraîne également des extensions des aires de répartition spatiale et

bathymétrique des taxons. Des échantillons physiques seront probablement nécessaires pour confirmer de telles extensions.

La réactivité et la précision des données sur la répartition ne sont pas très élevées. Étant donné qu'il manque encore de données sur la répartition des coraux et des éponges pour les zones de toutes les AMCEZ, la détermination des changements dans la répartition des espèces pourrait être confondue par notre manque de renseignements de base au départ. Cependant, l'élimination des pressions pourrait permettre l'établissement larvaire et le développement de taxons qui ne se trouvaient pas auparavant dans une zone. Les habitats propices aux coraux d'eaux froides devraient également évoluer en raison des changements climatiques (Morato *et al.* 2020). Les données sur la répartition peuvent être recueillies en même temps que les données pour d'autres indicateurs, de sorte que la rentabilité est élevée.

4.3.4. Indices de la diversité

Les indices de la diversité peuvent fournir des renseignements sur la biodiversité, qui est liée à la résilience des écosystèmes et à leur fonction (p. ex., Solan *et al.* 2004, Gamfeldt *et al.* 2015, Strong *et al.* 2015). Le calcul des indices de diversité découlera de la collecte de données sur l'abondance et la richesse taxonomique.

Comme il a été mentionné plus tôt, il est attendu que, dans certains cas, la richesse taxonomique augmente avec l'utilisation accrue des données d'imagerie. Ce point est particulièrement vrai si des échantillons sont utilisés pour valider l'identification des taxons à partir des images. Par ailleurs, la collecte de données d'imagerie sans le prélèvement de spécimens associés pourrait entraîner une diminution de la richesse taxonomique en raison des défis associés à l'identification des taxons à partir d'images (c.-à-d. en utilisant des niveaux taxonomiques supérieurs qui représentent plusieurs espèces).

Si les changements de la diversité sont principalement une réponse aux changements de la pression, il y aurait probablement une augmentation de la diversité globale dans une zone, si elle était évaluée à l'aide de types d'engins de pêche comparables. Les données sur la diversité recueillies au chalut ne doivent pas être comparées aux données de l'imagerie. De même, les données de l'imagerie recueillies en utilisant le même type d'engin, mais à des résolutions (p. ex., caméra, spatiale) et des distances différentes par rapport au fond marin ne seront pas directement comparables.

4.3.5. Structure de taille

La taille des coraux et des éponges peut fournir des renseignements sur leur stade de reproduction (Baillon *et al.* 2015), leur âge (Hamel *et al.* 2010; Neves *et al.* 2015a; Murillo *et al.* 2018a; Neves *et al.* 2018) et la structure de leur population (D'Onghia *et al.* 2010; Gori *et al.* 2013). La taille du corps est souvent liée à l'abondance (White *et al.* 2007), mais cette relation n'a pas encore été explorée dans le contexte de la hauteur/longueur des coraux et des éponges dans les AMCEZ canadiennes. Cet indicateur serait axé sur des colonies ou des individus en particulier, ce qui pourrait signifier qu'il peut ne pas être rentable sur de grandes zones spatiales.

Il n'est pas facile d'obtenir des données sur la taille des coraux ou des éponges d'eaux froides. Comme il a été mentionné précédemment, les données des relevés multispécifiques au chalut ne capturent pas les coraux et les éponges de toutes les tailles, car la capturabilité est inconnue ou faible et la taille des mailles du cul de chalut est suffisamment grande pour que de petits spécimens soient perdus. Le fait que les données sur la taille des coraux et des éponges ne sont pas recueillies régulièrement pendant ces relevés est un autre facteur, ce qui signifie qu'il n'y a pas de données de référence accessibles sur la taille des coraux et des éponges pour la

plupart des taxons et des régions. Des mesures de la taille ont été obtenues pour quelques taxons coralliens dans des régions particulières, mais il se peut qu'elles ne représentent pas les données de certaines AMCEZ (p. ex., Baillon *et al.* 2016; Murillo *et al.* 2018a).

Enfin, la mesure de spécimens à partir de données d'imagerie peut être compliquée par la nature tridimensionnelle de bon nombre de ces organismes. Bien que la mesure des spécimens à partir de caméras orientées vers le bas ne soit pas appropriée dans la plupart des cas (bien qu'elle convienne pour les scléractiniaires solitaires et certaines éponges), la mesure des spécimens à partir de caméras orientées vers l'avant dépend du fait que les points laser soient suffisamment proches des spécimens pour permettre des mesures précises. Bien qu'il puisse être difficile d'obtenir des mesures précises, la taille d'une colonie ou d'un individu peut encore être déterminée qualitativement à l'aide de classes de taille générales. Par exemple, Bennecke et Metaxas (2017) mentionnent qu'aucune colonie de taille inférieure à 20 cm n'a été trouvée dans leur zone d'étude, ce qui indique qu'aucun recrutement n'a eu lieu. Dans le cas de certains taxons de plumes de mer, le nombre de polypes (ou de feuilles de polypes) peut être utilisé comme indicateur de la taille des colonies, si les colonies peuvent être vues en détail à partir des images (Chimienti *et al.* 2019).

La taille d'une colonie ou d'un individu permet généralement d'évaluer l'âge. Par conséquent, la présence de colonies de classes de taille particulières peut indiquer des événements de recrutement récents ou une population établie. Les changements des valeurs de la taille des coraux et des éponges représenteraient probablement des changements dans le recrutement associés aux changements de pression. Cependant, notre connaissance de la dynamique des populations et de la valeur sélective de la plupart des taxons d'éponges et de coraux d'eaux froides dans leur premier stade de vie est rudimentaire.

Comme il a été mentionné précédemment, la détermination de la taille de coraux ou d'éponges à partir d'images prend généralement beaucoup de temps, ce qui constitue un défi dans le contexte du suivi de grandes zones. L'indicateur de la structure de taille doit donc être élaboré de façon à mettre l'accent sur les taxons mesurables à l'aide de l'équipement accessible selon des méthodes validées dans la littérature. Par exemple, si seule l'imagerie orientée vers le bas est accessible, mesurer la hauteur de coraux et d'éponges tridimensionnels n'est peut-être pas possible, mais il serait possible de mesurer d'autres paramètres pouvant servir de proxy de la taille (p. ex., feuilles de polype des plumes de mer par Chimienti *et al.* 2019, diamètre de l'oscule chez certaines espèces d'éponges [Chu et Leys 2010; Kahn *et al.* 2016]). La structure de taille des scléractiniaires solitaires, des organismes qui sont relativement à plat sur le fond marin, pourrait permettre de mesurer la largeur, et la mesure des oscules des éponges pourrait également être possible au moyen de l'imagerie orientée vers le bas (Maldonado *et al.* 2020). De plus, la prise en compte des classes de taille (p. ex., petite, moyenne, grande), plutôt que des mesures détaillées, peut être une option plus pratique à envisager dans le cadre des efforts de suivi.

4.3.6. Proportion de coraux vivants et morts (rapport vivant:mort) et leur état – également considérés comme un indicateur lié aux pressions

Cet indicateur a été suggéré pour le suivi de la ZPM du Gully (MPO 2010b) et par Kenchington et ses collaborateurs (2012). Bien que l'identification des coraux morts formant des récifs puisse être relativement simple en raison de leur longue période de dégradation taphonomique et des structures massives et facilement visibles, les coraux qui ne sont pas des scléractiniaires comme les plumes de mer et certaines gorgones pourraient se dégrader beaucoup plus rapidement, ne laissant aucune trace sur le fond marin aux échelles du suivi (p. ex., une fois par année ou <10 ans). Des colonies mortes de certaines gorgones comme *Primnoa* spp., qui sont dotées d'un squelette mixte composé de calcite solide et de protéines, peuvent rester sur le

fond marin pendant des siècles, voire des milliers d'années après leur mort (Edinger et Sherwood 2012). Par ailleurs, d'autres grandes gorgones comme *Paragorgia* spp. se décomposent beaucoup plus rapidement (p. ex., 14 mois), en raison de leurs squelettes poreux (Edinger et Sherwood 2012). Des cimetières du scléractiniaire solitaire *Desmophyllum dianthus* ont été découverts dans le dôme Orphan, dans l'Atlantique nord-ouest, certains datant de 180 milliers d'années (p. ex., Edinger et Sherwood 2012, Maccali *et al.* 2020). Les marqueurs potentiels pour évaluer l'état des espèces de coraux et d'éponges du Canada n'ont pas encore été définis.

Les taux de dégradation de la plupart des taxons coralliens d'eaux froides (autres que scléractiniaires) et des éponges individuelles au Canada sont en grande partie inconnus. Les squelettes des plumes de mer ne sont pas souvent observés ou signalés sur le fond marin. Dans la plupart des cas, la documentation des squelettes de corail sur le fond marin nécessite une observation dans les mois suivant l'impact (Edinger et Sherwood 2012). Le recensement des colonies récemment mortes (c.-à-d. encore partiellement recouvertes de tissus) est également une variable d'intérêt. La proportion de coraux vivants et morts fondée sur les spécimens prélevés au chalut ne peut être déterminée qu'à partir d'éléments fondés sur les squelettes (p. ex., présence de colonies complètement dépourvues de tissus, preuves taphonomiques de bioérosion et d'organismes perforants). Toutefois, cette information n'est habituellement pas recueillie pendant les relevés au chalut du MPO, et par conséquent, aucune donnée de référence cohérente n'est accessible.

Quant au corail *Lophelia pertusa*, qui forme des récifs, la quantification des proportions de coraux vivants et morts est considérée comme essentielle aux programmes de suivi à long terme (Vad *et al.* 2017). À l'aide d'un ROV, Vad et ses collaborateurs (2017) ont mesuré la taille de la colonie de *L. pertusa* (N = 18) et la taille de la couche morte et vivante. Ces auteurs suggèrent qu'un contraste visuel clair entre les parties vivantes et mortes des colonies de *L. pertusa* peut faciliter le suivi visuel.

Dans le cas des récifs d'éponges siliceuses, les squelettes exposés d'éponges mortes peuvent être un indicateur d'un écosystème qui fonctionne bien. La proportion d'éponges siliceuses vivantes et mortes est également une variable d'intérêt qui peut être quantifiée à partir d'images (Dunham, *et al.* 2018a). Des ensembles d'indicateurs fondés sur les espèces et sur les communautés ont été proposées pour le suivi des récifs d'éponges siliceuses (Dunham *et al.* 2018a).

Cet indicateur pourrait donc être axé sur des taxons précis comme les grandes gorgones et les scléractiniaires ayant des squelettes durables. Le fait de noter la présence de coraux et d'éponges morts, y compris *Paragorgia* spp. et les plumes de mer, pendant l'annotation des images, peut fournir des renseignements supplémentaires sur la mortalité dans le système et aider à développer cet indicateur au fil du temps.

4.3.7. Pourcentage de colonisation des coraux par des zoanthaires – également considéré comme un indicateur lié aux pressions

Cet indicateur fait référence à la proportion de coraux vivants qui présentent une croissance excessive de zoanthaires et à l'étendue de cette croissance excessive dans les colonies touchées (Kenchington *et al.* 2012). Les zoanthaires sont des cnidaires benthiques semblables aux anémones de mer sur le plan de leur morphologie globale. Dans certains cas, les zoanthaires peuvent parasiter les coraux, recouvrant leur corps ou leurs squelettes. On considère que c'est un indicateur de l'état de santé, puisque la croissance des zoanthaires implique directement la mort des tissus coralliens. Cependant, il est difficile de déterminer si leur présence conduit nécessairement à la mort du corail ou si le corail peut rester vivant et sain

malgré la présence de zoanthaires. Le zoanthaire *Epizoanthus* sp. a été signalé sur la gorgone *Primnoa resedaeformis* (Buhl-mortensen et Buhl-Mortensen 2004) dans le chenal Nord-Est (Atlantique nord-ouest), tandis qu'*Epizoanthus norvegicus* a été observé sur *P. resedaeformis* et *Paragorgia arborea* sur la côte norvégienne (Carreiro-Silva *et al.* 2011). Un zoanthaire non identifié a également été observé à partir d'images obtenues par ROV couvrant des colonies de coraux bambous *Keratoisis flexibilus* dans la zone de conservation Disko Fan, dans la baie de Baffin (B. Neves, communication personnelle). Mortensen et ses collaborateurs (2005) ont révélé que la couverture de zoanthaires par colonie (dans les colonies infectées) était en moyenne de 60 % et qu'elle était plus commune dans les colonies intactes (par rapport aux colonies endommagées).

Cet indicateur pourrait ne pas être pertinent pour tous les groupes de coraux ou d'éponges. Cependant, des zoanthaires parasites ont été signalés couvrant des coraux noirs (Suarez *et al.* 2015) et des zoanthaires ont été signalés en association avec des éponges (p. ex., Buhl-Mortensen *et al.* 2017b), bien que la nature de la relation dans ce dernier cas n'ait pas été déterminée (p. ex., parasitisme, commensalisme). Il est possible de mesurer avec précision la proportion de colonies de zoanthaires parasites à partir d'images, en particulier pour des taxons comme *P. resedaeformis* et *P. arborea* qui ont un seul point d'attache au substrat (c.-à-d. durs). Dans le cas de *K. flexibilus* dans la zone de conservation Disko Fan, les colonies sont si densément réparties que l'identification des colonies distinctes n'est généralement pas possible (Neves *et al.* 2015b). Cependant, la présence de zoanthaires doit toujours être signalée si elle est observée, car elle pourrait être un signe de déclin de la santé ou d'augmentation du stress chez les coraux.

4.3.8. Superficie et densité des parcelles (pour les lits d'éponges, les plumes de mer ainsi que les grandes et les petites gorgones)

Les parcelles sont considérées comme des zones de concentration d'un taxon à petite échelle (patch) et informent sur la fragmentation de la distribution d'un taxon. L'évaluation des changements dans les paramètres des parcelles (p. ex., superficie et densité) peut fournir des renseignements sur l'état d'une population. Les coraux et les éponges peuvent présenter une répartition inégale. On le constate particulièrement bien dans le cas des groupes qui se trouvent en densités élevées sur de petites (ou de grandes) zones (p. ex., plumes de mer). Dans les écosystèmes terrestres, la superficie des parcelles a été fortement corrélée avec la richesse des espèces ainsi que la présence et la structure de certaines espèces (Maseko *et al.* 2020 et ses références). Certaines activités anthropiques, comme la pêche entrant en contact avec le fond, peuvent réduire la superficie des parcelles en prélevant des coraux et des éponges. Cette diminution de la taille des parcelles entraînera une perte des avantages indirects pour la conservation de la biodiversité associés à ces organismes et peut accroître la susceptibilité à la prédation et la concurrence d'une espèce exotique envahissante, comme cela a été démontré dans les écosystèmes terrestres (p. ex., McIntyre 1995; Gaublomme *et al.* 2008).

Kenchington et ses collaborateurs (2012) ont suggéré que le périmètre ou la superficie des parcelles et leur densité (nombre de parcelles par unité de surface) sont de bons indicateurs, car ils présentent généralement une faible variance, ce qui rend les analyses statistiques plus robustes. Cependant, une variation interannuelle élevée de la superficie des parcelles a été relevée. Cette variable pourrait encore être utilisée, mais à des échelles temporelles plus élevées (p. ex., réévaluées tous les trois ans, plutôt qu'une fois par année), ou avec suffisamment de données pour pouvoir utiliser la variation interannuelle comme paramètre du modèle (Kenchington *et al.* 2012).

Dans l'Atlantique nord-ouest et les eaux canadiennes de l'Arctique de l'est, des zones abritant des concentrations importantes de coraux et d'éponges ont été détectées en fonction des seuils

des données sur la biomasse tirées des relevés au chalut (Kenchington *et al.* 2016). Par exemple, la plus récente évaluation de l'OPANO a mené à l'établissement d'un seuil de 100 kg d'éponges pour considérer qu'une concentration d'éponges dans la zone réglementée par l'OPANO est significative (Kenchington *et al.* 2019a). Les seuils sont révisés à mesure que de nouvelles données sur la biomasse, tirées des relevés scientifiques annuels menés dans ces zones, deviennent accessibles. Toutefois, la définition d'une parcelle est essentielle à l'utilisation de ces paramètres.

Il est considéré que le fondement théorique des paramètres des parcelles n'est pas encore bien élaboré. La définition de concentrations importantes dans l'Atlantique nord-ouest et les eaux canadiennes de l'Arctique de l'est est fondée sur les données sur la biomasse tirée des relevés au chalut, pour lesquelles il existe des problèmes (mentionnés plus haut). De plus, ces seuils ont été calculés au niveau du groupe fonctionnel et ne doivent pas être généralisés à toutes les régions et profondeurs, car la composition taxonomique peut varier, ce qui influe sur les mesures d'intérêt (p. ex., le poids des plumes de mer minces et allongés est différent de celui des plumes de mer en forme de quille). La définition d'une parcelle fondée sur des données d'abondance et de densité doit encore être examinée. Des seuils préliminaires de taille des parcelles pour les données sur l'abondance calculées à partir des données sur la biomasse ont été suggérés dans le contexte des activités d'exploration pétrolière et gazière à Terre-Neuve-et-Labrador (MPO 2020d). Des exercices semblables devront être effectués pour déterminer d'autres seuils d'abondance qui peuvent servir à définir une parcelle à partir d'images.

Une fois qu'une parcelle a été définie, les calculs peuvent être effectués à l'aide des méthodes SIG. Les paramètres des parcelles calculées par Kenchington et ses collaborateurs (2012) étaient fondés sur les données de relevés au chalut. Les calculs relatifs aux parcelles peuvent également être effectués à partir des données d'imagerie, probablement avec les mêmes images qui sont utilisées pour l'abondance. Les critères de sensibilité, de réactivité et de précision pour la superficie et la densité des parcelles seraient semblables à celles des données sur l'abondance. Cependant, la dynamique écologique peut différer d'une parcelle à l'autre en raison de différences de taille, de forme, d'exposition et d'environnement physique, par exemple.

Un échantillonnage approfondi peut être nécessaire pour certains groupes de coraux et d'éponges qui forment de grandes parcelles, en particulier dans les régions pour lesquelles il y a très peu de données (p. ex., parties profondes de certaines AMCEZ).

4.3.9. Isolement et proximité des parcelles

Cet indicateur fait référence à la tendance des parcelles à être relativement isolées les unes des autres dans l'espace (Kenchington *et al.* 2012). L'indice de proximité décrit par Gustafson et Parker (1994) peut être utilisé pour quantifier le contexte spatial d'une parcelle d'habitat par rapport à ses voisines. Un indice de proximité élevé indique des parcelles qui sont grandes et rapprochées, tandis qu'un indice de proximité faible peut indiquer un espace plus fragmenté composé de petites parcelles. Les critères de sensibilité, de réactivité et de précision seraient semblables à celles de la superficie et de la densité des parcelles.

4.3.10. Connectivité des parcelles

Cet indicateur fait référence à la connectivité larvaire entre les parcelles (c.-à-d. les populations). La compréhension de la connectivité entre des populations et au sein d'un paysage est une considération importante pour l'élaboration de mesures de conservation adaptées au milieu (p. ex., Gallego *et al.* 2017; Van Wyngaarden *et al.* 2017). La dispersion des larves peut être prédite à l'aide de paramètres biologiques combinés à des modèles

océanographiques physiques de la direction et de la vitesse des courants (Young *et al.* 2012), bien que l'information sur la biologie de reproduction de la plupart des coraux et éponges d'eaux froides soit toujours insuffisante. Par exemple, Metaxas et ses collaborateurs (2019) ont utilisé le modèle des volumes finis d'océanologie côtière (FVCOM; Université du Massachusetts à Dartmouth) pour évaluer la connectivité hydrodynamique entre les canyons du talus néo-écossais avec la présence connue de *Paragorgia arborea* et de *Primnoa resedaeformis*. Par ailleurs, le suivi des particules de Lagrange a été utilisé dans la zone du bonnet Flamand pour étudier la connectivité entre les zones fermées afin de protéger les écosystèmes marins vulnérables (Kenchington *et al.* 2019b; Wang *et al.* 2019). L'évaluation de l'autocorrélation spatiale est également un moyen d'examiner si les parcelles sont liées ou connectées. Par exemple, la corrélation spatiale des parcelles de récifs d'éponges siliceuses a été évaluée à l'aide de transects d'imagerie sous-marine (Chu et Leys 2010). Dans certains cas, l'hétérogénéité spatiale peut favoriser la diversité globale des organismes en créant une diversité des types d'habitat entre les parcelles. Cependant, ce n'est peut-être pas la même chose dans le contexte d'une fragmentation injustifiée de l'habitat, où une faible diversité entre les parcelles pourrait représenter des vestiges d'habitats autrefois florissants.

4.3.11. Indice de contagion des parcelles

Cet indicateur fait référence à l'indice de dispersion des parcelles suggéré par Kenchington et ses collaborateurs (2012). Il s'agit de la tendance à la répartition régulière ou contagieuse (c.-à-d. les grappes) des parcelles les unes par rapport aux autres (Kenchington *et al.* 2012). La contagion est élevée dans les zones où se trouvent quelques grandes parcelles contiguës, tandis que des valeurs inférieures caractérisent généralement les zones où se trouvent de nombreuses petites parcelles. Il existe des formules pour calculer l'indice de contagion (Riitters *et al.* 1996). Les qualités de sensibilité, de réactivité et de précision seraient semblables à celles de la superficie et de la densité des parcelles.

4.3.12. Étendue des récifs de *Lophelia*

La zone de conservation des coraux *Lophelia* est le seul site connu pour héberger des colonies vivantes de *Lophelia pertusa* au Canada atlantique, où l'on trouve des colonies formant de petits monticules (moins de trois mètres de hauteur) sur le fond marin (Buhl-Mortensen *et al.* 2017a; Beazley *et al.* 2021a). La recherche suggère que ces monticules devraient être détectables dans les données multifaisceaux avec une résolution horizontale de cinq mètres (Roberts *et al.* 2005 et Buhl-Mortensen *et al.* 2017a). L'étendue spatiale de la couverture des *L. pertusa* vivants a été évaluée par Huvenne et ses collaborateurs (2016) à l'aide d'images obtenues par ROV et de technologies acoustiques (échosondeurs multifaisceaux; se référer à la section 5). Dans le sud-est du Groenland, les colonies de *L. pertusa* forment des amas sur un mur vertical, de sorte que l'identification et la quantification de chaque colonie peuvent être possibles à partir de l'imagerie (Jalim 2020).

4.3.13. Indicateurs pour les récifs d'éponges siliceuses

Plusieurs indicateurs propres aux récifs d'éponges siliceuses ont déjà été évalués et suggérés dans le contexte du suivi des récifs d'éponges siliceuses (MPO 2017b). Il s'agit notamment des avantages directs et indirects pour la conservation de la biodiversité, soit l'abondance, la répartition et l'état des éponges vivantes, le potentiel de rétablissement, la structure de la communauté, les taxons indicateurs des catégories d'habitats des récifs d'éponges vivantes et des structures de récifs (absence de récif visible, récif mort, récif mixte, récif vivant). Les détails sur ces indicateurs particuliers se trouvent dans MPO 2017b.

4.3.14. Indicateurs liés aux avantages indirects pour la conservation de la biodiversité

Bon nombre des indicateurs liés à l'état décrits ci-dessus peuvent s'appliquer aux avantages indirects pour la conservation de la biodiversité. Par exemple, l'abondance, la biomasse, la répartition, les indices de la diversité et la structure de taille pourraient également être des indicateurs appliqués aux avantages indirects pour la conservation de la biodiversité. Les associations d'espèces (p. ex., sébastes et plumes de mer), la diversité de l'endofaune, la densité et la zone des oscules d'éponges (p. ex., approximations du taux de filtration des éponges) et la contribution aux cycles biogéochimiques sont des exemples d'indicateurs potentiels supplémentaires pouvant servir à mesurer les avantages indirects pour la conservation de la biodiversité. Les régions devront choisir des indicateurs appropriés pour les avantages indirects pour la conservation de la biodiversité d'espèces dont la présence est connue ou prévue dans une zone. L'information provenant de l'objectif 2 pourrait être utilisée pour l'élaboration d'indicateurs indirects propres à chaque AMCEZ.

4.3.15. Indicateurs liés à l'environnement

La collecte de données environnementales est essentielle pour comprendre les tendances et les changements dans une zone, qui peuvent ou non être liés à sa protection. De même, des changements dans certains indicateurs écologiques pourraient être une réaction à des changements environnementaux. Il s'agit d'indicateurs plus généraux, axés sur des données environnementales et physiques, qui peuvent comprendre des paramètres liés à l'habitat, des données océanographiques (p. ex., les paramètres de la conductivité, de la température et de la profondeur), l'oxygène, la concentration de chlorophylle *a* ainsi que la diversité et l'abondance du zooplancton. Dans le cas des AMCEZ axées sur les éponges, les bactéries et le silicate sont également des variables d'intérêt. Les indicateurs liés aux changements climatiques sont abordés dans les prochaines sections.

4.4. INDICATEURS LIÉS AUX PRESSIONS

Les indicateurs liés aux pressions dont il est question ici proviennent principalement de la liste suggérée par Kenchington et ses collaborateurs (2012), avec l'ajout de quatre nouveaux indicateurs. Les indicateurs liés aux pressions suggérés par Kenchington ses collaborateurs (2012) sont les suivants : la répartition des activités de pêche, la concentration des activités de pêche, les zones non touchées par des engins entrant en contact avec le fond, le moment et la durée des événements anormaux, le moment du bloom de phytoplancton ainsi que le moment, la durée et la trajectoire de la fonte de la glace de mer. Nous avons ajouté à ceux-ci la répartition des activités pétrolières et gazières, le dépôt de sédiments d'origine anthropique, les effets chimiques des activités pétrolières et gazières et les déchets sur les fonds marins.

L'évaluation de la sensibilité et de la réactivité des indicateurs liés aux pressions peut être moins pertinente que celle des indicateurs liés à l'état. Le critère de la sensibilité examine si l'ampleur de la variation de la valeur de l'indicateur correspond à une variation de la pression. Dans le cas de l'indicateur lié aux pressions concernant la répartition des activités de pêche, par exemple, évaluer la sensibilité signifierait évaluer si les changements dans la répartition des activités de pêche entraînés par l'existence d'aires protégées correspondent à un changement dans la répartition des activités de pêche. Même si la répartition des activités de pêche commerciale entrant en contact avec le fond à l'intérieur des zones de conservation devrait être inexistante, les activités à l'extérieur de ces zones se poursuivent, et peut-être de façon plus intensive, car les lieux de pêche ont été déplacés. De plus, la possibilité de non-conformité ne doit pas être exclue et la pêche peut encore avoir lieu à l'intérieur des zones de conservation.

Bien que l'examen de la conformité ne fasse pas partie du suivi écologique, le suivi des indicateurs liés aux pressions peut être utile dans ce dernier cas.

4.4.1. Répartition et concentration des activités de pêche

Comme il a été mentionné plus tôt, bien que les AMCEZ abritant des coraux et des éponges interdisent la pêche commerciale entrant en contact avec le fond, ce type de pêche existe à l'extérieur des zones fermées. Le chalutage à l'extérieur des zones fermées peut encore influencer les zones avoisinantes (p. ex., Grant *et al.* 2019), et la possibilité de non-conformité ne doit pas être négligée.

L'utilisation de cet indicateur repose sur un bon fondement théorique. Les activités de pêche commerciale entrant en contact avec le fond peuvent être déterminées en toute confiance à partir du système de suivi des navires (SSN) et des données des journaux de bord. Ces deux sources de données sont plus efficaces lorsqu'elles sont combinées, car les deux types de données peuvent comporter des limites (p. ex., la vitesse du navire n'est pas toujours disponible dans les données du SSN). La vitesse des navires commerciaux est une indication de l'état des activités, comme la pêche ou le déplacement (p. ex., Koen-Alonso *et al.* 2018). Le système d'identification automatique (SIA) est un autre moyen d'obtenir des données sur le positionnement des navires, et il est maintenant obligatoire dans l'Union européenne pour les navires de plus de 15 m afin d'aider au suivi et à la sécurité maritimes (Natale *et al.* 2015). Bien que le SSN assure la communication par satellite de point à point entre le navire et les centres terrestres, les communications du SIA sont largement diffusées et peuvent être reçues par d'autres navires dans la région (Natale *et al.* 2015). Les deux technologies ont été préconisées et utilisées dans le contexte du suivi de l'effort de pêche (Lee *et al.* 2010; Gerritsen et Lordan 2011; Chang et Yuan 2014; Mazzarella *et al.* 2014; Natale *et al.* 2015; Le Guyader *et al.* 2017; Dunn *et al.* 2018; Koen-Alonso *et al.* 2018; Guiet *et al.* 2019).

La répartition des activités de pêche est un indicateur de l'étendue spatiale de la pêche. Pour produire des cartes de l'effort de pêche, on peut utiliser les données du SSN ou des journaux de bord (voir les détails dans Koen-Alonso *et al.* 2018). Cet indicateur serait fondé sur la superficie totale des grilles (1 km × 1 km) et sur l'activité de pêche en fonction des enregistrements du SSN, à des résolutions temporelles précises (p. ex., données annuelles ou mensuelles). Il serait suivi conjointement avec l'indicateur lié à la concentration des activités de pêche.

La concentration des activités de pêche est un indicateur de l'intensité de l'effort de pêche et serait suivi conjointement avec l'indicateur lié à la répartition des activités de pêche. Il serait basé sur la superficie totale des grilles (1 km × 1 km) à l'intérieur desquelles se trouve la tranche du 20^{e} centile supérieur de l'activité de pêche selon les enregistrements du SSN (p. ex., données annuelles). Il s'agit de la zone où la pêche a été la plus intense (Koen-Alonso *et al.* 2018).

La mesure de la répartition et de la concentration des activités de pêche est relativement simple grâce à l'utilisation d'outils du SIG, mais il pourrait être difficile d'obtenir des données sur la pêche commerciale (c.-à-d. SSN, SIA ou journaux de bord) à l'échelle des AMCEZ canadiennes. Les changements dans la répartition des activités de pêche à l'extérieur de la zone fermée pourraient être liés au déplacement des lieux de pêche. La réactivité de cette variable serait probablement faible, car les changements dans la répartition des activités de pêche pourraient être une réponse à des facteurs externes qui ne sont pas liés à la zone de conservation. Par ailleurs, les avantages des zones de conservation sur le plan de la conservation pourraient avoir des répercussions sur l'environnement à l'extérieur de la zone

(p. ex., augmentation de l'abondance des poissons), ce qui pourrait avoir un effet sur les activités de pêche à l'extérieur de la zone.

Il convient également de noter que la pêche scientifique (p. ex., au chalut et à la palangre) par le MPO et ses partenaires pourrait se poursuivre au sein des AMCEZ; elle se produit à des échelles beaucoup plus petites que la pêche commerciale (p. ex., MPO 2020b). Par conséquent, les renseignements décrits ci-dessus en ce qui concerne le suivi des activités de pêche doivent également s'appliquer dans ces cas. Par exemple, dans la région de Terre-Neuve-et-Labrador, l'autorisation potentielle d'activités scientifiques entrant en contact avec le fond, comme la pêche, au sein d'une AMCEZ nécessite l'élaboration d'un plan d'activités détaillé par le promoteur, aux fins d'évaluation par la Direction de la planification et de la conservation marines du MPO. Les renseignements générés par ces relevés scientifiques sur l'effort de pêche, la répartition et les prises d'invertébrés (en particulier de coraux et d'éponges) doivent être utilisés pour effectuer le suivi de ces activités dans l'AMCEZ d'intérêt.

4.4.2. Zones non touchées par des engins entrant en contact avec le fond

Cet indicateur fournit des renseignements sur les zones du fond marin qui n'ont pas été touchées par des engins de pêche qui entrent en contact avec le fond (Kenchington *et al.* 2012; Piet *et al.* 2012). Kenchington et ses collaborateurs (2012) ont indiqué qu'il s'agissait d'un indicateur lié aux pressions, mais Piet et ses collaborateurs (2012) ont suggéré qu'il s'agissait principalement d'un indicateur lié à l'état, parce qu'il peut s'écouler beaucoup de temps avant que l'on détecte des changements dans l'intégrité de l'habitat ou du fond marin résultant de l'absence de répercussions provenant des engins entrant en contact avec le fond. Dans le présent document, nous le classons comme un indicateur lié aux pressions afin de nous conformer à Kenchington et ses collaborateurs (2012), mais en reconnaissant qu'il pourrait ne pas être possible de produire des rapports sur cet indicateur à des fréquences temporelles élevées, comme il est habituellement fait pour d'autres indicateurs liés aux pressions (p. ex., annuellement). Kenchington et ses collaborateurs (2012) laissent entendre que si l'activité de pêche n'est pas intense dans une zone, un rapport annuel pourrait ne pas être nécessaire.

Comme c'est le cas pour l'indicateur de la répartition et de la concentration des activités de pêche décrit ci-dessus, il existe un bon fondement théorique pour l'utilisation de cet indicateur, puisque l'intégrité du fond marin peut être directement touchée par les engins entrant en contact avec le fond. De plus, la quantité des marques de chalut peut être obtenue à partir de données acoustiques (p. ex., Huvenne *et al.* 2018), ce qui constitue une méthode supplémentaire pour obtenir des renseignements sur l'état de la pêche entrant en contact avec le fond dans une zone. L'imagerie de profils sédimentaires (IPS) a également été suggérée comme technique possible pour permettre la détection des marques de chalut et d'autres perturbations du fond marin (Germano *et al.* 2011; Rosenberg *et al.* 2003; Smith *et al.* 2003). L'IPS utilise un dispositif d'imagerie dans un périscope inversé (prisme optique) pour obtenir des images des couches supérieures de sédiments à partir desquelles une caractérisation physique, chimique et biologique est possible, habituellement en combinaison avec des données macrofauniques et géochimiques (examiné par Germano *et al.* 2011). Des données d'imagerie ont également été employées pour détecter les marques de chalut (p. ex., Roberts *et al.* 2000).

L'utilisation du SSN, des journaux de bord, des données acoustiques et de l'IPS peut constituer une combinaison puissante pour assurer un suivi de cet indicateur. Toutefois, si les données acoustiques ou les images des fonds marins n'ont pas été obtenues avant que les zones soient fermées à la pêche, l'utilisation d'une méthode acoustique pour détecter les marques de chalut nécessitera probablement des données supplémentaires (p. ex., SSN) pour valider l'interprétation faite à partir des données acoustiques, parce que les marques de chalut sur le fond marin disparaissent avec le temps. Des études ont montré que la persistance des marques

de chalut sur le fond marin peut varier entre 6 et 18 mois, et qu'elle dépend de la granulométrie sédimentaire et de l'hydrodynamique (p. ex., une plus grande longévité dans les sédiments à grains plus fins et les environnements à faible énergie; Schwinghamer *et al.* 1998; Tuck *et al.* 1998). De plus, si les relevés scientifiques au chalut (c.-à-d. les relevés par navire de recherche du MPO) se poursuivent au sein des zones fermées, les marques de chalut de ces relevés pourraient être confondues avec celles de la pêche commerciale, malgré les différences de distance chalutée, de mesures du chalut (p. ex., l'écartement et le poids des portes) et de profondeur de ces marques dans les sédiments.

L'ampleur des changements dans une zone du fond marin qui n'est pas touchée par des engins de pêche qui entrent en contact avec le fond devrait être une réponse directe à l'élimination de la pêche commerciale dans les zones fermées; par conséquent, la sensibilité et la précision de cet indicateur sont toutes deux élevées. La réactivité dépendra probablement du type de données analysées, ainsi que de la qualité et de la quantité des données de référence accessible. Par exemple, l'utilisation de données acoustiques pour détecter les marques de chalut peut générer un bruit significatif. Par ailleurs, l'utilisation des données du SSN et des journaux de bord s'est révélée particulièrement utile pour déterminer les zones et l'effort de pêche (Lee *et al.* 2010; Gerritsen et Lordan 2011; Chang et Yuan 2014; Koen-Alonso *et al.* 2018).

4.4.3. Distribution des activités pétrolières et gazières et des activités d'exploitation minière des grands fonds marins

Les activités pétrolières et gazières et les activités d'exploitation minière des grands fonds marins ne sont pas explicitement interdites dans les AMCEZ canadiennes et seront évaluées au cas par cas pour chaque site potentiel dans une AMCEZ afin de déterminer si elles sont conformes aux objectifs de conservation d'une zone en particulier. Bien qu'il n'existe aucun permis actif pour les activités de production pétrolière et gazière au sein des AMCEZ canadiennes, depuis 2020 il y a 30 permis d'exploration actifs dans la seule région de Terre-Neuve, dont certains se trouvent dans le refuge marin du talus nord-est de Terre-Neuve, ainsi que des fermetures de pêche de l'OPANO à l'extérieur de la ZEE canadienne (Gullage *et al.* 2022). Les permis d'exploration permettent à l'industrie d'effectuer des forages exploratoires dans des zones où des levés sismiques ont indiqué un potentiel d'extraction d'hydrocarbures (Cordes *et al.* 2016). Les activités d'exploration peuvent mener ou non à la production pétrolière et gazière; pourtant, elles peuvent avoir des répercussions sur les coraux et les éponges d'eaux froides lors de plusieurs étapes des activités de forage (Cordes *et al.* 2016; Gullage *et al.* 2022).

La distribution des activités pétrolières et gazières est un indicateur de leur étendue spatiale (p. ex., abondance, distance par rapport aux caractéristiques d'intérêt) par rapport aux AMCEZ. Elle serait fondée sur la superficie totale des grilles dans lesquelles des puits d'exploration ou de production se trouvent chaque année.

Il serait relativement simple de mesurer la distribution des activités pétrolières et gazières étant donné que leur échelle spatiale est plus petite que celle de la pêche commerciale (à l'aide de données spatiales pour les puits, les pipelines, etc.). Même dans le cas des activités pétrolières et gazières qui se déroulent à l'extérieur des zones fermées, il est important de connaître leur emplacement par rapport aux zones fermées, car ces activités pourraient tout de même avoir une incidence sur les organismes à des kilomètres de la source (p. ex., déblais de forage). Il n'est pas nécessaire d'évaluer la sensibilité, la réactivité et la précision de cet indicateur. La distribution des sites d'activité pétrolière et gazière ne devrait pas changer en réponse directe aux changements (diminution) de la pression de la pêche (alors que l'inverse pourrait être plus fréquent, voir Rouse *et al.* 2020). Toutefois, il existe un potentiel d'interaction physique entre les activités de ces deux industries (p. ex., Rouse *et al.* 2018, 2020) et il ne faut pas l'écarter.

D’autres industries émergentes, comme l’exploitation minière des grands fonds marins, peuvent également avoir une incidence sur les coraux et les éponges. L’exploitation minière des grands fonds marins se déroule habituellement dans les zones où des nodules polymétalliques, des sulfures/évents et des croûtes riches en cobalt ont été découvertes (Miller *et al.* 2018). Bien qu’aucune zone de ce genre n’ait été déterminée pour la majeure partie de la ZEE dans les eaux canadiennes de l’Atlantique et de l’Arctique de l’est, des zones contenant des sulfures et des évents polymétalliques et des croûtes riches en cobalt se trouvent dans les eaux canadiennes du Pacifique (Miller *et al.* 2018). Bien que l’exploitation minière puisse avoir lieu dans des zones qui ne relèvent pas de la compétence nationale, les panaches générés par ces activités peuvent tout de même avoir une incidence sur les organismes benthiques comme les coraux et les éponges (Gollner *et al.* 2017) à des centaines de kilomètres de la source (Drazen *et al.* 2017).

4.4.4. Dépôt de sédiments d’origine anthropique

Cet indicateur fait référence aux dépôts de sédiments produits ou transportés à la suite d’activités anthropiques (p. ex., chalutage, exploration pétrolière et gazière, exploitation minière). Les sédiments eux-mêmes peuvent être naturels (p. ex., sédiments remis en suspension pendant les activités de chalutage) ou artificiels (p. ex., boues de forage produites pendant l’exploration pétrolière et gazière). Leur origine peut être autochtone (générés à la source de l’impact) ou allochtone (transportés).

Les coraux et les éponges peuvent présenter une sensibilité aux sédiments remis en suspension (d’origine naturelle ou anthropique), car ces derniers sont susceptibles d’entraîner l’étouffement des polypes coralliens et la nécrose tissulaire (Erftemeijer *et al.* 2012), des changements dans l’apport alimentaire et le comportement des adultes, la perte de polypes (Liefmann *et al.* 2018), des changements en matière de mortalité et de comportement des larves planctoniques (Järnegren *et al.* 2017, 2020), ainsi que des arrêts physiologiques (p. ex., Grant *et al.* 2019). Liefmann et ses collaborateurs (2018) ont montré que les particules pointues produites pendant l’exploitation minière des grands fonds marins peuvent être particulièrement nocives pour les coraux mous d’eaux froides exposés aux particules de résidus miniers.

Étant donné que le chalutage commercial entrant en contact avec le fond n’est pas autorisé au sein des AMCEZ abritant des coraux et des éponges, cet indicateur serait surtout examiné pour évaluer les répercussions potentielles des activités de chalutage menées à l’**extérieur** sur les coraux et les éponges se trouvant à l’**intérieur**. Toutefois, si les relevés scientifiques au chalut du MPO se poursuivent à l’intérieur des AMCEZ, les effets potentiels de la perturbation des sédiments découlant de ces relevés devraient être évalués. Grant et ses collaborateurs (2019) ont suggéré que les panaches de sédiments provenant des activités de chalutage de fond à plus de deux kilomètres à l’extérieur d’une aire protégée pourraient augmenter la quantité de sédiments en suspension dans l’aire protégée à un niveau qui ferait en sorte que les éponges siliceuses cessent de filtrer l’eau. De plus, les sédiments associés au forage exploratoire (p. ex., déblais de forage) peuvent être déposés à moins d’un kilomètre du site d’exploration (Roberts *et al.* 2006). La mesure du dépôt de sédiments d’origine anthropique à l’intérieur des AMCEZ pourrait être réalisée par le déploiement de pièges à sédiments (c.-à-d. associés à des mouillages ou à des atterrisseurs benthiques) à l’intérieur de ces zones. Les pièges doivent rester sous l’eau pendant une période qui varie de mois à une ou quelques années (plus longtemps s’il y a des problèmes de récupération de l’équipement). Ils fourniraient des renseignements sur le dépôt de sédiments, le taux de dépôt et la composition. La répartition des sédiments produits à la suite d’activités pétrolières et gazières et susceptibles d’être transportés vers les AMCEZ pourrait être retracée au moyen de l’échantillonnage ciblé des sédiments à proximité des coraux et des éponges, et analysée pour y déceler des

biomarqueurs (p. ex., acides gras, dont il est question ci-dessous). L'échantillonnage ciblé des sédiments devrait être plus précis s'il est réalisé à l'aide de ROV avec capacité de carottage (voir la section 5). Bien que les pièges à sédiments puissent être un excellent outil de recherche, leur utilité dans le cadre d'un programme de suivi des coraux et des éponges n'a pas encore été déterminée pour les AMCEZ canadiennes. L'IPS pourrait également être explorée comme outil pour évaluer une « nouvelle » accumulation de sédiments sur le fond marin.

Des modèles de dispersion/transport des sédiments peuvent être générés pour évaluer la propagation possible des particules de sédiments dans une zone (p. ex., Grant *et al.* 2019). Les modèles de dispersion sont utilisés par l'industrie (p. ex., pétrole et gaz, aquaculture) pour évaluer la propagation des sédiments et d'autres particules résultant de leurs activités (p. ex., Crawford *et al.* 2002; Cromey *et al.* 2002). Bien qu'il soit essentiel d'avoir des données de référence sur les conditions sans perturbation pour comprendre les répercussions des perturbations, des simulations des perturbations pourraient être effectuées pour produire des données de référence acceptables. Par exemple, Grant et ses collaborateurs (2019) ont utilisé le ROV ROPOS pour effectuer des expériences de remise en suspension des sédiments, où le ROV a servi à générer des panaches de sédiments et à évaluer leur effet sur les activités physiologiques des éponges siliceuses, tout en évaluant également ces activités dans des scénarios avec perturbation préalable. Toutefois, à certains endroits (p. ex., sur le plateau de Terre-Neuve), les modèles de dispersion (transport) des sédiments peuvent être difficiles à générer en raison de la complexité de l'océanographie et de la logistique associée à l'obtention de données sur le courant de fond à des échelles spatiales et temporelles significatives.

Les panaches de sédiments produits pendant le chalutage entrant en contact avec le fond peuvent atteindre plusieurs mètres de haut et des dizaines ou des centaines de mètres de large (p. ex., Durrieu De Madron *et al.* 2005). De petits engins qui entrent en contact avec le fond peuvent également produire des panaches de sédiments, mais avec une empreinte beaucoup plus petite (p. ex., 1 m de hauteur et 1,5 m de largeur pour un traîneau benthique; O'Neill et Summerbell 2011). Les caractéristiques des panaches de sédiments générés pendant les relevés au chalut du MPO (et d'autres relevés scientifiques comparables) sont actuellement inconnues. Par conséquent, si ces relevés se poursuivent à l'intérieur de zones fermées, les effets possibles du chalutage commercial et scientifique ayant lieu à l'**extérieur** par opposition au chalutage scientifique ayant lieu à l'**intérieur** pourraient être confondus. Toutefois, compte tenu du fait que le chalutage de la pêche commerciale a une empreinte beaucoup plus importante que celui des relevés scientifiques (p. ex., Rideout *et al.* 2024), il est possible que les changements dans les caractéristiques des dépôts de sédiments à l'intérieur des AMCEZ correspondent à un changement direct de la pression de la pêche (sensibilité élevée). Des études régionales seront cruciales pour évaluer le potentiel de dispersion des panaches de sédiments générés pendant les activités anthropiques ayant lieu à l'intérieur et à l'extérieur des AMCEZ, et leur potentiel de répercussions sur les coraux et les éponges qui s'y trouvent.

Il est encore difficile d'évaluer la réactivité de cet indicateur, compte tenu de l'accessibilité limitée de données de référence. Toutefois, en supposant que des données de référence soient accessibles, les changements détectables dans les dépôts de sédiments à l'intérieur des AMCEZ doivent être suffisamment importants pour indiquer une réponse aux pressions anthropiques plutôt qu'aux changements naturels, à moins que l'on sache que des activités géologiques ou des comportements particuliers et cohérents d'organismes affectent la dynamique des sédiments dans une zone donnée. Cela souligne également l'importance de la cartographie à haute résolution des fonds marins et de l'élaboration de cartes du substrat pour ces zones (voir la section 5). Pour ce qui est de la précision, une distinction entre les sédiments produits par le chalutage et ceux issus d'activités pétrolières et gazières pourrait probablement

être obtenue en fonction de l'analyse des sédiments (c.-à-d. la composition, la taille des grains, la chimie), compte tenu de leur nature différente (p. ex., les boues de forage sont associées à des produits chimiques particuliers). L'acquisition de données pour cet indicateur serait probablement associée à la collecte de données océanographiques et aux relevés benthiques (p. ex., ROV, échantillonnage instantané).

4.4.5. Effets chimiques liés aux activités pétrolières et gazières

Des concentrations de produits chimiques liés au forage ont été détectées dans les sédiments de surface jusqu'à quatre kilomètres des sites de forage (Lepland et Mortensen 2008). Ces contaminants chimiques peuvent avoir des effets toxiques sur les coraux et les éponges, qui peuvent être étudiés à l'aide de biomarqueurs (Müller *et al.* 2000; Kenchington *et al.* 2012). La forte concentration d'hydrocarbures dans un échantillon de corail mou prélevé à partir d'un suintement froid dans la baie de Baffin indique que des analyses de lipides peuvent être utilisées pour détecter la présence d'hydrocarbures (Cramm *et al.* 2021). Il existe des données de référence sur la composition en lipides et en acides gras des coraux d'eaux froides du bonnet Flamand, dans l'Atlantique nord-ouest (Salvo *et al.* 2018). Bergquist et ses collaborateurs (1984) ont décrit la composition en acides gras des éponges, et des études précises plus récentes sont également accessibles (p. ex., Schreiber *et al.* 2006; Blumenberg et Michaelis 2007; Parzanini *et al.* 2018).

La détection de la présence de boues et de déblais de forage et d'autres déchets provenant des activités d'exploration pétrolière et gazière à l'intérieur et à l'extérieur des AMCEZ pourrait être possible grâce au prélèvement ciblé de carottes de sédiments. Les sédiments non perturbés fourniraient de meilleures données sur le dépôt de tels matériaux. Dans ce cas, les ROV avec capacité de carottage sont l'outil de choix (comme décrit ci-dessus pour l'indicateur lié au dépôt de sédiments).

Cet indicateur peut être à la fois précis et sensible, car la détection de la présence de produits chimiques liés aux activités pétrolières et gazières peut être une réponse directe à la présence de tels produits chimiques. La réactivité dépendra de l'accessibilité de données de référence, de la puissance de dispersion de ces produits chimiques et de la fréquence de l'effet et du suivi, car les niveaux pourraient changer du moment de l'effet au moment de l'échantillonnage.

4.4.6. Moment et durée des événements anormaux

Des événements climatiques anormaux liés aux interactions océan-atmosphère (Josey *et al.* 2018) ou des tremblements de terre sporadiques peuvent provoquer des mouvements de masse et des flux de gravité (Tripsanas *et al.* 2008) et peuvent avoir un effet sur la répartition, l'abondance et la biomasse des coraux et des éponges d'eaux froides, en raison de leurs limites physiologiques (Kenchington *et al.* 2012). Toutefois, ces événements ne sont pas bien connus et l'information sur cet indicateur peut être rare ou inexistante pour la plupart des AMCEZ examinées ici. De plus, la plupart des AMCEZ canadiennes ne sont pas situées dans des zones sismiques actives. La documentation des effets des événements anormaux doit faire partie des protocoles de suivi, mais il pourrait être impossible de tracer des tendances significatives fondées sur des données sporadiques.

4.4.7. Moment, durée et ampleur des blooms de phytoplancton

Kenchington et ses collaborateurs (2012) ont suggéré qu'il s'agissait d'un indicateur lié aux pressions, mais on pourrait également l'inclure dans les indicateurs liés à l'environnement. Les blooms de phytoplancton sont considérées comme un facteur de contrôle dans les cycles de reproduction des coraux (Sun *et al.* 2010a, 2010b) et des éponges (Spetland *et al.* 2007) des

grands fonds et pourraient donc influer sur le succès du recrutement et la productivité. Cet indicateur serait basé sur la chlorophylle *a* de surface, une concentration mesurée à partir de données satellitaires. Dans les régions où les blooms de phytoplancton sous la surface sont importantes et répandues, comme dans l'Arctique, la mesure de cet indicateur doit également inclure les profils verticaux de concentration de chlorophylle *a* (techniques fondées sur la fluorescence). La sensibilité, la précision et la réactivité de cet indicateur sont évaluées ici comme étant faibles, car les changements dans le moment, la durée et l'ampleur des blooms de phytoplancton ne devraient pas correspondre directement aux changements dans la pêche.

Cependant, les mesures de cet indicateur peuvent, dans certaines régions, contribuer grandement à distinguer les effets de l'arrêt des pressions de la pêche démersale des variations liées aux changements climatiques. Par exemple, l'Arctique canadien subit de profonds changements dans les conditions de la glace de mer qui influent sur le moment du bloom de phytoplancton et sur les voies de circulation de l'eau qui affectent la disponibilité et la répartition des éléments nutritifs et, par conséquent, l'ampleur du bloom de phytoplancton. Les effets de ces changements sur les coraux et les éponges seront superposés aux changements causés par les mesures de protection. Si un suivi n'est pas effectué pour cet indicateur, l'efficacité des fermetures ne peut pas être évaluée adéquatement dans les régions où des changements environnementaux importants se produisent au niveau des producteurs primaires, ce qui se traduit par une productivité et une diversité des coraux et des éponges qui sont causées par des mécanismes de couplage benthique-pélagique.

4.4.8. Moment et durée de la couverture de glace de mer

Le cycle saisonnier de la glace de mer est un facteur important de la productivité de l'environnement marin dans les communautés de l'Arctique (Clark *et al.* 2015). La glace de mer constitue un contrôle principal de l'apparition du bloom de phytoplancton en raison de la disponibilité de la lumière, mais elle agit également comme habitat pour les algues de glace qui, dans certains milieux de l'Arctique, peuvent contribuer de façon importante à la productivité primaire globale de l'écosystème au début de la saison productive. Cet indicateur pourrait être basé sur des données sur l'épaisseur et la répartition de la glace, qui peuvent être obtenues auprès du Service canadien des glaces. À l'instar de l'indicateur lié aux blooms de phytoplancton, la sensibilité et la précision de cet indicateur en matière de pression de la pêche entrant en contact avec le fond sont faibles, car les changements dans le moment et la durée de la couverture de glace de mer ne devraient pas correspondre directement aux changements (élimination) de cette pression. Toutefois, on prévoit une augmentation de la pêche dans les eaux canadiennes de l'Arctique en raison de la diminution de l'étendue de la glace (Tai *et al.* 2019), qui peut influer sur les AMCEZ canadiennes soumises à l'influence de la glace (p. ex., zone de conservation Disko Fan). La réactivité de cet indicateur peut être considérée comme faible, en raison des variations spatiales et interannuelles naturelles de la dynamique de la glace.

En revanche, le changement climatique a des répercussions directes sur la dynamique et la thermodynamique de la glace de mer. La sensibilité, la précision et la réactivité de cet indicateur aux changements climatiques peuvent être considérées comme élevées. Les changements de la dynamique de la glace et de la thermodynamique peuvent avoir une incidence directe sur les processus benthiques, en réponse aux changements de la productivité pélagique et associée à la glace et du couplage benthique-pélagique (Wassmann et Reigstad 2011). Par conséquent, le suivi de cet indicateur est essentiel pour comprendre les changements possibles de la diversité benthique (p. ex., abondance, biomasse, taux de croissance) et, par conséquent, la dynamique des coraux et des éponges dans les AMCEZ canadiennes soumises à l'influence de la glace (p. ex., zone de conservation Disko Fan).

4.4.9. Présence de déchets sur les fonds marins

Cet indicateur serait représenté par tous les déchets présents sur les fonds marins, mais en particulier par les engins de pêche fantômes dans les AMCEZ abritant des coraux et des éponges. Les déchets sur les fonds marins ont été évalués à partir d'échantillons prélevés au chalut dans le bonnet Flamand (García-Alegre *et al.* 2020). Toutefois, dans le cas des zones fermées, l'évaluation des déchets sur les fonds marins serait effectuée en fonction des données d'imagerie, probablement dans le cadre d'autres évaluations utilisant des données d'imagerie (p. ex., évaluations de la faune). Les déchets sur les fonds marins peuvent donner une indication de non-conformité selon l'état de l'engin sur le fond marin, mais pas nécessairement, car il pourrait également avoir été poussé par le courant dans ces zones.

Dans la plupart des cas, la sensibilité et la précision de cet indicateur sont élevées, car la présence de débris dans le milieu marin est directement associée à des activités anthropiques. En particulier, la présence d'engins de pêche fantômes est une conséquence directe des activités de pêche. Bien que l'identification d'un engin d'âge connu puisse éclairer la conformité, dans la plupart des cas, il peut être impossible de savoir à quel moment un engin est tombé sur le fond marin. La réactivité de cet indicateur pourrait être faible. Bien qu'on s'attende à ce que le nombre de chalutiers de fond qui pêchent dans les AMCEZ soit nul (en supposant qu'ils respectent les règles), le trafic maritime est toujours permis, et on s'attend encore à ce qu'il y ait des déchets associés à la présence humaine (p. ex., boîtes de conserve, bouteilles de plastique) dans ces zones. De plus, la présence de microplastiques est également prévue dans ces zones et leur source (p. ex., chalutiers ou autres navires) serait difficile, voire impossible à déterminer.

4.5. ACTIVITÉS LIÉES AUX CÂBLES SOUS-MARINS

Cet indicateur serait représenté par les activités liées à l'installation, à l'entretien ou à la mise hors service de câbles sous-marins (p. ex., transport d'électricité). Les câbles sous-marins sont largement répartis dans le monde entier et peuvent avoir des répercussions sur les communautés benthiques, y compris les coraux et les éponges d'eaux froides (Taormina *et al.* 2018). Dans une étude sur les répercussions d'un câble de transport d'électricité sous-marin installé dans une zone de récif d'éponges siliceuses, Dunham et ses collaborateurs (2015) ont déterminé une mortalité de 100 % pour les éponges sous l'empreinte du câble, ainsi qu'une couverture inférieure d'éponges vivantes dans les transects près du câble par rapport aux sites de contrôle. On peut trouver des câbles sous-marins dans plusieurs AMCEZ abritant des coraux et des éponges. Leur présence et leurs répercussions potentielles sur ces communautés doivent être reconnues et faire l'objet d'une étude. Il pourrait être facile de mesurer la présence et l'étendue de câbles sous-marins dans les AMCEZ en utilisant des techniques du SIG, si des données sont accessibles.

4.6. AUTRES ACTIVITÉS

4.6.1. Énergie éolienne en mer

À l'instar des activités pétrolières, gazières et minières, les parcs éoliens en mer ne sont pas explicitement interdits dans les AMCEZ canadiennes et seront évalués dans le cadre d'une évaluation des risques pour chaque site potentiel. Bien qu'en date de décembre 2020, il n'existe aucun parc éolien au Canada, plusieurs projets ont été proposés, notamment le projet NaiKun dans le détroit d'Hécate, en Colombie-Britannique, et cinq projets au Canada atlantique, soit deux au large de Terre-Neuve-et-Labrador et un au large de chacune des provinces de la Nouvelle-Écosse, de l'Île-du-Prince-Édouard et du Nouveau-Brunswick (CER 2017). À

Terre-Neuve, on s'intéresse à la possibilité d'alimenter les plateformes de forage pétrolier en mer grâce à l'énergie éolienne, comme on l'a fait récemment en Norvège.

Comme les autres activités décrites dans la présente section, les projets d'énergie éolienne en mer peuvent également avoir des répercussions sur les communautés benthiques au cours de leurs différentes phases (p. ex., Schröder *et al.* 2006, Wilson *et al.* 2010). Les parcs éoliens en mer sont composés des éoliennes et de l'infrastructure connexe, qui comprend des sous-stations et des câbles sous-marins (Wilson *et al.* 2010). À ce jour, il n'existe aucune étude sur les effets potentiels des activités éoliennes en mer s'intéressant particulièrement aux coraux et aux éponges, puisqu'il s'agit d'une industrie relativement nouvelle. Cependant, certaines des étapes de l'installation des éoliennes en mer et de leur infrastructure connexe peuvent être comparées à celles observées dans l'industrie pétrolière et gazière. Par exemple, l'ancrage d'une grande structure (c.-à-d. l'éolienne) sur le fond marin et, dans certains cas, le forage de la roche en place qui crée des débris de forage; bien que le volume de déblais éliminé par le forage associé aux éoliennes soit probablement beaucoup plus faible que celui généré par les activités de forage pétrolier et gazier (Wilson *et al.* 2010). Bien que notre objectif ne soit pas de discuter en détail des effets potentiels des parcs éoliens extracôtiers sur le benthos, ceux-ci peuvent comprendre des changements dans la structure des sédiments et les régimes d'écoulement, une turbulence accrue (qui modifie le substrat), et des changements dans l'abondance, la richesse et la diversité des espèces (Wilson *et al.* 2010).

Étant donné que l'énergie éolienne en mer est un nouveau secteur industriel, il n'existe pas de données historiques sur les eaux canadiennes. La création de parcs à l'intérieur ou à proximité d'une AMCEZ devrait faire l'objet d'un suivi dans le cadre du plan de suivi de l'AMCEZ. Leur étendue spatiale en ce qui a trait à l'abondance des éoliennes et à leur distance par rapport aux caractéristiques d'intérêt (p. ex., AMCEZ, écosystèmes marins vulnérables, zones benthiques importantes ou communautés particulières de coraux et d'éponges) devrait être prise en compte au fil du temps, ce qui serait relativement simple à réaliser si les emplacements précis de ces parcs sont connus. Il n'est pas nécessaire d'évaluer la sensibilité, la réactivité et la précision de cet indicateur. La répartition des sites d'activité éolienne en mer dépendra des objectifs des parcs (p. ex., s'ils sont associés à des plateformes de forage pétrolier ou non). Étant donné que les éoliennes pourraient servir de substrat artificiel pour l'établissement d'organismes sessiles, y compris des coraux et des éponges, il serait intéressant d'avoir accès aux données sur la colonisation des éoliennes par la faune dans le temps.

4.6.2. Changements climatiques

Les changements climatiques globaux causés par les émissions de gaz à effet de serre d'origine anthropique entraînent des changements importants des propriétés physiques et chimiques des océans, qui ont de profondes répercussions sur les écosystèmes marins (p. ex., Harley *et al.* 2006; Pörtner et Farrell 2008). Les pressions liées aux changements climatiques comprennent le réchauffement, l'acidification et la désoxygénation des océans.

Le réchauffement de la température des océans peut avoir une incidence négative sur la performance et la survie des organismes marins (McWilliams *et al.* 2005) et entraîner des changements dans la répartition géographique (p. ex., Perry *et al.* 2005; Campana *et al.* 2020) ainsi que dans le calendrier saisonnier des événements biologiques (p. ex., Edwards et Richardson 2004; Philippart *et al.* 2003). La hausse des températures peut également modifier la disponibilité de la nourriture et la structure du réseau trophique, ce qui produit des changements au niveau de la communauté (p. ex., Schiel *et al.* 2004; Schultz et Cloutier 2016). L'augmentation de la température de surface devrait également accroître la stratification de la colonne d'eau, ce qui augmentera le degré de découplage entre les eaux de surface et les eaux plus profondes (Capotondi *et al.* 2012) et pourrait causer une modification des assemblages de

phytoplancton (Bopp *et al.* 2005). Cette modification est susceptible de réduire le flux de carbone vers le fond marin ainsi que l'efficacité de la pompe biologique (Steinacher *et al.* 2010; Moran *et al.* 2015).

Le réchauffement affecte également l'oxygène dissous dans les océans. Les observations directes suggèrent que le réchauffement accélère la désoxygénation des océans et que l'inventaire mondial d'oxygène des océans diminue (Oschlies *et al.* 2018), alors que la zone d'oxygène minimum s'élargit dans certaines régions (Ross *et al.* 2020). Le réchauffement a des conséquences sur l'inventaire d'oxygène des océans par deux mécanismes : directement, par les effets de la solubilité (plus l'eau est chaude, moins le gaz s'y dissout) et indirectement, par des modifications de la circulation océanique mondiale, du mélange et de la respiration de l'oxygène (Oschlies *et al.* 2018). L'appauvrissement en oxygène réduira le potentiel de colonisation de l'habitat en raison de l'évitement par les larves d'organismes qui sont sessiles ou sédentaires une fois au stade adulte (Lagos *et al.* 2015), et il peut diminuer la diversité régionale et causer des extinctions locales (Ross *et al.* 2020).

L'augmentation de l'acidité des océans a de profondes implications pour le processus physiologique des organismes marins, en particulier chez les invertébrés marins qui construisent des structures carbonatées comme les coraux. La diminution des taux de calcification en réponse à l'acidification des océans a été démontrée chez des coraux scléractiniaires formant des récifs (Kleypas *et al.* 1999; Gómez *et al.* 2019) et chez des gorgones (Cerrano *et al.* 2013). De plus, il a été démontré que l'acidification des océans a des effets négatifs importants sur la capacité de pompage, le retrait des tissus et l'intégrité structurelle de l'éponge siliceuse *Aphrocallistes vastus* (Stevenson *et al.* 2020). La diminution des structures squelettiques nécessaires à leur soutien et à leur protection peut entraîner un effondrement structurel et une augmentation de la mortalité (Cerrano *et al.* 2013; Büscher *et al.* 2019; Stevenson *et al.* 2020).

Selon des projections récentes, d'ici 2100, les profondeurs abyssales (3 000 à 6 000 m) pourraient connaître des augmentations de température supérieures à 1 °C, tandis que les profondeurs bathyales (200 à 3 000 m) partout dans le monde seront exposées à des diminutions importantes du pH (0,29 à 0,37 unité de pH) et à des diminutions des concentrations d'O_2 allant jusqu'à 3,7 % ou plus dans certains océans (Sweetman *et al.* 2017). Des modèles récents de qualité de l'habitat selon différentes projections climatiques ont suggéré le corail *Lophelia pertusa* et la grande gorgone *Paragorgia arborea* subiraient une réduction de l'habitat dans l'Atlantique nord-ouest (Morato *et al.* 2020). Bien que tous les indicateurs décrits dans cette section puissent être sélectionnés pour le suivi des AMCEZ canadiennes, les indicateurs liés aux changements climatiques devront également être intégrés aux plans de suivi. Le gouvernement du Canada a élaboré le « Cadre stratégique fédéral sur l'adaptation aux changements climatiques » pour orienter les priorités et les mesures à prendre (Gouvernement du Canada 2011). À l'heure actuelle, il n'existe pas de cadre national ni de directive sur l'intégration des changements climatiques dans les AMP canadiennes et leurs réseaux ou dans les AMCEZ. Cependant, le MPO travaille à des initiatives visant la création et l'élaboration d'outils permettant de tenir compte des changements climatiques dans la recherche marine, y compris le suivi des aires protégées.

4.7. CONCLUSION

Nous avons présenté ici un certain nombre d'indicateurs qui peuvent servir à effectuer le suivi de l'état des coraux et des éponges dans les AMCEZ canadiennes. Il faudra tenir compte des objectifs de conservation de chaque zone ainsi que de l'accessibilité et de la pertinence des données au moment de choisir les indicateurs à inclure dans un plan de suivi. De plus, à mesure que nos connaissances sur les coraux et les éponges d'eaux froides augmenteront

avec les progrès technologiques et un suivi accru, il faudra examiner l'ensemble d'indicateurs choisis pour s'assurer qu'il est complet. Ce point est particulièrement vrai dans les régions où il y a eu peu de recherches auparavant et dans les régions pionnières. Les indicateurs ne sont pas statiques; leur sélection et leur analyse devront être itératives et adaptées à la progression des connaissances.

5. OUTILS, TECHNIQUES ET MÉTHODOLOGIES

5.1. INTRODUCTION

L'identification d'outils, de techniques ou de méthodes de suivi appropriés est essentielle pour évaluer l'efficacité des aires de conservation et doit être directement liée aux objectifs de conservation (Figure 9). Le choix des outils influencera la résolution des données. Par exemple, dans le cas des outils d'imagerie, le seuil de détection de certains taxons peut différer considérablement entre des images fixes à haute résolution et une vidéo de définition standard (Althaus *et al.* 2015; Dunham *et al.* 2018a). De plus, l'utilisation de différents engins peut donner lieu à des différences importantes en ce qui concerne la richesse des espèces, leur densité ou leur composition (Sheehan *et al.* 2014). Par conséquent, dans la mesure du possible, il faut procéder à un examen attentif et à des essais pour s'assurer que les outils choisis et les données qu'ils fournissent correspondent bien aux objectifs de conservation et aux indicateurs de suivi.

Certains des défis associés au suivi des 40 AMCEZ canadiennes abritant des coraux et des éponges comprennent le fait qu'elles sont principalement situées au large des côtes et en eau profonde (c.-à-d. à plus de 200 m et jusqu'à 4 700 m, Tableau 1). Ces facteurs imposent des contraintes logistiques et exigent l'utilisation de plateformes et d'outils particuliers (c.-à-d. engins, navires; Tableau 6). De plus, la grande taille de plusieurs de ces AMCEZ (p. ex., la moitié d'entre elles ont une superficie de plus de 800 km^2, sept d'entre elles ont une superficie de plus de 7 000 km^2 et la superficie peut aller jusqu'à 55 350 km^2) représente un défi en ce qui concerne la collecte de données de référence et de données en continu ainsi que la mise en œuvre de mesures de suivi appropriées. Il faudra tenir compte de ces défis et de ces limites lors de l'élaboration des plans de suivi, lesquels devront être conformes aux pratiques exemplaires pour garantir qu'un nombre suffisant de données et le bon type de données soient recueillis afin de permettre des analyses statistiques utiles. De solides programmes de suivi sont essentiels pour optimiser les ressources accessibles et permettre la détection des changements dans l'environnement benthique, ainsi que pour déterminer quelles mesures de gestion ont été efficaces (Foster *et al.* 2018; Noble-James *et al.* 2018).

5.2. OUTILS ET TECHNIQUES

Dans cette section, nous décrivons les outils et les techniques actuellement utilisés lors des relevés d'organismes benthiques, en mettant l'accent sur les technologies d'imagerie et les engins entrant en contact avec le fond. Nous discutons également brièvement de l'utilisation de techniques acoustiques pour la cartographie de l'habitat et de l'ADN environnemental (ADNe) dans le cadre du suivi, offrons une comparaison des outils et des méthodes et suggérons des pratiques exemplaires. Il convient de souligner que la profondeur et le type de fond sont des variables importantes dont il faut tenir compte lors de la planification des relevés benthiques et du choix des outils appropriés. Des indicateurs de suivi possibles ont été énumérés dans la section précédente, et dans celle-ci, nous nous concentrerons sur les outils de suivi de ces indicateurs.

5.2.1. Technologies d'imagerie

Les technologies d'imagerie présentent plusieurs avantages pour le suivi des taxons benthiques. Au début des années 2000, Gordon Jr. et ses collaborateurs (2000) ont discuté de l'application d'outils d'imagerie mis au point par des scientifiques et des ingénieurs canadiens pour l'étude du benthos marin, soit la caméra remorquée, le Campod et le Videograb. Depuis, l'éventail des outils utilisés et des environnements étudiés dans les eaux canadiennes s'est élargi. Dans la présente section, nous décrivons quelques-unes des technologies d'imagerie les plus récentes employées pour l'étude du milieu benthique marin, qui pourraient servir à des fins de suivi dans les AMCEZ canadiennes abritant des coraux ou des éponges. Nous fournissons également une comparaison des outils, avec les limites et les avantages de chaque technologie, et discutons des défis associés à la collecte, au stockage, au traitement et à l'analyse des données d'imagerie.

Le présent document ne vise pas à fournir un examen complet de ces outils ou à fournir des protocoles précis, mais plutôt à les énumérer et à les décrire brièvement comme outils possibles à utiliser pour le suivi des AMCEZ canadiennes. Nous mettons l'accent sur les outils utilisés récemment dans le cadre de relevés canadiens et sur les facteurs à prendre en compte quant à la convivialité de chacun. De nombreux auteurs ont élaboré des normes et des protocoles pour l'utilisation des technologies d'imagerie dans la recherche sur le milieu benthique, et ces normes et protocoles devraient être considérés au cas par cas (p. ex., Coggan *et al.* 2007; Larocque et Thorne 2012; Jamieson *et al.* 2013; Mallet et Pelletier 2014; Brandt *et al.* 2016; Moore *et al.* 2019).

5.2.1.1. Véhicules sous-marins télécommandés (ROV)

Les ROV sont des véhicules sous-marins sans pilote avec câble d'attache qui peuvent être équipés de capteurs, de caméras, d'instruments océanographiques (p. ex., sondes CTP, bouteilles Niskin, échosondeur multifaisceaux) et d'autres équipements (p. ex., manipulateurs, boîtes d'échantillonnage, carottiers sous pression pour les sédiments). Les ROV naviguent à une certaine distance du fond marin et fournissent une vue en direct aux pilotes et aux scientifiques à bord du navire. Ils sont donc jugés plus adéquats pour l'étude des zones abritant une faune benthique vulnérable comme les coraux et les éponges, en particulier par rapport aux engins envahissants entrant en contact avec le fond comme les chaluts de fond. Les ROV sont également des outils utiles pour effectuer le relevé de reliefs accidentés (zones rocheuses, falaises, etc.) où les chaluts et autres engins benthiques conventionnels ne peuvent pas être employés de façon sécuritaire et efficace. Il s'agit de l'une des façons les moins invasives de mener des relevés biologiques d'habitats en eaux profondes, ce qui est particulièrement approprié lorsqu'on les effectue dans des aires de conservation, dont bon nombre abritent des espèces sensibles ou vulnérables.

Les ROV ont permis de recueillir des données d'imagerie qui ont servi à étudier des indicateurs quantitatifs de suivi (Tableau 5, Tableau 6), y compris l'abondance, la répartition et la taille des taxons benthiques (Chimienti *et al.* 2018b; Dinn *et al.* 2020a). En fait, il a été démontré que les images obtenues au moyen d'un ROV fournissent des données plus précises sur l'abondance des taxons benthiques que les données obtenues au moyen d'un chalut de fond (p. ex., Ayma *et al.* 2016; Chimienti *et al.* 2018b). Dans certains cas, ces véhicules sont l'outil le plus approprié pour réaliser le relevé d'une zone. Par exemple, le suivi de récifs d'éponges siliceuses et de cheminées hydrothermales pourrait nécessiter la collecte de données d'imagerie et d'échantillons physiques connexes de façon très ciblée et précise. Les ROV équipés de caméras positionnées à différents angles (p. ex., vers l'avant et vers le bas) peuvent fournir des données d'imagerie à différentes échelles spatiales. Les caméras orientées vers le bas pourraient faciliter la détection de juvéniles (p. ex., plumes de mer), car elles fournissent

une vue ciblée et plus détaillée du fond marin. Les caméras orientées vers l'avant permettent une meilleure estimation de la densité d'une population, car elles offrent un champ de vision plus large. Le fait d'avoir différentes caméras orientées selon différents angles n'est pas une exclusivité des ROV, car d'autres types d'engins d'imagerie le permettent également (p. ex., les caméras déposées/tractées et les systèmes vidéo remorqués abordés plus loin dans cette section).

Chaque ROV possède un ensemble différent d'outils et de capacités connexes, et tous les ROV ne conviennent pas à tous les types de relevés. Par exemple, certains n'ont pas de capacité d'échantillonnage ni même de caméra haute résolution. Les profondeurs d'utilisation peuvent également varier. Le type de système de caméra et la configuration de l'éclairage influeront directement sur la qualité des images, qui sera également directement dépendante de la vitesse du ROV et de sa distance par rapport au fond marin. Dans la plupart des cas, la vitesse du ROV ne doit pas dépasser 0,5 nœud en mode transect, et le véhicule doit naviguer à moins de deux mètres du fond marin (position de la caméra), car les deux variables ont une incidence directe sur la qualité des images (p. ex., pour l'identification des espèces). La question de l'altitude est abordée plus en détail dans la section sur les véhicules sous-marins remorqués, pour lesquels cette variable pourrait être plus difficile à contrôler. L'altitude du ROV peut être contrôlée si le véhicule est muni d'un altimètre ou d'un autre système capable de mesurer la distance par rapport au fond marin (p. ex., loch Doppler). Toutefois, l'expérience du pilote est primordiale pour maintenir un ROV à une distance relativement constante du fond marin pendant un transect, car un fort courant peut avoir un effet important. Si le ROV n'a pas d'instrument permettant de mesurer l'altitude, on peut utiliser une paire de points laser – une fonctionnalité souvent présente sur les ROV – comme substitut. La variation de la distance des pixels entre les points laser peut servir de mesure de la variation de l'altitude du véhicule. L'une des exigences les plus fondamentales associées aux technologies d'imagerie actuelles est de disposer d'une paire (ou plus) de points laser dans les images. Les lasers ont pour principal objectif de fournir une échelle pour les estimations de la taille. Tous les ROV ne sont pas dotés de lasers, et d'autres méthodes pourraient être nécessaires pour obtenir des estimations de la taille des objets (p. ex., Neves et ses collaborateurs [2015b] ont utilisé une règle métallique). Par conséquent, des objectifs de relevé clairs orienteront le choix du ROV en fonction de ses capacités (techniques et opérationnelles) et de son historique (expérience antérieure des utilisateurs), ainsi que de la disponibilité de navires adéquats.

Au Canada, le ROPOS (*Remotely Operated Platform for Ocean Sciences*) est actuellement le principal ROV à vocation scientifique reconnu à l'échelle internationale pour la production de données d'imagerie de haute qualité, l'échantillonnage précis d'objets, de sédiments et d'eau (p. ex., Baker *et al.* 2012; Bennecke et Metaxas 2017; Campanyà-Llovet *et al.* 2018), et l'emploi de personnel hautement qualifié. Le ROPOS est géré par le Canadian Scientific Submersible Facility (CSSF). Un conseil d'administration composé de neuf spécialistes des sciences de la mer et chefs d'entreprise du Canada ainsi qu'un comité d'utilisateurs composé de scientifiques canadiens et internationaux fournissent des conseils au CSSF (ROPOS 2020). Certaines institutions et industries canadiennes disposent de leur propre ROV et de leur personnel technique associé, mais la plupart de ces ROV possèdent des capacités limitées par rapport aux ROPOS. Amundsen Science (Université Laval) a récemment fait l'acquisition d'un nouveau ROV à vocation scientifique pour remplacer son ancien ROV SuMo. Le nouveau ROV (ASTRID) est doté de caméras HD et de capacités d'échantillonnage (bras à sept fonctions et boîtes de stockage d'échantillon), y compris la capacité d'échantillonner des carottes de sédiments et de l'eau de mer à l'aide des bouteilles Niskin qui y sont fixées.

Les ROV à vocation scientifique sont habituellement assez gros pour être déployés à partir d'un navire doté d'une grue adéquate. Le ROPOS a son propre système de mise à l'eau et de

récupération, ce qui facilite grandement son déploiement, son fonctionnement, son contrôle et sa récupération. Lorsqu'un système de mise à l'eau et de récupération n'est pas disponible, les ROV peuvent être déployés directement à partir d'une grue, mais le processus tend à être moins simple. Lorsque le navire n'est pas équipé d'un système de positionnement dynamique, l'équipage peut avoir de la difficulté à maintenir la position, ce qui peut influer sur l'efficacité du relevé par ROV et la qualité des données. Au Canada, le ROPOS a été déployé à plusieurs reprises à partir des navires de la Garde côtière canadienne (NGCC) *Tully*, *Vector*, *Martha L. Black* et *Hudson*, qui ne sont pas tous équipés d'un système de positionnement dynamique, et pourtant, les opérations se sont bien déroulées. Les ROV SuMo et ASTRID d'Amundsen Science n'ont été déployés qu'à partir du NGCC *Amundsen*, mais il est prévu de permettre le déploiement du ROV ASTRID à partir d'autres navires (A. Forest, communication personnelle). Le déploiement et la récupération des ROV peuvent prendre du temps; par conséquent, une planification du relevé qui maximise le temps passé sur le fond doit être envisagée afin d'optimiser la collecte des données (p. ex., des transects longs et peu nombreux plutôt que de nombreux transects courts).

Une tendance récente est l'emploi de mini ROV qui peuvent être déployés à la main parce qu'ils sont petits et légers et être utilisés à l'aide d'une simple tablette (p. ex., Buscher *et al.* 2020; Raoult *et al.* 2020). Ces appareils sont particulièrement utiles pour l'inspection des fonds marins et ont été employés avec succès pour la collecte de données recueillies à partir de transects vidéo (p. ex., Buscher *et al.* 2020; Raoult *et al.* 2020). Toutefois, ils sont habituellement limités aux opérations en eau peu profonde (p. ex., moins de 100 m; Buscher *et al.* 2020) et nécessitent que l'utilisateur ait une certaine expérience pour être déployés correctement. Étant donné que la plupart des AMCEZ canadiennes pour les coraux et les éponges se trouvent dans des eaux d'une profondeur supérieure à 200 m, l'utilisation de ces ROV serait restreinte pour les besoins décrits ici. Pourtant, ils sont abordables (Tableau 6) et pourraient être particulièrement utiles pour la collecte de données de référence ou pour l'exploration des zones pionnières en l'absence d'équipement plus performant.

Les ROV à vocation scientifique sont des outils complexes, et la logistique associée à leur utilisation n'est pas négligeable. Par conséquent, ils peuvent être considérablement plus coûteux que les outils benthiques conventionnels (p. ex., chaluts, caméras lestées; Tableau 6). Cependant, dans bien des cas, ils conviennent mieux à des fins de conservation en raison de leur faible caractère envahissant. Il est important de souligner que lorsque l'on tente de réduire les coûts, il peut y avoir un compromis entre la certitude et l'incertitude quant à la qualité des données (c.-à-d. équipement fiable par rapport à non fiable ou moins éprouvé). Par ailleurs, certaines mesures peuvent être recueillies efficacement au moyen d'autres outils d'imagerie (décrits dans les sous-sections suivantes). En dépit du coût élevé et de la nécessité d'une planification détaillée, les expéditions avec ROV présentent habituellement un intérêt pour un éventail de scientifiques (p. ex., gouvernement, milieu universitaire et ONG) qui sont souvent disposés à collaborer et à partager les coûts associés. Il est donc crucial de mobiliser de multiples partenariats et intérêts de recherche. Bien qu'il faille clairement tenir compte de la disponibilité des ressources, l'utilisation d'un équipement efficace et adéquat est primordiale pour une collecte de données convenable.

Principaux points à considerer :

- La sélection des ROV ainsi que de leurs outils et de leurs capacités dépend du type de travail à effectuer et des habitats visés.
- La qualité des images et des données obtenues peut varier considérablement selon le ROV et le plan de relevé, et elle doit être liée aux objectifs du relevé et aux exigences en matière de données pour le suivi.

- Les ROV sont polyvalents et peuvent accéder à des endroits où d'autres outils benthiques traditionnels ne se rendent pas.
- Les ROV peuvent être l'outil le plus efficace pour recueillir des images et des échantillons physiques à des endroits ciblés.
- Malgré les avantages, les coûts élevés de l'utilisation de ROV limitent probablement leur utilisation fréquente dans le cadre du suivi, sauf lorsque la collecte de données sur des indicateurs choisis exige ou favorise leur utilisation (p. ex., récifs d'éponges siliceuses, récifs de *Lophelia*).

5.2.1.2. Submersibles habités et observatoires sous-marins câblés

Les submersibles habités sont des véhicules sous-marins sans câble d'attache qui permettent la présence d'un ou de plusieurs pilotes et scientifiques à bord (Smith et Rumohr 2013). Il existe un certain nombre de submersibles dans le monde (Smith et Rumohr 2013), dont quelques-uns au Canada (p. ex., Aquarius, Deep Rover et Curasub de Nuytco Research, en Colombie-Britannique). Le submersible Aquarius est équipé de caméras HD et d'un manipulateur à sept fonctions, mais son utilisation est limitée à une profondeur de 300 m (Nuytco 2020). Le submersible Pisces IV (à l'origine canadien) a été déployé dans les environs de Terre-Neuve, de la baie de Baffin (p. ex., Syvitski *et al.* 1983; Grant *et al.* 1986; Hughes-Clarke *et al.* 1989; Haedrich et Gagnon 1991) et en Colombie-Britannique (Richards 1986) dans le cadre de l'étude du benthos marin et de la géologie du fond marin dans les années 1980. Les submersibles peuvent être semblables aux ROV pour ce qui est des capacités d'échantillonnage et de la précision de la navigation, mais il est peu probable qu'ils soient utilisés régulièrement pour le suivi des AMCEZ canadiennes (Tableau 6). Ils disposent généralement d'un temps restreint au fond (quatre heures, mais certains peuvent rester sous l'eau plus longtemps – Smith et Rumohr 2013).

Les observatoires sous-marins câblés font partie d'une autre catégorie de technologie d'imagerie de pointe. Un certain nombre d'observatoires sous-marins se trouvent dans les eaux canadiennes, dont deux des plus importants sont les observatoires en eaux profondes VENUS et NEPTUNE (tous deux sur la côte ouest), gérés par Oceans Network Canada. Ces types d'observatoires permettent de recueillir des données océanographiques et d'imagerie à long terme et d'observer le comportement de la faune et les tendances saisonnières (Aguzzi *et al.* 2015; Juniper *et al.* 2019). L'observatoire NEPTUNE est situé en eaux profondes dans la ZPM du champ hydrothermal Endeavor. Il dispose de capteurs sous-marins fixes (p. ex., température) et fait fréquemment (c.-à-d. plusieurs expéditions par année) l'objet de relevés au moyen de ROV pour l'entretien de la plateforme, ce qui permet la collecte simultanée de données scientifiques (Juniper *et al.* 2019).

Principaux points à considerer :

- Tout comme les ROV, les submersibles sont d'excellents outils, mais ils entraînent des coûts élevés pour le suivi. Par conséquent, il est peu probable qu'ils soient choisis comme outil de suivi fréquent pour les AMCEZ canadiennes.
- Les submersibles peuvent tout de même être utiles pour la collecte de données de référence et pour les relevés de recherche.
- Lorsqu'ils sont accessibles, les observatoires sous-marins câblés peuvent fournir une occasion de recueillir des données à des résolutions temporelles élevées.

5.2.1.3. Véhicules sous-marins automatisés (VSA)

Les VSA sont des véhicules sous-marins sans câble d'attache dotés de capacités de navigation autonomes (Smith et Rumohr 2013). Ils suivent une trajectoire préprogrammée et peuvent être équipés de caméras, d'instruments océanographiques (p. ex., sonde CTP) et de systèmes sonar (Huvenne *et al.* 2018). Tout comme les ROV et les submersibles habités, les VSA ont l'avantage d'être des outils non invasifs, car ils n'entrent habituellement pas en contact avec le fond marin. La plupart des VSA peuvent être programmés pour naviguer à quelques mètres du fond marin afin d'éviter des collisions potentielles avec des objets. Contrairement aux ROV, les VSA ne permettent pas de flux en direct du relevé et n'ont généralement pas de capacité d'échantillonnage, bien que Nishida et ses collaborateurs (2019) décrivent un VSA équipé d'un échantillonneur par aspiration. S'ils sont équipés de caméras à haute résolution et d'un bon éclairage, ils peuvent également être employés pour recueillir des données d'imagerie orientée vers le bas de haute qualité qui peuvent être utilisées pour déterminer la diversité, l'abondance et la répartition des taxons, ainsi que la classification des fonds marins. On y a aussi eu recours à des fins de suivi (Williams *et al.* 2012; Du Preez *et al.* 2015; Ferrari *et al.* 2018; Meyer *et al.* 2019). Les VSA sont également des outils très puissants pour cartographier les fonds marins (décrits dans la sous-section sur les méthodes acoustiques).

Comme pour les ROV, la vitesse des VSA pour la collecte d'images pendant un relevé benthique doit être suffisamment lente pour éviter de compromettre la qualité de l'image (c.-à-d. moins de 0,5 nœud). Les VSA peuvent généralement rester dans l'eau plus longtemps que les ROV, et donc couvrir plus de terrain (Smith et Rumohr 2013; Huvenne *et al.* 2018). Même si, en théorie, les ROV peuvent aussi rester sous l'eau pendant plusieurs jours consécutifs (p. ex., le record du ROPOS est de plus de 99 heures, P. Lockhart – CSSF, communication personnelle), dans la pratique, cela se produit rarement, car les autres opérations du navire (c.-à-d. le déploiement d'autres engins) sont habituellement interrompues pendant la plongée d'un ROV. En revanche, les VSA peuvent être laissés sous l'eau pendant que d'autres activités ont lieu.

L'altitude des VSA pendant les relevés benthiques peut être variable. Des relevés ont été effectués à des altitudes allant de 2 m (Ferrari *et al.* 2018) à plus de cinq mètres au-dessus du fond marin (Meyer *et al.* 2019). Toutefois, l'altitude des VSA peut être problématique lorsqu'elle dépasse deux mètres, car la détection d'objets et l'identification de taxons peuvent être compromises, surtout si elles ne sont pas associées à un échantillonnage physique, ou si elles ont lieu à des sites où la diversité de la faune n'est pas bien connue. Bien qu'il soit toujours possible d'effectuer des relevés à des altitudes plus élevées avec succès (p. ex., Meyer *et al.* 2019), les altitudes élevées représentent certainement une limite pour certains relevés par VSA. Mais surtout, l'altitude des VSA (et de tous les autres engins d'imagerie) dans l'ensemble des relevés de suivi doit être comparable. Certains VSA ont été conçus pour des relevés menés près du fond (p. ex., ABE – WHOI, États-Unis; IVSA – MBARI, États-Unis; VSA IMOS, Australie; Smith et Rumohr 2013).

Principaux points à considérer :

- Les VSA peuvent recueillir des données d'imagerie de haute qualité, mais ne peuvent généralement pas prélever d'échantillons.
- Un flux en direct n'est généralement pas possible.
- Ils peuvent couvrir de grandes zones et être déployés pendant d'autres opérations.

5.2.1.4. Systèmes de caméra déposée/tractée

Ces systèmes sont généralement composés d'une ou de plusieurs caméras et de lampes montées sur un cadre avec câble d'attache. Les systèmes de caméra lestée peuvent être

utilisés pour un large éventail de profondeurs et de types de fonds, et sont un outil particulièrement efficace dans les zones rocheuses. Les caméras peuvent être positionnées à différents angles sur le cadre, fournissant des données d'imagerie dans différentes résolutions spatiales (Larocque et Thorne 2012; Beazley *et al.* 2015; Buhl-Mortensen *et al.* 2017a). Comme pour les autres technologies d'imagerie, il est possible de recourir à des systèmes de caméra lestée pour évaluer plusieurs indicateurs de suivi (Tableau 5, Tableau 6, Tableau 7). Certains systèmes de caméra lestée, comme le Campod (Gordon Jr. *et al.* 2000), peuvent fournir une vue en temps réel du fond marin pendant le déploiement et, par conséquent, agir à la fois comme système de caméra lestée et système de vidéo sous-marine remorqué (abordés dans la prochaine section). Le Campod est doté d'une caméra vidéo en angle oblique qui fournit des renseignements généraux de reconnaissance, tandis que des images détaillées peuvent être obtenues à partir de la caméra vidéo à haute résolution orientée vers le bas et de photographies. Le Campod s'est révélé être un excellent outil pour obtenir des images vidéo et photo à haute résolution de l'habitat benthique et d'organismes épibenthiques et a récemment été déployé à une profondeur d'environ 1 000 m dans la région des Maritimes (Beazley *et al.* 2019). Lorsqu'une caméra est déployée à l'aveugle, c'est-à-dire sans vue en temps réel, la collecte d'images peut être basée sur la technique du « yo-yo » : la caméra est descendue jusqu'à ce qu'elle touche le fond marin puis est remontée à mesure que le navire avance, et le processus est répété pour une distance ou une durée préétablie. Dans ces cas, la vidéo peut être enregistrée en continu. Dans d'autres cas, le système peut comporter un mécanisme qui permet de déclencher la caméra seulement lorsqu'elle touche le fond marin; une image fixe sera alors prise, mais aucune vidéo en continu ne sera recueillie entre les « descentes ».

La qualité des images prises lors du déploiement à l'aveugle d'une caméra dépend de plusieurs facteurs, notamment la profondeur de l'eau, l'expérience de l'opérateur du treuil et le type de fond. La profondeur de l'eau peut avoir une incidence importante sur la capacité de l'opérateur du treuil à détecter les changements de tension du câble, mais cela devient encore plus compliqué à des profondeurs supérieures à 800 m (Y. Gagnon, maître d'équipage d'un NGCC, communication personnelle). Si un dispositif de positionnement (p. ex., une balise acoustique) est fixé au système déployé à l'aveuglette, il est possible d'obtenir une meilleure précision pour la synchronisation lorsque la caméra touche le fond marin. L'état de la mer (p. ex., la houle et le mouvement vertical du navire) est également un facteur important de la qualité de l'image. Le déploiement d'engins à l'aveuglette peut être problématique dans les zones au fond meuble, où le contact de l'engin avec le fond marin peut créer un nuage de sédiments en suspension qui peut nuire considérablement à la visibilité. Bien que les images prises à l'approche du fond marin puissent être utilisables, les nuages de sédiments peuvent s'étendre entre les points de contact. Étant donné qu'il n'est pas possible d'évaluer la qualité des images vidéo pendant ces déploiements à l'aveuglette, le réglage en temps réel de la technique n'est pas possible et les images obtenues pourraient ne pas convenir. Il est donc important de tester minutieusement l'équipement selon différents contextes et d'établir des protocoles de déploiement. Par exemple, il peut être nécessaire d'attendre deux ou trois minutes avant de passer au point suivant. Bien que ce soit rare, les déploiements à l'aveuglette peuvent également avoir des répercussions sur la faune benthique si l'engin est traîné plutôt que relevé entre les points de contacts, ce qui peut se produire en haute mer.

Les systèmes de caméra lestée peuvent afficher une grande précision de position si une balise acoustique est fixée à l'engin ou au câble lors des déploiements. Si un tel système de positionnement n'est pas accessible, la précision de la position peut être limitée à la position du navire plutôt qu'à l'emplacement de l'engin sur le fond marin. À des fins de suivi, il est important de pouvoir revoir les sites avec un niveau élevé de précision de positionnement. L'utilisation de caméras varie d'une région à l'autre et peut être explorée plus en détail en fonction de l'emplacement et de l'équipement.

Principaux points à considérer :

- Les systèmes de caméra lestée peuvent être petits et abordables (comparativement aux ROV et aux VSA), ce qui facilite leur déploiement à partir de petits navires.
- Étant donné que la plupart des caméras lestées touchent le fond marin au moment du déploiement et sont munies d'une caméra orientée vers le bas, les images sont toujours prises à la même distance du fond marin (en couvrant le même champ de vision), ce qui facilite la collecte de données quantitatives précises.
- Il peut être plus difficile de faire fonctionner un système de caméra lestée sans transmission d'images en direct (« déploiement à l'aveuglette »), mais une fois qu'un bon protocole est élaboré, ils peuvent être des outils très efficaces.
- Ces systèmes peuvent être déployés dans divers habitats (p. ex., fond meuble ou dur), bien qu'ils soient encore limités dans les zones escarpées ou les zones denses en blocs rocheux.

5.2.1.5. Systèmes de vidéo sous-marine remorqués (SVSR)

Les SVSR sont un groupe de systèmes sous-marins remorqués qui sont habituellement en contact continu avec le fond marin et qui fournissent un enregistrement vidéo le long d'un transect (Larocque et Thorne 2012; Smith et Rumohr 2013; Sheehan *et al.* 2016; Foveau *et al.* 2017; Prado *et al.* 2020). Comme pour les systèmes de caméra lestée, les SVSR peuvent servir à déterminer l'abondance, la diversité et la répartition de la faune (Shortis *et al.* 2007; Fields *et al.* 2019). Ces systèmes comprennent généralement des caméras et des lampes fixées à un cadre métallique sur un traîneau benthique qui est remorqué sur le fond marin. Certains traîneaux benthiques disposent également de capacités d'échantillonnage (p. ex., KC Denmark A/S). Ils diffèrent principalement des systèmes de caméra lestée en ce qu'ils fournissent une vue ininterrompue du fond marin sur une certaine distance, plutôt qu'un instantané d'un endroit. Les traîneaux benthiques se sont révélés être des outils efficaces et peu coûteux pour les relevés benthiques (Rooper 2008; Long *et al.* 2020). Le traîneau de « type Aberdeen » est un exemple de SVSR couramment employé en Europe (Shand et Priestley 1999; Smith et Rumohr 2013). L'un des désavantages du SVSR est que, bien qu'il puisse bien fonctionner dans des environnements de fond plat, son utilisation est limitée ou impossible dans les zones de fond dur ou de relief complexe ou escarpé.

Sheehan et ses collaborateurs (2010, 2016) ont également proposé d'utiliser un SVSR « à vocation benthique », c'est-à-dire qui est suspendu et qui n'entre en contact avec le fond marin que par une petite chaîne. L'entreprise SubC technologies (Clarenville, Terre-Neuve) travaille actuellement à la mise au point d'un traîneau benthique basé sur le modèle de Sheehan et ses collaborateurs (2016), qui devrait être déployé dans des environnements relativement peu profonds (moins de 250 m; Chad Collet, SubC technologies, communication personnelle). Le SVSR à vocation benthique a l'avantage d'être moins limité par le type de fond (p. ex., il pourrait être déployé dans des zones relativement rocheuses) et d'avoir moins d'incidence sur le fond marin que le SVSR habituel. Certains SVSR peuvent flotter au-dessus du fond marin. Ce type de véhicule peut naviguer à des altitudes variables et doit être muni de lasers de mise à l'échelle pour déterminer la distance par rapport au fond marin (voir la section sur les ROV). Le SVSR à vocation benthique décrit par Sheehan et ses collaborateurs (2016) a été testé en eau peu profonde; la possibilité de déployer ce type de SVSR en eau profonde doit donc être explorée. Les deux articles de Sheehan et ses collaborateurs (2010, 2016) offrent d'excellentes descriptions de l'engin et de la méthode.

Les SVSR peuvent être déployés avec flux en temps réel, ce qui permet les ajustements nécessaires de direction et d'évitement des obstacles, et possiblement un meilleur contrôle de

la vitesse. S'ils sont déployés à l'aveuglette, les SVSR flottant au-dessus du fond marin peuvent produire des images potentiellement problématiques si la distance par rapport au fond marin ne peut être contrôlée. Une liste de SVSR bien établis et utilisés dans les institutions du monde entier est fournie dans Jamieson *et al.* (2013).

Principaux points à considérer :

- Les SVSR permettent la prise d'images vidéo en continu pendant les transects, et de photos orientées vers le bas.
- Les SVSR qui sont en contact direct avec le fond marin peuvent avoir une incidence minimale sur l'habitat et sont plus limités quant aux terrains convenables; cependant, ils ont l'avantage de fournir un champ de vision fixe (distance fixe du fond marin).
- Les SVSR flottant au-dessus du fond marin offrent une plus grande marge de manœuvre pour ce qui est des types de terrain convenable que les SVSR touchant le fond et ont peu d'incidence sur l'habitat (c.-à-d. limitée à la chaîne); cependant, la qualité des images pourrait être réduite s'ils sont trop éloignés du fond marin ou si le champ de vision varie.

5.2.1.6. Systèmes vidéo sous-marins appâtés

Les systèmes vidéo sous-marins appâtés sont des plateformes stationnaires équipées d'une ou de plusieurs caméras, de lampes et d'un type d'appât qui sont couramment employées pour évaluer la répartition ou le comportement de poissons démersaux ou d'invertébrés mobiles (Bailey *et al.* 2007; Przeslwaski et Foster 2020). Une fois déployées en chute libre, les stations sont laissées sur le fond marin pendant un certain nombre d'heures pour recueillir des données vidéo en continu. En raison de leur nature stationnaire, ces stations sont généralement utilisées pour étudier la faune mobile, bien que dans quelques cas, elles l'aient été pour évaluer la diversité d'invertébrés benthiques (Unsworth *et al.* 2014; Devine *et al.* 2019). Il est relativement simple de les déployer, et elles peuvent servir de système chronophotographique pour recueillir des données sur le comportement de la faune (p. ex., la prédation des plumes de mer par les astéridés), ce qui pourrait être utile pour le suivi des AMCEZ canadiennes.

Principaux points à considérer :

- Les stations vidéo sous-marines appâtées sont des plateformes dotées de caméras et d'appâts employées principalement pour mesurer la diversité, la répartition et le comportement de poissons.
- Elles peuvent être efficaces pour évaluer les espèces, les poissons et les invertébrés mobiles qui s'associent aux coraux et aux éponges.

Considérations sur l'utilisation de technologies d'imagerie

Le choix des outils d'imagerie et de leurs caractéristiques techniques dépendra des objectifs de conservation, des indicateurs de suivi, des objectifs des relevés, de l'habitat et des profondeurs faisant l'objet des relevés, des conditions environnementales locales (p. ex., clarté de l'eau), ainsi que des ressources accessibles. Toutefois, les caractéristiques techniques minimales doivent être prises en compte lors de l'utilisation d'un engin d'imagerie (p. ex., vitesse de l'engin, distance du fond marin, spécifications d'éclairage, résolution de la caméra, présence de points laser pour l'estimation de la taille), et elles doivent être saisies dans les protocoles de collecte de données d'imagerie. Comme il a été mentionné précédemment, plusieurs protocoles se trouvant dans la littérature pourraient servir à orienter l'élaboration de protocoles régionaux.

La collecte de données d'imagerie doit être planifiée avec des objectifs de relevé précis et prédéterminés. Souvent, les images vidéo recueillies pour un objectif ne sont pas utiles pour d'autres (Ahmadia *et al.* 2015). Par exemple, il ne serait pas possible de mesurer des structures

verticales comme des plumes de mer à l'aide d'une caméra orientée vers le bas. En fait, il est toujours difficile de mesurer des structures verticales à partir d'images, et des solutions de rechange (approximations pour la taille) ou le développement de méthodes seront nécessaires pour mesurer cette variable en toute confiance, puisque la structure de taille est l'un des indicateurs potentiels pour le suivi des AMCEZ abritant des coraux et des éponges.

Un aspect commun à tous les outils d'imagerie est l'angle de la caméra et le champ de vision qui en résulte. Dans le cas des caméras orientées vers le bas, le champ de vision peut être calculé si des lasers ou une autre échelle sont visibles sur les images. Dans le cas d'images obtenues à partir d'une caméra orientée vers l'avant, l'angle de la caméra doit être pris en compte pour le calcul du champ de vision (Wakefield et Genin 1987; Nakajima *et al.* 2014; Dias *et al.* 2015; Long *et al.* 2020). Si, pour quelque raison que ce soit, l'information sur l'angle de la caméra n'est pas accessible, les calculs de la largeur du champ de vision peuvent encore être possibles en se basant sur les lasers, ce qui permet d'estimer la superficie totale du transect faisant l'objet du relevé si la distance est connue. Les techniques de photomosaïque peuvent également être appliquées pour calculer la superficie étudiée à l'aide d'une caméra positionnée à un angle oblique (Estomata *et al.* 2012). Un champ de vision précis est essentiel pour permettre des calculs exacts de données quantitatives comme la densité d'un organisme.

La gestion des données est un élément crucial de la planification de la collecte et de l'utilisation des données d'imagerie (Gomes-Pereira *et al.* 2016). L'utilisation de la résolution HD ou 4K génère des fichiers volumineux. Par exemple, les fichiers vidéo d'un transect d'une durée de huit heures obtenus à l'aide du ROV ROPOS peuvent totaliser plus de 500 Go. À la fin d'une expédition, il pourrait être nécessaire de stocker plusieurs téraoctets de données. Cela est vrai pour tous les systèmes HD, et encore plus important pour les images 4K ou 8K. Bien que les disques durs externes soient utiles pour le stockage des données sur le terrain, après un certain nombre d'expéditions, la gestion des disques durs (originaux et copies) peut devenir difficile. De plus, les disques durs physiques peuvent se briser, ne pas fonctionner ou être perdus de façon inattendue. Les systèmes de stockage de données qui utilisent la technologie RAID pour regrouper les disques durs, sont une bonne option, car ils peuvent stocker plus de 60 To de données et offrent une protection accrue contre les défaillances de disque. Le stockage en nuage est également en train de devenir une approche courante pour le stockage et l'utilisation sécuritaires des données d'imagerie. Le MPO donne actuellement accès à la plateforme infonuagique MS Azure (moyennant des frais), qui peut être utilisée avec des logiciels Web comme BIIGLE (B. Neves, communication personnelle). Les coûts, la gestion et la cybersécurité du stockage sont tous des facteurs dont il faut tenir compte lorsqu'on utilise le stockage en nuage.

L'analyse d'images est une tâche qui requiert beaucoup de temps. La collecte de données d'imagerie nécessitera donc la disponibilité de personnel formé à l'interne ou de fonds pour la sous-traitance de personnel qualifié. L'annotation et l'analyse des images ont été effectuées à l'interne au MPO et pourraient continuer de l'être. Toutefois, compte tenu des OCM du gouvernement du Canada, l'échelle à laquelle les activités de suivi seront menées nécessitera une augmentation de la capacité par l'entremise de financement, un accès à des navires, du personnel qualifié et de la formation. Cette augmentation de la capacité doit s'accompagner d'une stabilité pour le personnel, car le maintien en poste du personnel qualifié est important pour maintenir la qualité des données et veiller à ce qu'elles puissent être recueillies et traitées en temps opportun.

Annotation des images

La collecte de données d'imagerie n'est que l'étape initiale. L'annotation des images pendant et après les relevés est un facteur crucial à prendre en compte. Pendant les relevés, l'annotation

des images dépendra des capacités et du niveau de sophistication des outils. Les utilisateurs de ROPOS ont accès au système intégré d'enregistrement chronologique des données en temps réel (IRLS), qui permet l'annotation des événements d'intérêt pendant la plongée et l'accès à cette information après les relevés. Une version « sur le terrain » du logiciel ouvert d'annotation vidéo BIIGLE est en cours de développement (BIIGLE2Go; Zurowietz *et al.* 2019). L'annotation des images en temps réel pendant les relevés facilite l'identification a posteriori des événements d'intérêt (p. ex., l'observation de taxons rares), ce qui peut être difficile lorsqu'il y a plusieurs heures de données d'imagerie. Si aucun logiciel particulier d'annotation en cours de relevé n'est accessible, l'utilisation d'une feuille de calcul d'enregistrement chronologique des données peut également faciliter le traitement des images après le relevé. L'annotation en cours de relevé n'est considérée que lorsqu'un flux en direct du fond marin est disponible.

Toutefois, c'est l'annotation des images après le relevé qui contribuera le plus à l'analyse des données d'imagerie. L'annotation des images peut être effectuée de plusieurs façons, et elle a été facilitée par le développement récent d'un certain nombre de logiciels (examinés dans Gomes-Pereira *et al.* 2016). L'utilisation de logiciels particuliers n'est pas nécessairement requise, mais elle peut réduire les erreurs humaines, accélérer l'exécution des tâches et faciliter les échanges entre les collaborateurs. Par exemple, la plateforme Web libre BIIGLE permet l'annotation de photos et de vidéos, l'intégration des noms de taxons directement à partir du WoRMS, les commentaires de personnes précises et les mesures (Langenkämper *et al.* 2017). Elle est employée dans la région du Pacifique depuis un certain nombre d'années (Nephin *et al.* 2020). D'autres régions du MPO ont commencé à utiliser BIIGLE ou se sont montrées intéressées par son utilisation pour l'annotation d'images (B. Neves, communication personnelle). Les scientifiques de la région des Maritimes du MPO ont mis au point un formulaire de base de données MS Access (p. ex., Beazley et Kenchington 2015) pour annoter des images de façon plus automatisée qu'en utilisant simplement des feuilles de calcul MS Excel. Les autres logiciels libres incluent PAPARA(ZZ)I (Marcon et Purser 2017) et VARS (annotation de vidéo et système de référence) de MBARI. Le logiciel ClassAct Mapper (développé par Robert Benjamin de l'Institut océanographique de Bedford) est employé depuis de nombreuses années pour le traitement et l'annotation des vidéos prises avec ROPOS (p. ex., Sameoto *et al.* 2008; Baker *et al.* 2012, Beazley *et al.* 2021), mais il n'est plus accessible pour les nouveaux utilisateurs (communication personnelle de R. Benjamin). En fait, l'abandon de logiciel est l'une des préoccupations concernant l'utilisation de logiciels particuliers pour l'analyse des images. Par conséquent, le développement d'un logiciel d'annotation d'images – comme ClassAct Mapper – qui peut être entretenu et utilisé par le personnel du MPO à long terme devrait être envisagé.

L'annotation automatisée et semi-automatisée des images est également une tendance actuelle et future. Dans le cas de l'annotation semi-automatisée, un annotateur humain intervient en combinaison avec l'intelligence artificielle (Beijbom *et al.* 2015). Les techniques fondées sur l'intelligence artificielle (p. ex., apprentissage automatique, vision par ordinateur) peuvent accomplir certaines tâches plus rapidement et plus efficacement. L'identification automatisée de taxons benthiques (en particulier aux niveaux taxonomiques inférieurs) nécessite tout de même des efforts importants et un étalonnage (analysé dans Gaston et O'Neill 2004); pourtant, l'identification de taxons à des niveaux taxonomiques supérieurs est certainement possible (Beijbom *et al.* 2015, 2016; Richards *et al.* 2019). Certaines tâches, telles que la mesure d'objets et de la distance entre eux, la mesure du champ de vision des images, le dénombrement d'objets, etc., peuvent être effectuées de manière automatisée ou semi-automatisée avec une confiance relativement élevée (Beuchel *et al.* 2010; Aguzzi *et al.* 2011; Schoening *et al.* 2012; Beijbom *et al.* 2016; Piechaud *et al.* 2019; Richards *et al.* 2019). D'autres tâches chronophages, telles que la mesure de distance par point laser, peuvent également être réalisées à l'aide d'un logiciel de langage de programmation, notamment Python et R, ou à

l'aide de modules d'extension dans ImageJ (Schneider *et al.* 2012), ce qui peut nécessiter une moins grande connaissance des techniques de programmation plus avancées. La qualité de l'image est particulièrement importante dans le cas des tâches automatisées. Par exemple, la mesure automatisée de la distance entre les points laser exige que les lasers soient clairement visibles et que l'on puisse les distinguer de leur environnement. Dans le cas du suivi des AMCEZ, des technologies automatisées pourraient servir à améliorer l'efficacité de l'annotation d'images. Cependant, il convient de souligner de nouveau que, puisque ces technologies évoluent rapidement, il faut maintenir l'uniformité d'une année à l'autre (p. ex., niveau d'identification des taxons). L'entraînement des modèles fondés sur l'intelligence artificielle dépend de l'annotation de haute qualité d'images servant à cette fin réalisée par des professionnels qualifiés. Par conséquent, l'utilisation de l'intelligence artificielle pour le suivi des AMCEZ abritant des coraux ou des éponges nécessitera le développement de solides bases de données d'images représentatives de la région à l'étude annotées par l'humain. Le succès de l'application de ces techniques à l'annotation des images sera facilité par le renforcement des collaborations entre des scientifiques de différents milieux (p. ex., science écologique et informatique).

L'utilisation à long terme des technologies d'imagerie doit également tenir compte de la variation potentielle de l'annotation des données entre les analystes des images (c.-à-d. les annotateurs). Des protocoles d'annotation des images doivent être élaborés pour optimiser la précision des tâches d'annotation et réduire les variations entre analystes (p. ex., Beijbom *et al.* 2015; Matabos *et al.* 2017; Dunham *et al.* 2018a). Le nom de l'analyste (ou un code) devrait toujours être associé aux annotations comme moyen de vérifier s'il existe un biais ou il faudrait peut-être inclure l'« analyste » comme variable aléatoire dans les modèles statistiques. Un logiciel comme BIIGLE offre la possibilité de demander à des invités d'examiner et de commenter les annotations.

L'élaboration de guides régionaux et de clés sur le terrain pour l'identification taxonomique à partir d'images doit être envisagée dans le contexte du suivi des AMCEZ abritant des coraux ou des éponges. L'élaboration de ces guides nécessite un financement réservé et une méthode de collaboration interrégionale. Bien que les guides pour la région du Pacifique devraient être élaborés localement, le chevauchement important de la diversité des coraux et des éponges dans l'est du Canada pourrait permettre l'élaboration d'un guide régional unique, qui dépendra des efforts de collaboration entre les régions du MPO qui s'y trouvent. L'identification des coraux et des éponges à partir d'images est difficile, et il est primordial de s'efforcer de créer des catalogues de référence d'échantillons conservés par rapport à des échantillons vivants. Par conséquent, il est fortement recommandé de déployer des efforts pour recueillir des données d'imagerie et des échantillons physiques associés en vue de l'élaboration de tels guides. Voici un bon exemple de situations où l'utilisation de ROV peut être très utile :

1. L'acquisition d'images à haute résolution d'un spécimen *in situ*,
2. Le prélèvement du spécimen,
3. L'identification de l'espèce en laboratoire,
4. L'association entre l'espèce identifiée et l'image du spécimen *in situ*.

L'utilisation d'une nomenclature ouverte est encouragée (p. ex., *Genre* sp.), mais elle doit être employée de façon plus uniforme et accompagnée du qualificatif approprié (p. ex., *Genre* sp. *indet*. plutôt que *Genre* sp.; Sigovini *et al.* 2016). Dans un contexte à long terme, l'utilisation d'une nomenclature avec qualificatif peut aider différents annotateurs à comprendre le niveau de confiance d'un annotateur précédent ou les problèmes liés à l'annotation. L'utilisation de réseaux sociaux comme iNaturalist peut faciliter l'identification de taxons à partir d'images, et

des ateliers d'identification des taxons doivent également être envisagés au niveau régional. Par exemple, iNaturalist a servi à développer des guides utilisés conjointement avec le logiciel d'annotation dans la région du Pacifique (Nephin *et al.* 2020). L'annotation des données d'imagerie marine doit être effectuée à l'aide d'un vocabulaire normalisé de termes définis, comme le système de classification proposé par Sameoto *et al.* (2008) ou le système de classification australien CATAMI. Ces données devraient également être recueillies au moyen de plateformes d'échantillonnage normalisées et compatibles (p. ex., résolution des caméras) et même de matériel informatique de traitement des données (p. ex., paramètres des moniteurs) afin de permettre de meilleures comparaisons dans l'espace et dans le temps (Althaus *et al.* 2015; Dunham *et al.* 2018a).

Bowden et ses collaborateurs (2020) ont récemment publié un document exhaustif sur les pratiques exemplaires en matière d'annotation d'images, qui couvre la plupart des points mis en évidence ici, et qui peut servir à orienter l'élaboration de protocoles dans un contexte canadien.

5.2.2. Engins entrant en contact avec le fond (sans imagerie)

5.2.2.1. Chaluts de fond, traîneaux et dragues

Les chaluts de fond sont une méthode efficace pour prélever des échantillons de poisson. Bien que les chaluts puissent aussi prélever des échantillons de faune épibenthique, ils sont davantage considérés comme une méthode qualitative pour l'étude de certaines espèces benthiques (Jamieson *et al.* 2013). Les engins de chalutage démontrent une faible capturabilité pour les coraux et les éponges. Comme il a été mentionné plus tôt, on estime que la capturabilité des plumes de mer au chalut à crevettes Campelen utilisé par la région de Terre-Neuve-et-Labrador du MPO dans le cadre des relevés multispécifiques n'est que de 5,2 % (Kenchington *et al.* 2011). Un autre problème lié à l'utilisation de chaluts de fond est que les prises de coraux et d'éponges contiennent souvent des spécimens brisés et endommagés, ce qui, dans certains cas, complique l'identification au niveau de l'espèce et fausse les mesures de la biomasse et de l'abondance (p. ex., les fragments ne peuvent pas être dénombrés). Les données d'imagerie peuvent fournir de meilleures estimations de l'abondance comparativement aux engins de chalutage (Williams *et al.* 2015; Ayma *et al.* 2016; Chimienti *et al.* 2018b; Uzmann *et al.* 1977). En revanche, les chaluts peuvent prélever des échantillons physiques et servir de complément aux relevés par imagerie.

Les chaluts de fond sont limités aux fonds « chalutables » (c.-à-d. les zones de fond relativement meuble), car les grosses roches peuvent endommager l'équipement et fausser les estimations de la diversité (Walsh *et al.* 2009). Les zones avec des parois verticales et un relief accidenté ne peuvent pas non plus être échantillonnées à l'aide d'engins de chalutage. Bien que les chaluts de pêche commerciale puissent être gros et soient habituellement remorqués pendant de longues périodes, les chaluts déployés à des fins scientifiques le sont habituellement pour des périodes plus courtes. Par exemple, un chalut Campelen (largeur de 16,8 m – écartement des panneaux et largeur du chalut) est habituellement déployé pendant 15 minutes (Rideout et Ings 2018), contrairement aux chaluts de la pêche commerciale qui peuvent être déployés pendant des heures consécutives (Cogswell *et al.* 2011). D'autres chaluts plus petits, comme les chaluts Agassiz et Beam, ont servi au prélèvement d'échantillons et à des évaluations de la diversité du mégabenthos dans le cadre de relevés benthiques (Nephin *et al.* 2014; Roy *et al.* 2015; Sswat *et al.* 2015; Dinn *et al.* 2020a; Fredriksen *et al.* 2020). Les chaluts Agassiz mesurent généralement entre deux et trois mètres de large (Jamieson *et al.* 2013) et laissent donc une empreinte beaucoup plus petite sur le fond marin, comparativement aux chaluts comme le Campelen. La taille des mailles du cul de chalut de l'Agassiz est habituellement d'environ 10 mm (Jamieson *et al.* 2013), ce qui est plus approprié pour la rétention de petits spécimens (voir l'analyse sur l'indicateur lié à la structure de taille). Le

chalut Beam est plus grand que l'Agassiz (six mètres de largeur), mais la doublure à maillage du cul de chalut est comparable. Les chaluts de fond couvrent généralement une plus grande zone pendant une période similaire, ce qui constitue une différence notable avec les engins d'imagerie, et permet d'obtenir de meilleures données à grande échelle sur une grande zone. Malgré les problèmes de capturabilité, il est quand même possible de recourir à ces chaluts pour les évaluations de la diversité, à condition que les vitesses de remorquage, la longueur de câble (quantité de câbles relâchés) et la distance parcourue soient équivalentes entre les déploiements (Jamieson *et al.* 2013).

Les dragues sont un autre type d'équipement d'échantillonnage des fonds marins qui peuvent recueillir de l'épifaune et des roches en raison de leur robustesse plus grande que celle des chaluts. Il existe différents types de dragues et de leurs variantes, deux des plus courantes étant la drague Naturalist et la drague ancreuse (Jamieson *et al.* 2013). Les dragues sont généralement plus lourdes que les petits chaluts et les traîneaux, et sont habituellement munies d'un sac de protection extérieur qui permet de les déployer dans des zones de fond dur sans compromettre l'équipement. Comme elles sont lourdes, les dragues peuvent aussi être déployées à des profondeurs qui ne sont habituellement pas accessibles au moyen de chaluts plus petits. Comme dans le cas des chaluts, le type de fond, la profondeur et la longueur de câble sont des facteurs importants à prendre en considération lors du déploiement des dragues, car la variation de ces facteurs peut mener à des données qui ne sont pas comparables. Malgré les avantages de ces outils de prélèvement d'échantillons benthiques, il s'agit d'une méthode invasive qui endommage l'habitat et rapporte des échantillons qui sont souvent endommagés et difficiles à identifier; on doit avoir recours à des solutions de rechange dans la mesure du possible. Un exemple de l'empreinte d'un traîneau est fourni à la section 4. Ces types d'engins ne sont pas recommandés pour les relevés de zones de récifs de coraux ou d'éponges.

Principaux points à considérer :

- Les chaluts benthiques peuvent prélever des échantillons de coraux et d'éponges. Cependant, ils démontrent une faible capturabilité de ces derniers.
- Les dragues sont une autre méthode qui permet de prélever des échantillons de coraux et d'éponges, mais elles sont semblables aux chaluts benthiques en ce sens qu'elles sont invasives et ne conviennent pas pour le suivi de zones sensibles.
- Les chaluts et les dragues benthiques peuvent servir à prélever des spécimens de coraux et d'éponges, mais il en résulte souvent des échantillons brisés qui peuvent être difficiles à identifier et à quantifier.

5.2.2.2. Échantillonneurs de sédiments (bennes, carottiers)

Des échantillonneurs de sédiments peuvent être utilisés pour le prélèvement d'échantillons de macrofaune/méiofaune et permettre la caractérisation physico-chimique des sédiments. La diversité de l'endofaune peut être considérée comme un avantage indirect pour la conservation de la biodiversité associé à la diversité des coraux et des éponges, car certaines études récentes ont montré des estimations différentes de la diversité dans les sédiments associés aux coraux d'eaux froides par rapport aux sédiments nus (Pierrejean *et al.* 2020).

Les bennes, les carottiers à boîte et les carottiers sous pression peuvent prélever des échantillons de sédiments, mais chaque engin doit être employé avec des buts précis en tête, car ils sont légèrement différents (Jamieson *et al.* 2013). Les échantillons de sédiments prélevés à l'aide de différents appareils dans la même zone peuvent quand même être comparables, à condition que la taille des mailles du tamis soit la même (p. ex., 0,5 mm pour la macrofaune) et que la superficie échantillonnée ou le volume de l'échantillon soit pris en compte dans le calcul de l'abondance. Jamieson et ses collaborateurs (2013) offrent une analyse et une

comparaison exhaustives des différents types d'échantillonneurs de sédiments, de sorte qu'ils ne seront pas abordés plus en détail ici.

Des échantillonneurs de sédiments peuvent être déployés à l'aide d'une balise acoustique (si disponible), ce qui fournit des renseignements précis quant au positionnement sur le fond marin, qui peuvent être utiles pour l'échantillonnage à long terme. Ils peuvent également être déployés en étant associés à une caméra (p. ex., le Videograb, Gordon Jr. *et al.* 2000) qui permet des observations rapides de la section de fond marin échantillonnée. Cela pourrait aider à cerner une parcelle de coraux ou d'éponges à proximité, et permettre d'autres observations d'intérêt.

La création de bibliothèques de référence sur la taxonomie (morphologie), l'ADN et l'ADNe associées à des échantillons d'endofaune provenant des AMCEZ canadiennes peut faciliter l'identification des espèces. Par exemple, l'Atlantic Reference Center (St. Andrews, Nouveau-Brunswick) détient une collection d'échantillons de macrofaune prélevés dans la ZPM du chenal Laurentien, y compris des photographies connexes. Enfin, l'identification taxonomique et la quantification des échantillons d'endofaune (p. ex., abondance et biomasse) peuvent être coûteuses (des centaines de dollars par échantillon), et des budgets spéciaux devront être prévus à cette fin. Pour ce qui est des autres types d'échantillonnage, le nombre de répétitions des échantillons de sédiments nécessaires pour détecter les changements doit être évalué au cours du plan d'expérience (p. ex., analyse de puissance, dont il est question à la section 5.3.2.2), car un nombre considérablement élevé d'échantillons est nécessaire dans certains cas (p. ex., Rogers *et al.* 2008).

Principaux points à considérer :

- Des échantillonneurs de sédiments peuvent servir à effectuer le suivi des zones abritant des coraux et des éponges en prélevant des échantillons de la macrofaune et de la méiofaune connexes, ainsi que pour caractériser les sédiments.
- Le déploiement d'échantillonneurs de sédiments associés à une caméra peut permettre de jumeler des échantillons avec des observations du fond marin.

5.2.3. Autres outils

5.2.3.1. Techniques acoustiques

Les techniques acoustiques telles que l'échosondeur à faisceau unique et multifaisceaux et le sonar à balayage latéral ont été très utiles pour la cartographie de l'habitat benthique (Kostylev *et al.* 2001; Brown et Blondel 2009) et ont été employées pour recenser et étudier directement des récifs de coraux et d'éponges siliceuses d'eaux froides (p. ex., Conway *et al.* 2001, 2005; Buhl-Mortensen *et al.* 2017a; Conti *et al.* 2019). Des monts sous-marins ont été détectés à l'aide de données d'altimétrie et de bathymétrie obtenues par sonar et satellite (Wessel *et al.* 2010; Yesson *et al.* 2011). L'utilisation de cartes de l'habitat benthique a également été préconisée pour la gestion des aires protégées, y compris pour la collecte de données de référence et le suivi (p. ex., Brown *et al.* 2012; Copeland *et al.* 2013; Lacharité et Brown 2019; Baker et Harris 2020). La cartographie des fonds marins résultant des relevés par échosondeur multifaisceaux et de l'échantillonnage benthique (p. ex., bennes et images) a permis de définir les habitats benthiques dans la ZPM du chenal Laurentien (Lacharité *et al.* 2020). Ces habitats benthiques représentent des zones du fond marin comportant des caractéristiques géomorphologiques particulières et une faune benthique connexe, et peuvent être utiles pour la détermination des zones du suivi. La cartographie à haute résolution du fond marin de la plupart des AMCEZ canadiennes n'a pas été effectuée.

Ces techniques ont également été employées au-delà de la détermination des caractéristiques et ont été envisagées pour une utilisation élargie dans un contexte de suivi. Par exemple, on a eu recours à la technologie du sonar pour évaluer la répartition et la densité des marques de chalut dans une zone de conservation, ce qui indique s'il y a eu violation d'une interdiction de pêche (p. ex., Huvenne *et al.* 2016). De plus, ces auteurs ont été en mesure de recenser la croissance de *Lophelia pertusa* (corail formant des structures) à l'aide d'une combinaison de données de sonar à balayage latéral à haute résolution recueillies par un VSA et de séquences vidéo obtenue par un ROV. La possibilité de monter un échosondeur multifaisceaux et un sonar à balayage latéral directement sur un ROV ou un VSA permet d'augmenter la résolution des données spatiales et peut faciliter les relevés de murs verticaux, généralement inaccessibles par d'autres types d'engins (p. ex., Robert *et al.* 2017).

Bien qu'il soit possible d'utiliser uniquement des techniques acoustiques pour détecter de grandes structures comme des récifs et des monts sous-marins, la vérification au sol au moyen d'images ou d'autres relevés du fond marin (p. ex., engin remorqué, carottes de sédiments) est encore généralement nécessaire pour confirmer les interprétations à partir de données acoustiques. De plus, la détection de coraux et d'éponges distincts ou même de zones abritant des concentrations importantes (p. ex., colonies de plumes de mer) n'est toujours pas possible à l'aide des seules données acoustiques. Les progrès des technologies acoustiques, comme le Katfish de Kraken avec sonar à ouverture synthétique (SAS), qui promet des résolutions à l'échelle des centimètres (Steele *et al.* 2019), pourraient le rendre possible à l'avenir. L'utilisation de technologies acoustiques non liées à la cartographie du fond marin comprend un cas intéressant de systèmes sonar qui ont servi à effectuer le suivi du débit hydrothermal dans des cheminées hydrothermales (Rona et Light 2011; Bemis *et al.* 2015).

Les instruments acoustiques passifs (p. ex., les hydrophones) peuvent également être utilisés aux fins du suivi des avantages indirects pour la conservation de la biodiversité. Par exemple, Archer et ses collaborateurs (2018) ont constaté que les paysages sonores dans les récifs d'éponges siliceuses diffèrent de ceux des zones de sédiments meubles (sans récifs), et ils ont détecté des sons de poissons dans les zones de récifs. Par ailleurs, Lin et ses collaborateurs (2019) ont suggéré que les paysages sonores pourraient être d'importants indices d'établissement des larves benthiques des grands fonds (c.-à-d. pour détecter leurs habitats). Par conséquent, l'utilisation de paysages sonores a été présentée comme un nouvel outil de conservation possible, particulièrement utile dans les habitats en eaux profondes (Lin *et al.* 2019).

Principaux points à considérer :

- Les techniques acoustiques sont extrêmement utiles pour la cartographie des fonds marins et la détection des zones de récifs de coraux et d'éponges.
- Elles peuvent également aider au suivi d'un site protégé, car elles peuvent détecter les marques de chalut.
- À l'heure actuelle, les données obtenues à l'aide de techniques acoustiques doivent être vérifiées à l'aide de données d'imagerie ou sur les sédiments.
- La collecte de données acoustiques passives a le potentiel de contribuer au suivi et devrait être un outil à explorer davantage pour effectuer le suivi des zones abritant des coraux et des éponges.

5.2.3.2. ADN environnemental (ADNe)

L'ADNe est un outil moléculaire qui permet de détecter de multiples groupes taxonomiques dans une zone précise à partir d'un échantillon prélevé dans l'environnement où ces

organismes vivent (Loeza-Quintana *et al.* 2020). Dans le cas des taxons marins, les échantillons d'eau de mer et de sédiments sont habituellement destinés à la recherche sur l'ADNe. L'utilisation d'ADNe est particulièrement utile pour la détection d'espèces cryptiques ou rares, qui souvent ne seraient pas observées ou échantillonnées à l'aide d'outils d'imagerie ou d'échantillonnage physique (p. ex., chaluts). L'éventail des applications de l'ADNe s'est élargi au cours des dernières années, en raison de la facilité du prélèvement d'échantillons, du faible coût relatif de l'échantillonnage et des améliorations apportées à la technique (Garlapati *et al.* 2019; Loeza-Quintana *et al.* 2020). Les échantillons pour l'évaluation de l'ADNe peuvent être prélevés avec des bouteilles Niskin et des échantillonneurs de sédiments, qui sont habituellement faciles à déployer et ne nécessitent pas de logistique complexe sur le terrain.

L'utilisation de l'ADNe pour l'identification des coraux et des éponges d'eaux froides en est encore à ses balbutiements (Bell *et al.* 2017; Everett et Park 2018; Kutti *et al.* 2020); cependant, il a été démontré qu'elle fournit de bonnes données sur la diversité de la mégafaune en général, ce qui peut être utile pour le suivi (Mächler *et al.* 2014; DiBattista *et al.* 2020; Sevellec *et al.* 2020). L'ADNe est également une source fiable de données sur l'endofaune fondées sur des échantillons d'eau (Leduc *et al.* 2019). L'ADNe peut être jumelé à d'autres renseignements taxonomiques recueillis à partir d'autres outils d'échantillonnage, comme les chaluts et les échantillonneurs de sédiments, afin de créer des bibliothèques de référence des espèces présentes dans une zone.

Principaux points à considérer :

- L'ADNe est un outil utile pour recueillir des données sur la présence d'espèces sans méthodes d'échantillonnage physique ou outils visuels.
- L'utilisation de l'ADNe pour détecter des coraux et des éponges est en cours de développement et constitue un outil prometteur pour le suivi scientifique.

5.2.3.3. Mouillages océanographiques et atterrisseurs benthiques

Les mouillages océanographiques sont constitués d'une chaîne verticale composée de cordes, de bouées et d'instruments océanographiques (p. ex., sonde CTP, courantomètre, capteur, piège à sédiments) qui est ancrée au fond marin par un poids (plus d'une tonne). Les mouillages sont laissés sous l'eau pendant une période déterminée (souvent limitée par la durée de la batterie des instruments), et sont habituellement récupérés par déclenchement acoustique (ou par un grappin en cas de défaillance). Les données recueillies à partir des mouillages fournissent des renseignements sur la variation spatio-temporelle des paramètres océanographiques comme la température, la salinité et les courants, ce qui est important aux fins de suivi. Cependant, les dispositifs de mouillages sont gros, lourds et, par conséquent, leur déploiement et leur récupération sont associés à une logistique importante. Selon les instruments qui y seront attachés, cela peut également être coûteux. Les mouillages peuvent fournir des renseignements océanographiques pour un plan global de suivi des zones abritant des coraux et des éponges, et pourraient fournir un contexte écologique utile pour tout changement observé pendant le suivi. De plus, des pièges à sédiments fixés aux mouillages pourraient être utiles pour recueillir des données de référence sur la remise en suspension des sédiments et la présence ou l'absence d'organismes benthiques déplacés à la suite du chalutage du fond (p. ex., Pilskaln *et al.* 1998).

Les atterrisseurs benthiques sont un type de mouillage qui héberge des chambres benthiques habituellement utilisées pour les expériences d'incubation, au cours desquelles des mesures biogéochimiques (p. ex., oxygène, éléments nutritifs) peuvent être effectuées *in situ* à des échelles temporelles relativement longues (p. ex., un an ou plus). Les atterrisseurs sont généralement déployés par des méthodes de chute libre, mais ils sont équipés de systèmes de

déploiement par flottabilité et ballasts, qui leur permettent de couler lentement jusqu'au fond marin, causant ainsi une perturbation minimale du fond marin avant que les chambres entrent en contact avec les sédiments (Bagley *et al.* 2004; Gage et Bett 2005). Les atterrisseurs peuvent également être munis de caméras, d'autres instruments et de capteurs (p. ex., courantomètre, sonde CTP), de pièges à sédiments, de plaques d'établissement (pour étudier l'établissement des larves) et d'outils d'IPS (systèmes de profils sédimentaires, mentionnés plus haut dans le présent document – ils peuvent également être déployés au moyen d'un ROV).

Principaux points à considérer :

- Les mouillages océanographiques peuvent fournir des renseignements sur les paramètres océanographiques au cours du déploiement, et peuvent également être équipés de plusieurs instruments et outils. Ils peuvent être coûteux et difficiles à utiliser dans certaines conditions, mais ils sont utiles pour la collecte de données passives à long terme.
- Les atterrisseurs benthiques servent à effectuer des expériences *in situ* à long terme et peuvent également recueillir des données à l'aide de caméras, de capteurs et d'autres instruments.

Comparaison des outils

Une comparaison des outils décrits dans cette section est présentée au Tableau 7. En raison de la variation des capacités d'un même type d'outil (p. ex., les ROV), il faut considérer ce tableau comme un aperçu général, tout en reconnaissant qu'il existe des exceptions dans chaque catégorie. De même, les résultats pour la caractéristique des coûts (qui ne tient pas compte du temps-navire) peuvent varier selon le besoin d'acquisition initiale et l'utilisation répétée au fil du temps, par rapport à la nécessité d'investir dans l'outil chaque fois que c'est nécessaire. Par exemple, un système de caméra lestée peut coûter plus cher qu'une benne Van Veen, mais il ne devrait pas y avoir de coûts considérables après l'investissement initial. Bailey et ses collaborateurs (2007) ainsi que Loh et ses collaborateurs (2019) ont également comparé l'applicabilité, les avantages et les inconvénients des méthodes de relevé à grande échelle et à petite échelle pour les habitats biogéniques. Bien que chaque outil ait ses propres capacités, les problèmes liés au coût et à l'accessibilité sont les facteurs ultimes qui déterminent leur choix pour les relevés de suivi. Des protocoles particuliers pour l'utilisation d'outils aux fins de suivi des AMCEZ pourraient être produits sous forme de rapport technique à titre d'orientation à l'échelle nationale ou régionale.

5.3. MÉTHODOLOGIES – PLAN DE SUIVI

En plus de définir clairement les objectifs de suivi, de sélectionner les indicateurs et de choisir des outils adéquats, comme il est décrit dans la section précédente, il faut élaborer un plan de suivi (Figure 9). La présente section vise à décrire certaines considérations méthodologiques et pratiques exemplaires pour la conception de programmes de suivi dans les habitats benthiques, comme les AMCEZ abritant des coraux et des éponges. L'intention n'est pas de formuler des recommandations sur un plan d'échantillonnage particulier pour chaque AMCEZ canadienne, ce qui nécessiterait un examen au cas par cas. Le plan de suivi doit être solide sur le plan statistique afin de permettre de tirer des conclusions sur le changement observé et donc d'être employé efficacement pour éclairer la gestion des aires de conservation.

En pratique, le plan de suivi sera directement lié à la disponibilité des ressources (p. ex., financement, accès à des outils et des navires) et devra être adapté aux caractéristiques particulières de l'habitat (Figure 9). Les AMCEZ canadiennes abritant des coraux et des éponges présentent des différences notables quant à leur taille qui varie de 15 à 55 000 km^2, à leur profondeur qui varie de 50 à plus de 3 000 m (Tableau 1) et à leur emplacement, certaines

zones étant plus près des côtes et d'autres, plus difficiles à atteindre au large (Tableau 2). L'hétérogénéité des habitats au sein d'une AMCEZ doit également être prise en compte, surtout au moment de définir le meilleur plan d'échantillonnage à utiliser. Bien que certaines AMCEZ canadiennes soient plus homogènes, la plupart couvrent un large gradient bathymétrique et environnemental supportant diverses communautés benthiques (Tableau 2). Par conséquent, le plan de suivi de chaque AMCEZ devra certainement être ajusté en fonction de ces différences. Le Joint Nature Conservation Committee (JNCC, Royaume-Uni) a publié un rapport exhaustif sur les directives en matière de suivi pour les habitats benthiques marins, qui décrit en détail les étapes essentielles à prendre en compte lors de l'élaboration d'un plan de suivi, comme les considérations statistiques, la fréquence de l'échantillonnage, la taille des sites, etc. (Noble-James *et al*. 2018). Des scientifiques australiens ont également publié récemment un manuel de terrain pour l'échantillonnage marin comportant un chapitre particulier sur les considérations statistiques pour le suivi et l'échantillonnage (Przeslwaski et Foster 2020; Foster *et al.* 2020). Loh et ses collaborateurs (2019) ont effectué un examen semblable (Figure 9) et décrit une étude de cas sur les récifs d'éponges siliceuses du Pacifique (Dunham *et al*. 2018a; Loh et al. 2019) qui est particulièrement pertinente pour le présent document. D'après ces publications, voici quelques-unes des principales questions que l'on doit se poser pour avoir un plan de suivi complet et solide :

- **Quelles** sont les données de référence accessibles et comment peut-on les utiliser?
- **Combien** d'échantillons devons-nous prélever?
- **Quand** et **à quelle fréquence** devons-nous prélever les échantillons?
- **Où** devons-nous prélever les échantillons? (plan d'échantillonnage)

La présente section passe en revue les pratiques exemplaires recommandées et les renseignements généraux qui doivent être pris en considération pour répondre à ces questions, mais des processus régionaux particuliers (p. ex., ateliers, réunions du SCAS) devront être menés pour élaborer un plan de suivi adéquat pour chaque AMCEZ.

5.3.1. Données de référence

Pour la plupart des aires de conservation, il existe des données de référence qui peuvent fournir des renseignements servant à orienter l'élaboration d'un plan de suivi. Dans le cas des AMCEZ canadiennes, il existe, à divers degrés, des lacunes dans les données de référence qu'il faudra combler. Les données sur la bathymétrie et les types de fond précis sont incomplètes et limitées pour la plupart des AMCEZ. La répartition et la diversité des taxons particuliers que nous voulons protéger dans les AMCEZ sont souvent méconnues. Par exemple, les strates de relevé au chalut du MPO sont limitées à des profondeurs de 1 500 m, ce qui exclut les parties en eau profonde de plusieurs AMCEZ. Les renseignements sur ces zones sont donc insuffisants ou limités. Il n'était pas dans la portée du présent document d'évaluer en détail l'état des données de référence pour les AMCEZ canadiennes, mais les enquêtes régionales sur le type de données de référence accessibles constituent une étape importante du plan de suivi.

Avant d'utiliser des données existantes dans le cadre d'un programme de suivi, il faut les évaluer soigneusement pour s'assurer qu'elles conviennent aux fins visées. Le JNCC a dressé une liste de facteurs à considérer et de questions par type de données (p. ex., données obtenues à l'aide d'une benne, d'un outil d'imagerie, d'un chalut, etc.) qui peuvent être utiles pour accomplir cette tâche (Noble-James *et al.* 2018). La comparabilité des données est un aspect clé lorsqu'on tient compte de données temporelles (c.-à-d. les données recueillies avant et après la fermeture d'une zone).

Lors du suivi des aires de conservation benthiques comme les AMCEZ abritant des coraux ou des éponges, l'accessibilité de données sur la bathymétrie et le type de fond, qui peuvent servir à décrire les habitats, est un facteur clé pour l'élaboration et la mise en œuvre d'un bon plan d'échantillonnage (Noble-James *et al.* 2018, Przeslwaski et Foster 2018). Comme il est décrit dans la section précédente, le sonar multifaisceaux et d'autres outils acoustiques peuvent fournir des données de bathymétrie et de rétrodiffusion à haute résolution qui peuvent être utilisées pour cartographier le fond marin et permettre la classification de l'habitat benthique (en combinaison avec une vérification par échantillonnage). À l'heure actuelle, il s'agit d'importantes lacunes dans les données pour la plupart des AMCEZ canadiennes, qui seront difficiles à combler.

Suggestions :

- Lorsque l'on utilise des données existantes comme point de départ d'une série chronologique de suivi, les pratiques de suivi actuelles devraient être harmonisées dans la mesure du possible avec les données existantes (p. ex., en ce qui concerne le moment du relevé, les méthodes opérationnelles, l'équipement, le traitement et les techniques d'analyse).
- Des relevés de caractérisation acoustique du fond marin (imagerie multifaisceaux, imagerie bathymétrique et rétrodiffusion) devraient être effectués avant l'élaboration d'un plan d'échantillonnage, si les ressources et les limites logistiques (c.-à-d. la zone à couvrir) le permettent.

5.3.2. Considérations relatives à l'échantillonnage et aux statistiques

5.3.2.1. Taille et répétition

La taille et le type d'unité d'échantillonnage (Tableau 8) doivent être liés à la densité et à la répartition prévue des taxons ciblés par un indicateur. Par exemple, les zones où la densité de coraux et d'éponges est clairsemée seront suivies de façon plus efficace avec des unités d'échantillonnage relatives plus grandes (p. ex., transects vidéo) qu'avec des échantillons ponctuels de sédiments à des points distincts (Figure 10; Noble-James *et al.* 2018). La taille appropriée des unités d'échantillonnage augmente la probabilité que des taxons rares ou éparpillés soient capturés dans l'échantillon (Tableau 8).

Les organismes benthiques ont souvent une répartition et une abondance irrégulières et forment donc un système abritant une variation spatiale naturellement élevée (Underwood et Chapman 2005). L'hétérogénéité spatiale est un facteur important à prendre en compte lors du prélèvement d'échantillons de sédiments pour la caractérisation de l'endofaune. La collecte d'échantillons répétés peut équilibrer l'hétérogénéité spatiale possible de l'endofaune, et il est essentiel d'en tenir compte lors de la planification des relevés. Les unités d'échantillonnage doivent être répétées à une échelle à laquelle la variabilité peut être mesurée de façon significative. Le niveau auquel une répétition permet de déterminer la variation. La répétition peut être imbriquée pour évaluer différentes sources de variabilité et peut servir à améliorer la précision (auquel cas on mettrait en commun les répétitions) ou l'exactitude (auquel cas on inclurait les répétitions individuelles dans les analyses ou la description du modèle) [Tableau 8]. Lorsque les ressources sont limitées, le prélèvement d'échantillons à partir d'un plus grand nombre de stations d'échantillonnage devrait être prioritaire par rapport aux échantillons répétés dans une même station (Holtrop et Brewer 2013). Loh et ses collaborateurs (2019) ont mis en évidence certains points importants à prendre en considération pour le suivi d'environnements hétérogènes, comme des unités d'échantillonnage plus petites et plus nombreuses, qui sont plus efficaces pour estimer la couverture (si la densité le permet) ou détecter les changements dans une strate d'échantillonnage que quelques grandes unités d'échantillonnage.

Suggestions :

- La répétition d'unités d'échantillonnage doit être effectuée là où les ressources le permettent (p. ex., plusieurs échantillons ponctuels par station d'échantillonnage) afin de réduire les effets du « bruit » ou de la variation aléatoire dans l'environnement et de fournir une estimation plus exacte et plus précise.
- La répétition doit se faire au niveau nécessaire pour comprendre la variabilité.

5.3.2.2. Taille, puissance et signification de l'échantillon

La taille optimale de l'échantillon est directement liée à l'environnement et aux indicateurs qui font l'objet de suivi, ainsi qu'au type d'analyse statistique qui sera nécessaire. Pour l'inférence statistique (p. ex., les tests d'hypothèses), la robustesse repose sur la mesure exacte de l'indicateur sélectionné par l'acquisition d'un nombre suffisant d'échantillons (Underwood et Chapman 2005; Noble-James *et al.* 2018). Un plan de suivi ayant trop peu de puissance statistique produit des résultats ambigus qui sont difficiles à utiliser pour la gestion et à justifier (Karpov *et al.* 2010).

L'analyse de puissance (Tableau 8) est un outil statistique qui peut aider à déterminer la taille optimale de l'échantillon pour garantir des conclusions solides. Elle peut fournir des renseignements importants sur l'effort d'échantillonnage requis pour permettre la détection d'un changement significatif (p. ex., augmentation de 20 % ou diminution de 10 % de la moyenne; Karpov *et al.* 2010; Stanley *et al.* 2015; Noble-James *et al.* 2018). L'analyse de puissance permet donc une analyse coûts-avantages entre l'effort d'échantillonnage et les différences décelables. Elle peut également aider à éclairer le choix des indicateurs, car il est possible qu'on ait besoin de trop de répétitions pour un indicateur précis, ce qui réduit l'utilité d'un plan de suivi. Karpov et ses collaborateurs (2010) ont déterminé la taille optimale du transect et la quantité d'effort d'échantillonnage nécessaire pour mesurer des différences statistiquement significatives dans la densité des poissons entre des zones d'étude à l'aide des données du transect par ROV et de l'analyse de puissance. Le JNCC a élaboré un cadre souple qui peut être utilisé pour aider à définir les ratios ainsi que les niveaux de puissance et de signification appropriés liés au suivi benthique (Noble-James *et al.* 2018). L'analyse de puissance exige généralement des connaissances fondées sur des recherches antérieures dans la zone d'étude, par exemple la variance et les valeurs moyennes pour les paramètres d'intérêt. Quinn et Keough (2002) présentent une série d'étapes à prendre en considération lors de l'utilisation de l'analyse de puissance pour concevoir des expériences.

Suggestions :

- Lorsque des données existantes sont accessibles, une analyse de puissance peut être effectuée a priori pour déterminer la taille minimale de l'échantillon (N) nécessaire pour détecter un changement d'une ampleur donnée à un niveau donné de signification pour chaque indicateur.
- L'analyse de puissance peut aider à déterminer le choix d'un indicateur, car elle permet de déduire la quantité de données nécessaires pour qu'un indicateur puisse détecter le changement.

5.3.2.3. Questions statistiques relatives à l'indépendance des données

Lors de l'élaboration d'un plan de suivi scientifique, il faut tenir compte de l'indépendance entre les unités d'échantillonnage. L'autocorrélation des variables de réponse dans l'espace ou le temps est courante dans l'environnement marin, ce qui contrevient à l'hypothèse statistique de l'indépendance des données nécessaires pour de nombreux tests statistiques normalisés (Tableau 8; indépendance des résidus). De plus, l'une des erreurs les plus courantes dans la

conception et l'analyse des expériences écologiques sur le terrain est la question de la pseudorépétition dans le plan d'expérience (Hurlbert 1984). La pseudorépétition se produit lorsque des unités d'échantillonnage fortement corrélées spatialement ou temporellement sont traitées comme si elles étaient indépendantes.

Par conséquent, lors de l'élaboration d'un plan de suivi, il faut tenir compte de questions comme l'autocorrélation spatiale, la corrélation en série et la pseudorépétition (Underwood et Chapman 2005; Noble-James *et al.* 2018; Tableau 8). De nombreuses techniques statistiques avancées, comme la modélisation mixte, peuvent être employées pour inclure l'autocorrélation spatiale et en série. Des techniques statistiques peuvent, entre autres, être employées pour détecter l'échelle de l'autocorrélation et agréger les données à l'échelle appropriée. Selon les objectifs du suivi, on peut avoir recours à différentes approches statistiques pour réduire au minimum ou prendre en compte les questions de dépendance (p. ex., nouvelle randomisation des lieux d'échantillonnage, analyse des mesures répétées).

L'autocorrélation spatiale est un facteur particulièrement important à prendre en compte lors de l'analyse des données de transect vidéo, et on peut avoir recours à des modèles géostatistiques qui tiennent compte de la dépendance spatiale entre les observations pour tenir compte de cette limitation (Zuur *et al.* 2009, Foster *et al.* 2020). Une autre possibilité d'atténuer l'autocorrélation consiste à diviser en sous-ensembles les observations distinctes au sein d'un transect. Toutefois, cela présuppose que la portée de l'autocorrélation est inférieure à la distance entre les sous-ensembles d'observations (Foster *et al.* 2014, Foster *et al.* 2019). L'autocorrélation spatiale peut être corrigée au moyen d'un plan d'échantillonnage réfléchi (p. ex., Misiuk *et al.* 2019).

Suggestions :

- L'autocorrélation et la pseudorépétition sont des problèmes courants dans le cadre d'expériences écologiques, et le plan d'étude ainsi que les techniques statistiques peuvent tenir compte de ces facteurs.
- Il est important d'évaluer l'autocorrélation spatiale lors de l'analyse des données de transects vidéo, soit avant la collecte des données au moyen du plan d'échantillonnage, soit après à l'aide de techniques statistiques.

5.3.3. Considérations temporelles et fréquence

Le moment du prélèvement des échantillons (c.-à-d. le caractère saisonnier) doit être planifié en tenant compte de l'écologie et du cycle biologique des taxons indicateurs pertinents et de la variation temporelle de l'écosystème. Les variations saisonnières dans les écosystèmes benthiques peuvent introduire des variations dans les données des séries chronologiques (Stanley *et al.* 2015; Noble-James *et al.* 2018). Pour les coraux et les éponges, qui sont sessiles ou sédentaires, le caractère saisonnier peut ne pas influencer directement les mesures de leur répartition ou de leur diversité. Cependant, on en sait peu sur l'influence de la saisonnalité sur la dynamique des populations, comme la prédation. Par exemple, les populations en eau peu profonde de la plume de mer *Ptilosarcus gurneyi* dans le Pacifique nord-est sont vivaces et semblent être contrôlées par les changements saisonniers de l'abondance de l'un de ses prédateurs, le nudibranche *Tritonia diomedia* (Wyeth et Willows 2006). Bien que *P. gurneyi* ne soit pas l'une des espèces de plumes de mer que l'on trouve dans les AMCEZ canadiennes actuelles, il s'agit d'un exemple de dynamique écologique dont il faut tenir compte. Si l'on utilise un outil d'imagerie, l'échantillonnage doit être évité au printemps, lorsque la clarté de l'eau peut être mauvaise en raison de la fraie et de la prolifération d'algues (ou de la neige marine), qui peuvent réduire la qualité des images (Dunham *et al.* 2018a).

La fréquence de l'échantillonnage dépendra des objectifs de conservation et des taxons qui y sont associés. Les indicateurs de suivi, comme l'abondance numérique, doivent être considérés à la lumière du cycle biologique des taxons d'intérêt, comme le taux de croissance et le taux de recrutement. Par exemple, les plumes de mer ont généralement une durée de vie moins longue que les grandes gorgones (Sherwood et Edinger 2009; Neves *et al.* 2015a, 2018; Murillo *et al.* 2018). Par conséquent, on s'attend à ce qu'il faille plus de temps pour cerner les tendances relatives aux changements dans l'abondance des gorgones (Bennecke et Metaxas 2017) par rapport à celles des plumes de mer. Dans un contexte de suivi, la détection des changements dans la réponse biologique peut varier de quelques années à des décennies (Stanley *et al.* 2015). Par conséquent, la fréquence d'échantillonnage optimale variera probablement pour différents taxons/indicateurs au sein des AMCEZ et entre elles (c.-à-d. différences sur les plans de la profondeur, du type de fond et des objectifs de conservation).

La fréquence appropriée de l'échantillonnage devrait également varier d'un habitat à l'autre en fonction du risque relatif lié aux pressions anthropiques. Les habitats soumis à davantage de pressions doivent faire l'objet d'un suivi plus fréquent (Loh *et al.* 2019). Smith et Hugues (2008) ont recommandé des relevés annuels pour le suivi des habitats en eaux profondes avec des relevés photo et vidéo pour les sites de grande valeur ou lorsque le suivi (p. ex., les données du SSN) semble indiquer des répercussions ou de nouvelles menaces.

La fréquence dépendra aussi beaucoup des ressources accessibles. En raison de facteurs économiques et logistiques, il faut envisager le compromis entre la fréquence du suivi et l'effort d'échantillonnage. Lewis et ses collaborateurs (2016) ont suggéré des fréquences variant entre des relevés annuels et triannuels pour le suivi des plume de mer (accent mis sur les objectifs de conservation) dans la ZPM du chenal Laurentien. Dans le cas des indicateurs indirects (p. ex., diversité des espèces de l'endofaune), on a suggéré une fréquence de suivi annuelle comme moyen de tirer parti des relevés multispécifiques du MPO dans la région (en supposant que les relevés scientifiques au chalut se poursuivent à l'intérieur des zones fermées et que les relevés multispécifiques constituent une plateforme pour un tel échantillonnage). Dans le cas des récifs d'éponges siliceuses du Pacifique, il a été suggéré que le suivi ait lieu à des intervalles de trois à dix ans, en combinant deux fréquences différentes pour l'échantillonnage à différentes échelles spatiales : 1) un échantillonnage fréquent à un nombre limité de sites fixes et 2) des relevés de routine à grande échelle moins fréquents (Dunham *et al.* 2018a).

Il convient de souligner que la collecte de données n'est pas le seul facteur qui est limité par l'accessibilité des ressources. Lorsqu'ils ne sont pas effectués à l'interne, le traitement et l'analyse des échantillons peuvent être coûteux (parfois des centaines de dollars par échantillon dans le cas de l'endofaune dans des sédiments, un avantage indirect pour la conservation de la biodiversité). S'ils sont effectués à l'interne, des fréquences d'échantillonnage élevées (p. ex., annuelles) entraîneront une augmentation considérable de la charge de travail des employés, et des ressources associées à l'embauche de personnel supplémentaire devraient être envisagées.

Suggestions :

- Pour les coraux et les éponges, la saison choisie pourrait ne pas poser de problème pour certains indicateurs, comme la densité, mais il pourrait être important d'en tenir compte pour d'autres indicateurs liés à la dynamique des populations (p. ex., la prédation) ou aux avantages indirects pour la conservation de la biodiversité (biodiversité associée particulière).
- L'utilisation d'outils d'imagerie pour le suivi doit être planifiée de manière à éviter les périodes de visibilité réduite, comme la prolifération d'algues, la remise en suspension des sédiments, l'eau de fonte et la fraie au printemps.

- Si l'objectif principal est de détecter la variation interannuelle, les relevés de suivi doivent être effectués de façon répétée au cours de la même saison, dans la mesure du possible, afin d'éviter tout artefact potentiel de variation saisonnière. Si ce n'est pas possible, l'incidence potentielle sur la série chronologique doit être définie.
- La détection de changements de l'état des différents groupes de coraux ou d'éponges ou des avantages pour la conservation de la biodiversité associés peut nécessiter des fréquences de suivi précises par groupe en fonction des différences de taux de croissance (p. ex., différentes fréquences pour les plumes de mer et les gorgones).
- La fréquence du suivi doit être réexaminée pour toutes les AMCEZ à mesure que le suivi progresse et que les données sur diverses tendances sont recueillies et analysées.

5.3.4. Plan d'échantillonnage

Le plan d'échantillonnage indiquera comment les unités d'échantillonnage seront sélectionnées et comment elles seront réparties dans la zone d'étude. Le plan d'échantillonnage peut comprendre des méthodes probabilistes et non probabilistes (Tableau 8). Les méthodes probabilistes sont celles où les unités d'échantillonnage ont la même probabilité théorique d'être sélectionnées; par conséquent, ce type de plan est généralement considéré comme plus solide sur le plan statistique. Les plans comprennent l'échantillonnage systématique (grille), l'échantillonnage aléatoire simple et l'échantillonnage aléatoire stratifié (Tableau 8, Figure 11). Les méthodes non probabilistes impliquent la sélection subjective des unités d'échantillonnage (échantillonnage au jugé). Chaque type de plan comporte des forces et des limites, qui ont été examinées par d'autres (Noble-James *et al.* 2018; Foster *et al.* 2018), et elles ne sont que brièvement considérées dans cette section.

La conception d'un régime d'échantillonnage dépend de nombreux facteurs, dont l'accessibilité des ressources. L'utilisation de méthodes probabilistes garantit que les renseignements provenant des échantillons peuvent être généralisés à l'ensemble de la population (c.-à-d. l'ensemble de la zone de conservation; Noble-James *et al.* 2018, Przeslwaski et Foster 2018). Les plans de suivi randomisés ou systématiques (Figures 11a et 11b) sont un bon choix dans des aires bien connues ou relativement homogènes sur le plan environnemental. L'échantillonnage systématique (Figure 11a) est une façon de garantir que l'autocorrélation spatiale est évitée, car il place les unités d'échantillonnage à des distances fixes. C'est un moyen utile d'étudier les schémas spatiaux. Lorsque les sédiments ou les pressions sont clairement stratifiés dans l'ensemble de la zone et lorsqu'il existe une bonne confiance envers les cartes de l'habitat, l'utilisation d'un échantillonnage aléatoire stratifié (Figure 11c) peut augmenter considérablement l'exactitude et la précision. Ce plan d'échantillonnage garantit que tous les principaux types d'habitats peuvent être échantillonnés adéquatement (Noble-James *et al.* 2018). Dans le cas d'un échantillonnage aléatoire, il faut prendre soin d'éviter l'autocorrélation spatiale, soit en assurant une distance suffisante entre les échantillons (à l'aide d'une zone tampon), soit en incluant l'emplacement comme variable du modèle.

L'échantillonnage non probabiliste, comme l'échantillonnage au jugé, est une méthode utile dans les cas où la zone d'étude est bien connue, où les ressources sont limitées et où les chercheurs veulent se concentrer sur des espèces ou des zones connues ayant des espèces ou des habitats rares, ou lorsque certaines zones sont connues comme étant représentatives. L'utilisation de l'échantillonnage au jugé (Figure 11d) présente un risque élevé de biais, car les zones d'échantillonnage sont choisies de façon précise plutôt que de façon aléatoire. Il faut faire attention lorsqu'on extrapole les résultats de l'échantillonnage au jugé à une population plus vaste, car les données sont intrinsèquement biaisées (Noble-James *et al.* 2018). L'échantillonnage au jugé peut fournir une mesure très précise du changement en réduisant la

variabilité spatiale aléatoire et peut être utile pour faire le suivi de la croissance, de la densité, de la couverture ou de l'état du biote, comme les récifs biogènes, la flore marine et la faune sessile (Davies *et al.* 2001, Noble-James *et al.* 2018). Le fait que le rééchantillonnage doit avoir lieu exactement au même endroit, ce qui est crucial parce que même de petites différences peuvent contribuer à une variation considérable des estimations de la couverture, constitue une limite importante des unités d'échantillonnage fixes (Davidson 1997). Même avec les progrès technologiques actuels en matière de navigation, il peut être difficile de retourner à un emplacement précis, et il sera essentiel de choisir un outil dont la précision est adéquate. On pourrait envisager d'autres méthodes. Par exemple, Williams et ses collaborateurs (2012) suggèrent une grille plutôt qu'un système de points, ce qui pourrait faciliter le retour au même site (dans leur cas avec un VSA).

Une combinaison de différents plans d'échantillonnage peut servir à optimiser les ressources et les résultats de l'échantillonnage. Le cas des récifs d'éponges siliceuses du Pacifique en est un bon exemple. La répartition des éponges entre les transects (unités d'échantillonnage) des mêmes complexes de récifs varie considérablement, et la capacité de détecter les changements réels dans le caractère des récifs au fil du temps constitue un défi (Dunham *et al.* 2018a). Les auteurs ont recommandé une combinaison de transects fixes et aléatoires à différentes fréquences. Des relevés réguliers plus fréquents avec des transects fixes permettront d'évaluer les tendances de l'abondance relative des éponges, tandis que les relevés intensifs avec des transects aléatoires stratifiés sont plus susceptibles de saisir les répercussions de facteurs de stress localisés (p. ex., pêche en raison d'une non-conformité; MPO 2017b; Dunham *et al.* 2018a) et permettra la validation de la représentativité du transect fixe.

Pour les aires de conservation de grande taille ou diversité, un plan plus réalisable et plus solide pourrait comprendre un échantillonnage intensif dans des boîtes imbriquées sélectionnées dans la zone, qui sont représentatives des différents habitats (Noble-James *et al.* 2018). Le plan fondé sur des boîtes imbriquées consiste à choisir des sites fixes où les unités d'échantillonnage peuvent être sélectionnées au hasard ou à utiliser une grille systématique (Figures 11e et 11f). Les boîtes devront être considérées comme un facteur dans le modèle statistique (p. ex., modèle mixte). Bon nombre des AMCEZ abritant des coraux et des éponges sont des zones plutôt vastes, et même avec des ressources considérables, il serait extrêmement difficile de procéder à un échantillonnage suffisant dans toute la zone avec une répétition suffisante pour détecter un effet. Les boîtes imbriquées doivent être sélectionnées de manière à couvrir les différents types d'habitat, mais chaque boîte doit réduire au minimum les variations naturelles, comme la bathymétrie. L'échantillonnage intensif dans des boîtes imbriquées augmentera la puissance du plan et la probabilité de détecter un effet dans le contexte de chaque boîte. L'inférence au sujet des zones non échantillonnées ne peut qu'être présumée, mais l'acquisition de données à partir d'un plan aléatoire étendu à l'ensemble de la zone peut améliorer la confiance dans cette inférence.

Suggestions :

- Le plan d'échantillonnage probabiliste permet de s'assurer que les données sont randomisées et statistiquement robustes; son utilisation convient le mieux aux zones bien connues et homogènes sur le plan environnemental ou aux zones bien stratifiées.
- Les sites fixes (plans non probabilistes, échantillonnage au jugé) sont utiles dans les zones bien connues, lorsque les ressources sont limitées et pour les zones représentatives ou pour les espèces et les habitats rares. Des techniques statistiques appropriées doivent être employées et les conclusions doivent être prises en compte selon les limites du biais créé par ce plan d'échantillonnage.

- Une combinaison de plans d'échantillonnage, par exemple avec des boîtes imbriquées, peut être un moyen idéal d'assurer la robustesse des données tout en mettant l'accent sur les zones connues de répartition des coraux et des éponges.

5.3.4.1. Plan de type BACI

Lorsque le suivi vise à évaluer l'efficacité des mesures de conservation, le plan avant-après-contrôle-impact (BACI) est l'une des méthodes les plus appropriées (Stanley *et al.* 2015; Noble-James *et al.* 2018). Le plan d'échantillonnage de type BACI tient compte de deux facteurs principaux : 1) les mesures de gestion ou la manipulation expérimentale qui représentent les sites d'« impact » comparativement aux sites de « contrôle », et 2) les périodes d'échantillonnage qui comparent les mesures de gestion ou la manipulation expérimentale « avant » et « après ». Ce type de plan est particulièrement puissant parce qu'il contrôle les variations temporelles et spatiales, ce qui améliore la robustesse des conclusions sur les effets des mesures de gestion. Des sites de référence appropriés (sites de contrôle) doivent être accessibles et devraient demeurer fixes, tandis que les unités d'échantillonnage au sein de ces sites peuvent être randomisées de nouveau ou fixes.

L'utilisation de sites de référence externes est fortement recommandée pour optimiser la portée des conclusions et elle est requise pour les plans d'échantillonnage de type BACI ou des plans d'échantillonnage semblables. L'emplacement des sites de référence devrait :

- Être relativement près de la zone de conservation, mais ne pas y être directement adjacent afin d'éviter les effets biologiques de « débordement » ou de lisière;
- Idéalement présenter des conditions environnementales comparables (p. ex., régime hydrodynamique et apports organiques) à celles de la zone de conservation et comporter le même type de substrats;
- Tenir compte de la répartition des pressions au sein des sites de référence et entre eux et des « sites d'impact » (la zone de conservation) afin qu'ils aient des niveaux historiques semblables.

Des données historiques doivent être accessibles pour le plan d'échantillonnage de type BACI. Dans le cas des aires de conservation déjà en place, comme les AMCEZ canadiennes, les données historiques, par exemple les données des relevés au chalut, peuvent être utiles pour éclairer certains indicateurs et être employées dans le plan d'échantillonnage de type BACI. Le plan de type BACI est un bon objectif théorique, mais il peut être impossible dans la pratique pour certaines de nos AMCEZ. Si des données « avant » ne sont pas accessibles, des analyses statistiques particulières (c.-à-d. utilisant la disponibilité de l'habitat comme covariable) peuvent être employées, ce qui nécessite une compréhension solide de l'indicateur, du système et de la pression en question, ainsi que des relations entre ces éléments (Osenberg *et al.* 2011; Noble-James *et al.* 2018).

Suggestions :

- Le plan de type BACI est utile pour évaluer l'efficacité d'une zone de conservation.
- Ce type de plan d'échantillonnage exige des données historiques pour mesurer la période « avant », ce qui n'est pas toujours le cas pour les AMCEZ canadiennes. Des analyses statistiques peuvent aider dans les situations où il n'y a pas de données historiques.

5.4. CONCLUSION

De grandes parties des AMCEZ canadiennes demeurent inexplorées, et il existe encore des lacunes importantes dans les données de référence pour ces zones. Même si, idéalement, les

données de référence auraient dû été recueillies avant la désignation des AMCEZ, cela n'a pas toujours été le cas. La cartographie de l'habitat et les inventaires taxonomiques des zones inexplorées de ces AMCEZ doivent encore être effectués afin que des ensembles de données plus complets puissent être accessibles pour l'élaboration du plan de suivi.

En pratique, la collecte de données de référence et de données de suivi pour ces AMCEZ représentera une entreprise importante. Par exemple, certaines AMCEZ abritant des coraux et des éponges sont assez grandes (p. ex., Terre-Neuve-et-Labrador comporte trois AMCEZ de plus de 80 000 km^2 de superficie), et d'autres se trouvent dans des endroits éloignés (p. ex., l'Arctique), ce qui pourrait limiter la fréquence de l'échantillonnage. Certaines régions comptent un grand nombre d'AMCEZ (p. ex., récifs d'éponges siliceuses du Pacifique [17], et coraux et éponges du golfe du Saint-Laurent [11]), ce qui limite la synchronicité des cycles de suivi et, par conséquent, l'optimisation des relevés. Des processus régionaux seront nécessaires pour élaborer des plans de suivi particuliers adaptés et établir l'ordre de priorité des mesures de suivi. Une fois que les données de référence sont clairement évaluées et que les contraintes logistiques sont évaluées à l'échelle régionale, il serait avantageux et souhaitable d'organiser des ateliers pour aider à élaborer des plans d'échantillonnage uniformes entre les régions.

Les outils et les techniques décrits dans le présent document donnent un aperçu des options possibles dans le contexte de la recherche sur les coraux et les éponges d'eaux froides. Les outils doivent être sélectionnés en fonction de leur utilité et de leur efficacité pour mesurer un indicateur en particulier. En pratique, les chercheurs sont souvent limités aux outils et aux ressources accessibles (p. ex., navires et temps-navire). Compte tenu de ces contraintes réelles, il est essentiel que le plan d'échantillonnage et les techniques statistiques adéquates soient appliqués pour optimiser la collecte des données et faciliter leur analyse. Une solide collaboration entre les scientifiques de différents milieux (p. ex., statisticiens et spécialistes de l'écologie) sera également primordiale.

6. MOT DE LA FIN

L'information contenue dans le présent document offre un aperçu des renseignements les plus récents accessibles sur les coraux et les éponges au Canada, ainsi qu'un examen approfondi des indicateurs, des outils et des méthodologies de suivi possibles utilisés au Canada et dans le monde. Il est essentiel que nous veillions à ce que les plans de suivi soient à la fois efficients et efficaces. L'étude de ces zones benthiques est coûteuse et nécessite du personnel formé, de l'équipement spécialisé et du temps-navire pour effectuer la recherche. Nous avons besoin de fonds et d'employés dédiés pour effectuer le suivi de ces zones afin de pouvoir démontrer que l'exclusion de la pêche entrant en contact avec le fond protège les coraux et les éponges et procure des avantages écosystémiques connexes. Nous espérons que les renseignements fournis ici pourront aider les scientifiques et les gestionnaires à concevoir des plans de suivi efficaces pour les AMCEZ abritant des coraux et des éponges. Ce document s'applique également à de nombreuses AMP existantes et proposées qui comportent des objectifs de conservation benthique.

Une recommandation visant à assurer l'efficacité du suivi consiste à concentrer les efforts sur les avantages directs pour la conservation de la biodiversité des AMCEZ, c'est-à-dire les coraux et les éponges. Comme il est précisé à la section 3, les coraux et les éponges sont susceptibles d'avoir des associations écosystémiques prévisibles. Il peut être approprié de concentrer le suivi sur les coraux et les éponges, tout en déduisant les avantages indirects pour la conservation de la biodiversité. Si des ressources sont accessibles, un suivi opérationnel pourrait permettre de mener des études ciblées pour confirmer le lien entre les coraux et les éponges et leurs avantages indirects pour la conservation de la biodiversité. De plus, des

relevés scientifiques au chalut ou d'autres recherches sur les pêches pourraient servir à recueillir des renseignements sur les avantages indirects pour la conservation de la biodiversité. Par exemple, les relevés d'évaluation des stocks de poissons pourraient également recueillir des données sur les sédiments pour les études sur l'endofaune. Cela serait particulièrement utile dans les régions où les données sont limitées et où la recherche est difficile afin de limiter ou d'éliminer le suivi des avantages indirects pour la conservation de la biodiversité. Un programme complet de suivi des AMCEZ abritant des coraux et des éponges peut être réalisé en mettant l'accent sur le suivi des avantages directs pour la conservation de la biodiversité tout en utilisant les connaissances préalables ainsi que des études ciblées occasionnelles pour déduire les avantages indirects pour la conservation de la biodiversité.

7. RÉFÉRENCES CITÉES

Aguzzi, J., Costa, C., Robert, K., Matabos, M., Antonucci, F., Kim Juniper, S., and Menesatti, P. 2011. Automated image analysis for the detection of benthic crustaceans and bacterial mat coverage using the VENUS undersea cabled network. Sensors 11(11): 10534–10556. doi:10.3390/s111110534.

Aguzzi, J., Doya, C., Tecchio, S., De Leo, F.C., Azzurro, E., Costa, C., Sbragaglia, V., Del Río, J., Navarro, J., Ruhl, H.A., Company, J.B., Favali, P., Purser, A., Thomsen, L., and Catalán, I.A. 2015. Coastal observatories for monitoring of fish behaviour and their responses to environmental changes. Rev. Fish Biol. Fish. 25(3): 463–483. doi:10.1007/s11160-015-9387-9.

Ahmadia, G.N., Glew, L., Provost, M., Gill, D., Hidayat, N.I., Mangubhai, S., Purwanto, and Fox, H.E. 2015. Integrating impact evaluation in the design and implementation of monitoring marine protected areas. Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci. 370(1681). doi:10.1098/rstb.2014.0275.

Alexander, D., Colcombe, A., Chambers, C. & Herbert, R.J.H. 2014. Conceptual Ecological Modelling of Shallow Sublittoral Coarse Sediment Habitats to Inform Indicator Selection. Marine Ecological Surveys Ltd - A report for the Joint Nature Conservation Committee, JNCC Report No: 520

Althaus, F., Williams, A., Schlacher, T.A., Kloser, R.J., Green, M.A., Barker, B.A., Bax, N.J., Brodie, P., and Schlacher-Hoenlinger, M.A. 2009. Impacts of bottom trawling on deep-coral ecosystems of seamounts are long-lasting. Mar. Ecol. Prog. Ser. 397: 279–294. doi:10.3354/meps08248.

Althaus, F., Hill, N., Ferrari, R., Edwards, L., Przeslawski, R., Schönberg, C.H.L., Stuart-Smith, R., Barrett, N., Edgar, G., Colquhoun, J., Tran, M., Jordan, A., Rees, T., and Gowlett-Holmes, K. 2015. A standardised vocabulary for identifying benthic biota and substrata from underwater imagery: The CATAMI classification scheme. PLoS One 10(10): 1–18. doi:10.1371/journal.pone.0141039.

Anthony, K.R.N. 1999. Coral suspension feeding on fine particulate matter. J. Exp. Mar. Bio. Ecol. 232(1): 85–106. doi:10.1016/S0022-0981(98)00099-9.

Archer, S., Halliday, W., Riera, A., Mouy, X., MK, P., JWF, C., Dunham, A., and Juanes, F. 2018. First description of a glass sponge reef soundscape reveals fish calls and elevated sound pressure levels. Mar. Ecol. Prog. Ser. 595: 245–252.

Archer, S.K., Dennison, G., Tryon, L., Byers, S., and Dunham, A. 2020a. Invertebrate settlement and diversity on a glass sponge reef. Can. Field-Naturalist 134(1): 1–15. doi:10.22621/cfn.v134i1.2297.

Archer, S.K., Kahn, A.S., Thiess, M., Law, L., Leys, S.P., Johannessen, S.C., Layman, C.A., Burke, L., and Dunham, A. 2020b. Foundation species abundance influences food web topology on glass sponge reefs. Front. Mar. Sci. 7: 799. doi:10.3389/fmars.2020.549478.

Ashford, O.S., Kenny, A.J., Froján, C.R.S.B., Downie, A.L., Horton, T., and Rogers, A.D. 2019. On the influence of vulnerable marine ecosystem habitats on peracarid crustacean assemblages in the Northwest Atlantic Fisheries Organisation regulatory area. Front. Mar. Sci. 6(Jul). doi:10.3389/fmars.2019.00401.

Ayma, A., Aguzzi, J., Canals, M., Lastras, G., Bahamon, N., Mecho, A., and Company, J.B. 2016. Comparison between ROV video and Agassiz trawl methods for sampling deep water fauna of submarine canyons in the Northwestern Mediterranean Sea with observations on behavioural reactions of target species. Deep. Res. Part I Oceanogr. Res. Pap. 114: 149–159. Elsevier. doi:10.1016/j.dsr.2016.05.013.

Bagley, P.M., Priede, I.G., Jamieson, A.D., Bailey, D.M., Battle, E.J.V., Henriques, C., and Kemp, K.M. 2004. Lander techniques for deep-ocean biological research. Underw. Technol. 26(1): 3–12. doi:10.3723/175605404783101567.

Bailey, D.M., King, N.J., and Priede, I.G. 2007. Cameras and carcasses: Historical and current methods for using artificial food falls to study deep-water animals. Mar. Ecol. Prog. Ser. 350: 179–191. doi:10.3354/meps07187.

Baillon, S., Hamel, J.F., Wareham, V.E., and Mercier, A. 2012. Deep cold-water corals as nurseries for fish larvae. Front. Ecol. Environ. 10(7): 351–356. doi:10.1890/120022.

Baillon, S., Hamel, J.F., Wareham, V.E., and Mercier, A. 2014. Seasonality in reproduction of the deep-water pennatulacean coral *Anthoptilum grandiflorum*. Mar. Biol. 161(1): 29–43. doi:10.1007/s00227-013-2311-8.

Baillon, S., Hamel, J.F., and Mercier, A. 2015. Protracted oogenesis and annual reproductive periodicity in the deep-sea pennatulacean *Halipteris finmarchica* (Anthozoa, Octocorallia). Mar. Ecol. 36(4): 1364–1378. John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.1111/maec.12236.

Baillon, S., English, M., Hamel, J.F., and Mercier, A. 2016. Comparative biometry and isotopy of three dominant pennatulacean corals in the Northwest Atlantic. Acta Zool. 97(4): 475–493. John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.1111/azo.12141.

Baker, E.K., and Harris, P.T. 2020. Habitat mapping and marine management. *In* Seafloor Geomorphology as Benthic Habitat. Elsevier Inc. doi:10.1016/b978-0-12-814960-7.00002-6.

Baker, K.D., Wareham, V.E., Snelgrove, P.V.R., Haedrich, R.L., Fifield, D.A., and Edinger, E.N. 2012. Distributional patterns of deep-sea coral assemblages in three submarine canyons off Newfoundland, Canada. Mar. Ecol. Prog. Ser. 445: 235–249. Available from https://www.int-res.com/abstracts/meps/v445/p235-249/.

Barrett, N.J., Hogan, R.I., Allcock, A.L., Molodtsova, T., Hopkins, K., Wheeler, A.J., and Yesson, C. 2020. Phylogenetics and mitogenome organisation in black corals (Anthozoa: Hexacorallia: Antipatharia): An order-wide survey inferred from complete mitochondrial genomes. Front. Mar. Sci. 7(June). doi:10.3389/fmars.2020.00440.

Barrio Froján, C.R., MacIsaac, K.G., McMillan, A.K., del Mar Sacau Cuadrado, M., Large, P.A., Kenny, A.J., Kenchington, E. and de Cárdenas González, E., 2012. An evaluation of benthic community structure in and around the Sackville Spur closed area (Northwest Atlantic) in relation to the protection of vulnerable marine ecosystems. ICES J. Mar. Sci., *69*(2), pp.213-222. https://doi.org/10.1093/icesjms/fss004.

Beazley, L.I., Kenchington, E.L., Murillo, F.J., and Sacau, M.D.M. 2013. Deep-sea sponge grounds enhance diversity and abundance of epibenthic megafauna in the Northwest Atlantic. ICES J. Mar. Sci. 70(7): 1471–1490. doi:10.1093/icesjms/fst124.

Beazley, L.I., and Kenchington, E.L. 2015. Epibenthic megafauna of the Flemish Pass and Sackville Spur (Northwest Atlantic) identified from in situ benthic image transects. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3127: 496.

Beazley, L., Kenchington, E., Yashayaev, I., and Murillo, F.J. 2015. Drivers of epibenthic megafaunal composition in the sponge grounds of the Sackville Spur, northwest Atlantic. Deep. Res. Part I Oceanogr. Res. Pap. 98(October): 102–114. Elsevier. doi:10.1016/j.dsr.2014.11.016.

Beazley, L., Kenchington, E., Murillo, F.J., Lirette, C., Guijarro, J., McMillan, A., and Knudby, A. 2016. Modélisation de la répartition des espèces de coraux et d'éponges dans la région des Maritimes aux fins d'utilisation dans la détermination des zones benthiques d'importance. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3172: vi + 189p.

Beazley, L., Kenchington, E., and Lirette, C. 2017. Modélisation de la répartition des espèces et analyse du noyau de densité des zones benthiques d'importance écologique et biologique et de la faune benthique dans la région des Maritimes. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3204: vi) 159p.

Beazley, L., Wang, Z., Kenchington, E., Yashayaev, I., Rapp, H.T., Xavier, J.R., Murillo, F.J., Fenton, D., and Fuller, S. 2018. Predicted distribution of the glass sponge *Vazella pourtalesii* on the Scotian Shelf and its persistence in the face of climatic variability. PLoS One 13(10): 1–29. doi:10.1371/journal.pone.0205505.

Beazley, L., Lirette, C., and Guijarro, J. 2019. Characterization of the corals and sponges of the Eastern Scotian Slope from a benthic imagery survey. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3302: vi + 83 p.

Beazley, L., Kenchington, E., Korabik, M., Fenton, D., and King, M. 2021. Other Effective Area-Based Conservation Measure promotes recovery in a cold-water coral reef. Glob. Ecol. Conserv. 26(February): e01485. Elsevier. doi:10.1016/j.gecco.2021.e01485.

Beijbom, O., Edmunds, P.J., Roelfsema, C., Smith, J., Kline, D.I., Neal, B.P., Dunlap, M.J., Moriarty, V., Fan, T.Y., Tan, C.J., Chan, S., Treibitz, T., Gamst, A., Mitchell, B.G., and Kriegman, D. 2015. Towards automated annotation of benthic survey images: Variability of human experts and operational modes of automation. PLoS One 10(7): 1–22. doi:10.1371/journal.pone.0130312.

Beijbom, O., Treibitz, T., Kline, D.I., Eyal, G., Khen, A., Neal, B., Loya, Y., Mitchell, B.G., and Kriegman, D. 2016. Improving automated annotation of benthic survey images using wide-band fluorescence. Sci. Rep. 6(March): 1–11. Nature Publishing Group. doi:10.1038/srep23166.

Bell, J.J. 2008. The functional roles of marine sponges. Estuar. Coast. Shelf Sci. 79(3): 341–353. doi:10.1016/j.ecss.2008.05.002.

Bell, J.J., Biggerstaff, A., Bates, T., Bennett, H., Marlow, J., McGrath, E., and Shaffer, M. 2017. Sponge monitoring: Moving beyond diversity and abundance measures. Ecol. Indic. 78: 470–488. Elsevier Ltd. doi:10.1016/j.ecolind.2017.03.001.

Bemis, K.G., Silver, D., Xu, G., Light, R., Jackson, D., Jones, C., Ozer, S., and Liu, L. 2015. The path to COVIS: A review of acoustic imaging of hydrothermal flow regimes. Deep. Res. Part II Top. Stud. Oceanogr. 121: 159–176. doi:10.1016/j.dsr2.2015.06.002.

Bennecke, S., and Metaxas, A. 2017. Effectiveness of a deep-water coral conservation area: Evaluation of its boundaries and changes in octocoral communities over 13 years. Deep. Res. Part II Top. Stud. Oceanogr. 137: 420–435. Elsevier Ltd. doi:10.1016/j.dsr2.2016.06.005.

Benoist, N.M.A., Bett, B.J., Morris, K.J., and Ruhl, H.A. 2019. A generalised volumetric method to estimate the biomass of photographically surveyed benthic megafauna. Prog. Oceanogr. 178: 102188. Elsevier. doi:10.1016/j.pocean.2019.102188.

Bergquist, P.R., Lawson, M.P. Lavis, A., Cambie, R.C. Fatty acid composition and the classification of the Porifera. Biochem. Syst. Ecol. 12(1): 63-84. https://doi.org/10.1016/0305-1978(84)90012-7.

Bett, B.J., and Rice, A.L. 1992. The influenceof hexactinellid sponge (*Pheronema carpenteri*) spicules on the patchy distribution of macrobenthos in the porcupine seabight (bathyal ne atlantic). Ophelia 36(3): 217–226. doi:10.1080/00785326.1992.10430372.

Beuchel, F., Primicerio, R., Lønne, O.J., Gulliksen, B., and Birkely, S.R. 2010. Counting and measuring epibenthic organisms from digital photographs: A semiautomated approach. Limnol. Oceanogr. Methods 8(May): 229–240. doi:10.4319/lom.2010.8.229.

Birkeland, C. 1974. Interactions between a Sea Pen and Seven of Its Predators. Ecol. Monogr. 44(2): 211–232. doi:10.2307/1942312.

Blumenberg, M., and Michaelis, W. 2007. High occurrences of brominated lipid fatty acids in boreal sponges of the order Halichondrida. Mar. Biol. 150(6): 1153–1160. doi:10.1007/s00227-006-0445-7.

Bopp, L., Aumont, O., Cadule, P., Alvain, S. and Gehlen, M. 2005. Response of diatoms distribution to global warming and potential implications: A global model study. Geophys. Res. Lett. 32: L19606. doi: https://doi.org/10.1029/2005GL023653

Bourdages, H., Brassard, C., Desgagnés, M., Galbraith, P., Gauthier, J., Nozères, C., Scallon-Chouinard, P.-M. and Senay, C. 2020. Résultats préliminaires du relevé écosystémique d'août 2019 dans l'estuaire et le nord du golfe du Saint-Lauren. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2020/009. iv + 93 p.

Boutillier, J., Kenchington, E., and Rice, J.C. 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 + 36p.

Bowden, D.A., Rowden, A.A., Chin, C., Hempel, S., Wood, B., Hart, A. and Clark, M.R. 2020. Best practice in seabed image analysis for determining taxa, habitat, or substrata distributions. Wellington, N.Z., Ministry of Primary Industries, 61pp. (New Zealand Aquatic Environment and Biodiversity Report No. 239). doi: http://dx.doi.org/10.25607/OBP-1908.

Bower, S.D., Brownscombe, J.W., Birnie-Gauvin, K., Ford, M.I., Moraga, A.D., Pusiak, R.J.P., Turenne, E.D., Zolderdo, A.J., Cooke, S.J. and Bennett, J.R. 2018. Making tough choices: picking the appropriate conservation decision-making tool. Conserv. Lett. 11: e12418. https://doi.org/10.1111/conl.12418.

Brandt, A., Gutt, J., Hildebrandt, M., Pawlowski, J., Schwendner, J., Soltwedel, T., and Thomsen, L. 2016. Cutting the umbilical: New technological perspectives in benthic deep-sea research. J. Mar. Sci. Eng. 4(2). doi:10.3390/jmse4020036.

Breeze, H., and Fenton, D.G. 2007. Designing management measures to protect cold-water corals off Nova Scotia, Canada. In Conservation and Adaptive Management of Seamount and Deep-Sea Coral Ecosystems. Edited by R.Y. George and S.D. Cairns. pp. 123–133.

Brown, C., Blondel, P. 2009. The application of underwater acoustics to seabed habitat mapping. Applied Acoustics. 70. 1241-1241. 10.1016/j.apacoust.2008.09.006.

Brown, C.J., Sameoto, J.A., and Smith, S.J. 2012. Multiple methods, maps, and management applications: Purpose made seafloor maps in support of ocean management. J. Sea Res. 72: 1–13. doi:10.1016/j.seares.2012.04.009.

Bryan, T.L., and Metaxas, A. 2007. Predicting suitable habitat for deep-water gorgonian corals on the Atlantic and Pacific Continental Margins of North America. Mar. Ecol. Prog. Ser. 330(August 2015): 113–126. doi:10.3354/meps330113.

Buhl-Mortensen, L., and Buhl-Mortensen, P. 2004. Symbiosis in deep-water corals. Symbiosis (37): 33–61.

Buhl-Mortensen, L., Vanreusel, A., Gooday, A.J., Levin, L.A., Priede, I.G., Buhl-Mortensen, P., Gheerardyn, H., King, N.J., and Raes, M. 2010. Biological structures as a source of habitat heterogeneity and biodiversity on the deep ocean margins. Mar. Ecol. 31(1): 21–50. doi:10.1111/j.1439-0485.2010.00359.x.

Buhl-Mortensen, P., Gordon, D.C., Buhl-Mortensen, L., and Kulka, D.W. 2017a. First description of a Lophelia pertusa reef complex in Atlantic Canada. Deep. Res. Part I Oceanogr. Res. Pap. 126(May): 21–30. doi:10.1016/j.dsr.2017.05.009.

Buhl-Mortensen, L., Serigstad, B., Buhl-Mortensen, P., Olsen, M.N., Ostrowski, M., Błażewicz-Paszkowycz, M., and Appoh, E. 2017b. First observations of the structure and megafaunal community of a large Lophelia reef on the Ghanaian shelf (the Gulf of Guinea). Deep. Res. Part II Top. Stud. Oceanogr. 137: 148–156. doi:10.1016/j.dsr2.2016.06.007.

Bundy A, Gomez C, Cook AM. 2017. Guidance framework for the selection and evaluation of ecological indicators. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3232: xii + 212 p.

Büscher, J.V., Wisshak, M., Form, A.U., Titschack, J., Nachtigall, K., and Riebesell, U. 2019. In situ growth and bioerosion rates of *Lophelia pertusa* in a Norwegian fjord and open shelf cold-water coral habitat. PeerJ, 7, e7586. https ://doi.org/10.7717/peerj.7586

Buscher, E., Mathews, D.L., Bryce, C., Bryce, K., Joseph, D., and Ban, N.C. 2020. Applying a low cost, mini remotely operated vehicle (ROV) to assess an ecological baseline of an indigenous seascape in Canada. Front. Mar. Sci. 7(August): 1–12. doi:10.3389/fmars.2020.00669.

Cairns, S.D. 2007. Deep-water corals: An overview with special reference to diversity and distribution of deep-water scleractinian corals. Bull. Mar. Sci. 81(3): 311–322.

Campana, S.E., Stefánsdóttir, R.B., Jakobsdóttir, K., and Sólmundsson, J. 2020. Shifting fish distributions in warming sub-Arctic oceans. Sci. Rep., 10:16448. https://doi.org/10.1038/s41598-020-73444-y

Campanyà-Llovet, N., Snelgrove, P.V.R., and De Leo, F.C. 2018. Food quantity and quality in Barkley Canyon (NE Pacific) and its influence on macroinfaunal community structure. Prog. Oceanogr. 169(April): 106–119. doi:10.1016/j.pocean.2018.04.003.

Campbell, J.S. and Simms, J.M. 2009. Status report on coral and sponge conservation in Canada. Fisheries and Oceans Canada: vii + 87 p.

Capotondi, A., Alexander, M.A., Bond, N.A., Curchitser, E.N., and Scott, J.D. 2012. Enhanced upper ocean stratification with climate change in the CMIP3 models. J. Geophys. Res., 117: C04031. doi:10.1029/2011JC007409.

Carreiro-Silva, M., Braga-Henriques, A., Sampaio, I., De Matos, V., Porteiro, F.M., and Ocaña, O. 2011. Isozoanthus primnoidus, a new species of zoanthid (Cnidaria: Zoantharia) associated with the gorgonian *Callogorgia verticillata* (Cnidaria: Alcyonacea). ICES J. Mar. Sci. 68(2): 408–415. doi:10.1093/icesjms/fsq073.

Cathalot, C., Van Oevelen, D., Cox, T.J.S., Kutti, T., Lavaleye, M., Duineveld, G., and Meysman, F.J.R. 2015. Cold-water coral reefs and adjacent sponge grounds: Hotspots of benthic respiration and organic carbon cycling in the deep sea. Front. Mar. Sci. 2(Jun): 1–12. doi:10.3389/fmars.2015.00037.

CBD. 2018. “Decision adopted by the conference of the parties to the convention on biological diversity. CBD/COP/DEC/14/8.

CER (2017) Canada’s Adoption of Renewable Power Sources – Energy Market Analysis. https://publications.gc.ca/collections/collection_2017/one-neb/NE2-17-2-2017-eng.pdf.

Cerrano, C., Cardini, U., Bianchelli, S., Corinaldesi, C., Pusceddu, A., and Danovaro, R. 2013. Red coral extinction risk enhanced by ocean acidification. Sci. Rep., 3, 1457. https://doi.org/10.1038/srep01457.

Chang, S.K., and Yuan, T.L. 2014. Deriving high-resolution spatiotemporal fishing effort of large-scale longline fishery from vessel monitoring system (VMS) data and validated by observer data. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 71(9): 1363–1370. doi:10.1139/cjfas-2013-0552.

Chimienti, G., Angeletti, L., and Mastrototaro, F. 2018a. Withdrawal behaviour of the red sea pen *Pennatula rubra* (Cnidaria: Pennatulacea). Eur. Zool. J. 85(1): 64–70. doi:10.1080/24750263.2018.1438530.

Chimienti, G., Angeletti, L., Rizzo, L., Tursi, A., and Mastrototaro, F. 2018b. ROV vs trawling approaches in the study of benthic communities: The case of *Pennatula rubra* (Cnidaria: Pennatulacea). J. Mar. Biol. Assoc. 98(8): 1859–1869. doi:10.1017/S0025315418000851.

Chimienti, G., Di Nisio, A., Lanzolla, A.M.L., Andria, G., Tursi, A., and Mastrototaro, F. 2019. Towards non-invasive methods to assess population structure and biomass in vulnerable sea pen fields. Sensors (Switzerland). 19(10): 1–12. doi:10.3390/s19102255.

Christiansen, B., Denda, A., and Christiansen, S. 2020. Potential effects of deep seabed mining on pelagic and benthopelagic biota. Mar. Policy 114: 103442. doi:10.1016/j.marpol.2019.02.014.

Chu, J.W.F., and Leys, S.P. 2010. High resolution mapping of community structure in three glass sponge reefs (Porifera, Hexactinellida). Mar. Ecol. Prog. Ser. 417: 97–113. doi:10.3354/meps08794.

Chu, J. W. F., Leys, S. P. 2012. The dorid nudibranchs *Peltodoris lentiginosa* and *Archidoris odhneri* as predators of glass sponges. Invertebr. Biol. 131, 75–81. https://doi.org/10.1111/j.1744-7410.2012.00262.x.

Chu, J.W.F., Maldonado, M., Yahel, G., and Leys, S.P. 2011. Glass sponge reefs as a silicon sink. Mar. Ecol. Prog. Ser. 441: 1–14. doi:10.3354/meps09381.

Clark, G.F., Marzinelli, E.M., Fogwill, C.J., Turney, C.S.M., and Johnston, E.L. 2015. Effects of sea-ice cover on marine benthic communities: a natural experiment in Commonwealth Bay, East Antarctica. Polar Biol. 38(8): 1213–1222. doi:10.1007/s00300-015-1688-x.

Clayton, L., and Dennison, G. 2017. Inexpensive video drop-camera for surveying sensitive benthic habitats: Applications from glass sponge (Hexactinellida) reefs in Howe Sound, British Columbia. Can. Field-Naturalist 131(1): 46–54. doi:10.22621/cfn.v131i1.1783.

Coggan, R., Populus, J., White, J., Sheehan, K., Fitzpatrick, F., and Piel, S. 2007. Review of standards and protocols for seabed habitat mapping. Mesh 2.1(February): 244.

Cogswell, A.T., Kenchington, E.L.R., Lirette, C.G., MacIsaac, K., Best, M.M., Beazley, L.I., and Vickers, J. 2009. The current state of knowledge concerning the distribution of coral in the Maritime Provinces. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2855.

Cogswell, A., Kenchington, E., Lirette, C., Murillo, F.J., Campanis, G., Campbell, N., and Ollerhead, N. 2011. Layers utilized by an ArcGIS model to approximate commercial coral and sponge by-catch in the NAFO Regulatory Area. (March 2016). Available from http://archive.nafo.int/open/sc/2011/scr11-072.pdf.

Colpron, E., Edinger, E., and Neis, B. 2010. Cartographie de la répartition des coraux de grande profondeur dans le nord du Golfe du Saint-Laurent basée sur les connaissances scientifiques et écologiques de la région DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2010/047. iv + 15 p.

Connell, J.H., Hughes, T.P., and Wallace, C.C. 1997. A 30-year study of coral abundance, recruitment, and disturbance at several scales in space and time. Ecol. Monogr. 67(4): 461–488. doi:10.1890/0012-9615(1997)067[0461:AYSOCA]2.0.CO;2.

Conti, L.A., Lim, A., and Wheeler, A.J. 2019. High resolution mapping of a cold water coral mound. Sci. Rep. 9(1): 1–15. Springer US. doi:10.1038/s41598-018-37725-x.

Conway, K.W., Barrie, J.V., Austin, W.C., and Luternauer, J.L. 1991. Holocene sponge bioherms on the western Canadian continental shelf. Cont. Shelf Res. 11(8–10): 771–790. doi:10.1016/0278-4343(91)90079-L

Conway, K. W., Krautter, M., Barrie, J. V., & Neuweiler, M. 2001. Hexactinellid sponge reefs on the Canadian continental shelf: A unique "living fossil". Geoscience Canada, 28(2). Retrieved from https://journals.lib.unb.ca/index.php/GC/article/view/4076.

Conway, K.W., Barrie, J.V., and Krautter, M. 2005. Geomorphology of unique reefs on the western Canadian shelf: Sponge reefs mapped by multibeam bathymetry. Geo-Marine Lett. 25(4): 205–213. doi:10.1007/s00367-004-0204-z.

Conway, K., Barrie, J. V, Hill, P.R., Austin, W., and Picard, K. 2007. Mapping sensitive benthic habitats in the Strait of Georgia, coastal British Columbia: deep-water sponge and coral reefs. Geological Survey of Canada, Current Research (Online) 2007-A2, 2007, 6 pages, https://doi.org/10.4095/223389.

Cook, S.E. 2005. Ecology of the Hexactinellid Sponge Reefs on the Western Canadian continental shelf. M.Sc. Thesis, Univ of Victoria, Victoria, BC: 136 p.

Cook, S.E., Conway, K.W., and Burd, B. 2008. Status of the glass sponge reefs in the Georgia Basin. Mar. Environ. Res. 66(SUPPL.): S80–S86. doi:10.1016/j.marenvres.2008.09.002.

Copeland, A., Edinger, E., Devillers, R., Bell, T., LeBlanc, P., and Wroblewski, J. 2013. Marine habitat mapping in support of Marine Protected Area management in a subarctic fjord: Gilbert Bay, Labrador, Canada. J. Coast. Conserv. 17(2): 225–237. doi:10.1007/s11852-011-0172-1.

Cordes, E.E., Jones, D.O.B., Schlacher, T.A., Amon, D.J., Bernardino, A.F., Brooke, S., Carney, R., DeLeo, D.M., Dunlop, K.M., Escobar-Briones, E.G., Gates, A.R., Génio, L., Gobin, J., Henry, L.A., Herrera, S., Hoyt, S., Joye, M., Kark, S., Mestre, N.C., Metaxas, A., Pfeifer, S., Sink, K., Sweetman, A.K., and Witte, U. 2016. Environmental impacts of the deep-water oil and gas industry: A review to guide management strategies. Front. Environ. Sci. 4(SEP). doi:10.3389/fenvs.2016.00058.

Costello, M.J., McCrea, M., Freiwald, A., Lundälv, T., Jonsson, L., Bett, B.J., van Weering, T.C.E., de Haas, H., Roberts, J.M., and Allen, D. 2005. Role of cold-water *Lophelia pertusa* coral reefs as fish habitat in the NE Atlantic. Cold-Water Corals Ecosyst. (1): 771–805. doi:10.1007/3-540-27673-4_41.

Cramm, M.A., Neves, B., Manning, C.C.M., Oldenburg, T.B.P., Archambault, P., Chakraborty, A., Cyr-Parent, A., Edinger, E.N., Jaggi, A., Mort, A., Tortell, P., Hubert, C.R.J. 2021. Characterization of marine microbial communities around an Arctic seabed hydrocarbon seep at Scott Inlet, Baffin Bay. Sci. Total Environ. 762. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143961.

Crawford, W., Cretney, W., Cherniawsky, J., and Hannah, C. 2002. Modelling oceanic fates of oil, drilling muds and produced water from the offshore oil and gas industry, with application to the Queen Charlotte Basin. Development 2002/120(October): 54.

Cromey, C.J., Nickell, T.D., and Black, K.D. 2002. DEPOMOD-modelling the deposition and biological effects of waste solids from marine cage farms. Aquaculture 214(1–4): 211–239. doi:10.1016/S0044-8486(02)00368-X.

D'Onghia, G., Maiorano, P., Sion, L., Giove, A., Capezzuto, F., Carlucci, R., and Tursi, A. 2010. Effects of deep-water coral banks on the abundance and size structure of the megafauna in the Mediterranean Sea. Deep. Res. Part II Top. Stud. Oceanogr. 57(5–6): 397–411. Elsevier. doi:10.1016/j.dsr2.2009.08.022.

Davidson, J. 1997. MS Thesis: Optimising the use of a video transect technique for the monitoring and rapid ecological assessment of tropical benthic communities. James Cook University, Queensland.

Davies, J., Baxter, J., Bradley, M., Connor, D., Khan, J., Murray, E., Sanderson, W., Turnbull, C., Vincent, M. 2001. Marine monitoring handbook. Section 2: Establishing monitoring programmes for marine features. Available from http://jncc.defra.gov.uk/PDF/MMH-Section%202.pdf [Accessed 03 June 2017].

Dayton, P.K., Robilliard, G.A., Paine, R.T., and Dayton, L.B. 1974. Biological accommodation in the benthic community at McMurdo Sound, Antarctica. Ecol. Monogr. 44(1): 105–128. doi:10.2307/1942321.

De Clippele, L.H., Buhl-Mortensen, P., and Buhl-Mortensen, L. 2015. Fauna associated with cold water gorgonians and sea pens. Cont. Shelf Res. 105: 67–78. doi:10.1016/j.csr.2015.06.007.

de Goeij, J.M., Moodley, L., Houtekamer, M., Carballeira, N.M., and van Duyl, F.C. 2008. Tracing 13C-enriched dissolved and particulate organic carbon in the bacteria-containing coral reef sponge *Halisarca caerulea*: Evidence for DOM-feeding. Limnol. Oceanogr. 53(4): 1376–1386. doi:10.4319/lo.2008.53.4.1376.

de Voogd, N.J.; Alvarez, B.; Boury-Esnault, N.; Carballo, J.L.; Cárdenas, P.; Díaz, M.-C.; Dohrmann, M.; Downey, R.; Goodwin, C.; Hajdu, E.; Hooper, J.N.A.; Kelly, M.; Klautau, M.; Lim, S.C.; Manconi, R.; Morrow, C.; Pinheiro, U.; Pisera, A.B.; Ríos, P.; Rützler, K.; Schönberg, C.; Vacelet, J.; van Soest, R.W.M.; Xavier, J. 2023. World Porifera Database. Accessed at https://www.marinespecies.org/porifera on 2023-06-07. doi:10.14284/359.

Deichmann, E. 1936. The Alcyonaria of the western part of the Atlantic Ocean. Memoirs of the Museum of Comparative Zoology at Harvard College Vol. III.

Devine, B.M., Wheeland, L.J., de Moura Neves, B., and Fisher, J.A.D. 2019. Baited remote underwater video estimates of benthic fish and invertebrate diversity within the eastern Canadian Arctic. Polar Biol. 42(7): 1323–1341. Springer Berlin Heidelberg. doi:10.1007/s00300-019-02520-5.

Devine, B. M., Baker, K. D., Edinger, E. N., & Fisher, J. A. 2020. Habitat associations and assemblage structure of demersal deep-sea fishes on the eastern Flemish Cap and Orphan Seamount. Deep Sea Res. Oceanogr. Res. Pap., 157 (2020), Article 103210. https://doi.org/10.1016/j.dsr.2019.103210.

DFO, 2007. Développement d'une zone fermée de la division 0A de l'OPANO afin de protéger les aires de répartition du narval en hiver, notamment les coraux des grands fonds. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Resp. 2007/002.

DFO. 2010a. Occurrence, vulnérabilité à la pêche et fonction écologique des coraux, des éponges et des griffons hydrothermaux dans les eaux canadiennes. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2010/041.

DFO. 2010b. Indicateurs, protocoles et stratégies de surveillance de la zone de protection marine du Gully. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2010/066.

DFO. 2011. Désignation de zones d’importance écologique et biologique (ZIEB) dans l’Arctique Canadien. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2011/055.

DFO. 2013. Orientation sur la formulation des objectifs de conservation et la définition d'indicateurs et de protocoles et de stratégies de suivi pour les réseaux biorégionaux d'aires marines protégées. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2012/081.

DFO. 2014. Examen du cadre de surveillance de la zone d'intérêt du banc de Sainte-Anne. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Resp. 2013/028.

DFO. 2016. Directives sur l'identification d'« autres mesures de conservation effectives par zone » dans les eaux côtières et marines du Canada. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2016/002.

DFO. 2017a. Délimitation des zones importantes de communautés dominées par les coraux et les éponges d'eau froide dans les eaux marines du Canada atlantique et de l'est de l'Arctique et chevauchement avec les activités de pêche. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2017/007.

DFO. 2017b. Récifs d’éponges siliceuses dans le Détroit de Georgie et la Baie Howe : évaluation de la situation et conseils sur la surveillance écologique. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2017/026.

DFO. 2018. Agrégats d’éponges siliceuses dans la baie Howe : sites, statut du récif et évaluation de l’importance écologique. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Resp. 2018/032.

DFO. 2019. Aperçu biophysique et écologique de la zone d'intérêt (ZI) hauturière du Pacifique. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Resp. 2019/011.

DFO. 2020a. Vérification sur le terrain de la dernière série de récifs d'éponges présumés dans la baie Howe : délimitation des récifs et évaluation de leur statut. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Resp. 2020/026.

DFO. 2020b. Évaluation à l'appui des décisions liées à l'autorisation des relevés scientifiques à l'aide d'engins entrant en contact avec le fond dans les aires protégées de l'estuaire et du Golfe du Saint-Laurent. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Resp. 2020/013.

DFO. 2020c. Lignes directrices scientifiques sur les approches de surveillance et d'évaluation des réseaux biorégionaux marins. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2020/035.

DFO. 2020d. Examen de l'ébauche de l'évaluation régionale du forage exploratoire extracôtier pétrolier et gazier à l'est de Terre-Neuve et du Labrador par l'Agence d'évaluation d'impact. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Resp. 2020/033.

Dias, F.C., Gomes-Pereira, J., Tojeira, I., Souto, M., Afonso, A., Calado, A., Madureira, P., and Campos, A. 2015. Area estimation of deep-sea surfaces from oblique still images. PLoS One 10(7): e0133290. doi:10.1371/journal.pone.0133290.

DiBattista, J.D., Reimer, J.D., Stat, M., Masucci, G.D., Biondi, P., De Brauwer, M., Wilkinson, S.P., Chariton, A.A., and Bunce, M. 2020. Environmental DNA can act as a biodiversity barometer of anthropogenic pressures in coastal ecosystems. Sci. Rep. 10(1): 1–15. doi:10.1038/s41598-020-64858-9.

Dinn, C., Edinger, E., and Leys, S.P. 2019. Sponge (Porifera) fauna of Frobisher Bay, Baffin Island, Canada with the description of an *Iophon* rich sponge garden. Zootaxa 4576(2): 301–325. doi:10.11646/zootaxa.4576.2.5.

Dinn, C. 2020. Sponges of the Gulf of St. Lawrence: Field and laboratory guide. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3198: vi + 118 p.

Dinn, C., Zhang, X., Edinger, E., and Leys, S.P. 2020a. Sponge communities in the eastern Canadian Arctic: species richness, diversity and density determined using targeted benthic sampling and underwater video analysis. Polar Biol. (0123456789). doi:10.1007/s00300-020-02709-z.

Dinn, C., Leys, S.P., Roussel, M., and Méthé, D. 2020b. Geographic range extensions of stalked, flabelliform sponges (Porifera) from eastern Canada with a new combination of a species of *Plicatellopsis* in the North Atlantic. Zootaxa 4755(2): 301–321. doi:10.11646/zootaxa.4755.2.6.

Dolbeth, M., Cusson, M., Sousa, R., and Pardal, M.A.. 2012. Secondary production as a tool for better understanding of aquatic ecosystems. Can. J. Fish. Aquat. 69(7): 1230-1253. https://doi.org/10.1139/f2012-050.

Drazen, J.C., Smith, C.R., Gjerde, K.M., Haddock, S.H.D., Carter, G.S., Choy, C.A., Clark, M.R., Dutrieux, P., Goetze, E., Hauton, C., Hatta, M., Koslow, J.A., Leitner, A.B., Pacini, A., Perelman, J.N., Peacock, T., Sutton, T.T., Watling, L., and Yamamoto, H. 2020. Midwater ecosystems must be considered when evaluating environmental risks of deep-sea mining. Proc. Natl. Acad. Sci. 117(30): 17455–17460. doi:10.1073/pnas.2011914117.

Du Preez, C., Curtis, J.M.R., Davies, S.C., Clarke, M.E., et Fruh, E.L. 2015. Inventaire des espèces au mont sous-marin Cobb. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 3122: viii + 108 p

Du Preez, C. et Norgard, T. 2022. Détermination de zones de monts sous marins représentatives dans la biorégion de la zone extracôtière du Pacifique. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/042. x + 149 p.

Dunham, A., Pegg, J.R., Carolsfeld, W., Davies, S., Murfitt, I., and Boutillier, J. 2015. Effects of submarine power transmission cables on a glass sponge reef and associated megafaunal community. Mar. Environ. Res. 107: 50–60. Elsevier. doi:10.1016/j.marenvres.2015.04.003.

Dunham, A., Mossman, J., Archer, S., Davies, S., Pegg, J., and Archer, E. 2018a. Récifs d'éponges siliceuses dans le Détroit de Georgie et la Baie Howe : évaluation de la situation et conseils sur la surveillance écologique. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2018/010. x + 221 p.

Dunham, A., Archer, S.K., Davies, S.C., Burke, L.A., Mossman, J., Pegg, J.R., and Archer, E. 2018b. Assessing condition and ecological role of deep-water biogenic habitats: Glass sponge reefs in the Salish Sea. Mar. Environ. Res. 141(1): 88–99. doi:10.1016/j.marenvres.2018.08.002.

Dunn, D.C., Jablonicky, C., Crespo, G.O., McCauley, D.J., Kroodsma, D.A., Boerder, K., Gjerde, K.M., and Halpin, P.N. 2018. Empowering high seas governance with satellite vessel tracking data. Fish Fish. 19(4): 729–739. doi:10.1111/faf.12285.

Durrieu De Madron, X., Ferré, B., Le Corre, G., Grenz, C., Conan, P., Pujo-Pay, M., Buscail, R., and Bodiot, O. 2005. Trawling-induced resuspension and dispersal of muddy sediments and dissolved elements in the Gulf of Lion (NW Mediterranean). Cont. Shelf Res. 25(19–20): 2387–2409. doi:10.1016/j.csr.2005.08.002.

Dutil, J.-D., Proulx, S., Chouinard, P.-M., and Borcard. D. 2011. A hierarchical classification of the seabed based on physiographic and oceanographic features in the St. Lawrence. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2916: vii + 72 p.

Edinger, E.N., Sherwood, O.A., Piper, D.J.W., Wareham, V.E., Baker, K.D., Gilkinson, K.D., and Scott, D.B. 2011. Geological features supporting deep-sea coral habitat in Atlantic Canada. Cont. Shelf Res. 31(2 SUPPL.): 69–84. doi:10.1016/j.csr.2010.07.004.

Edinger, E.N., and Sherwood, O.A. 2012. Applied taphonomy of gorgonian and antipatharian corals in Atlantic Canada: Experimental decay rates, field observations, and implications for assessing fisheries damage to deep-sea coral habitats. Neues Jahrb. fur Geol. und Palaontologie - Abhandlungen 265(2): 199–218. doi:10.1127/0077-7749/2012/0255.

Edwards, M., and Richardson, A.J. 2004. Impact of climate change on marine pelagic phenology and trophic mismatch. Nature, 430: 8811–8884. https://doi.org/10.1038/nature02808

Erftemeijer, P.L.A., Riegl, B., Hoeksema, B.W., and Todd, P.A. 2012. Environmental impacts of dredging and other sediment disturbances on corals: A review. Mar. Pollut. Bull. 64(9): 1737–1765. doi:10.1016/j.marpolbul.2012.05.008.

Estomata, M.T.L., Blanco, A.C., Tomoling, E.C.M., and Nadaoka, K. 2012. Extraction of benthic cover information from video tows and photographs using object-based image analysis. 33rd Asian Conf. Remote Sens. 2012, ACRS 2012 1(September): 144–152. doi:10.5194/isprsarchives-XXXIX-B8-539-2012.

Etnoyer, P., and Morgan, L. 2003. Occurrences of habitat-forming deep sea corals in the Northeast Pacific Ocean: A Report to NOAA 's Office of Habitat Conservation. (December): 33 pp.

Etnoyer, P., Morgan, L.E. 2005. Habitat-forming deep-sea corals in the Northeast Pacific Ocean. In: Freiwald, A., Roberts, J.M. (eds) Cold-Water Corals and Ecosystems. Erlangen Earth Conference Series. https://doi.org/10.1007/3-540-27673-4_16

Etnoyer, P., and Warrenchuk, J. 2007. A catshark nursery in a deep gorgonian field in the Mississippi Canyon, Gulf of Mexico. Bull. Mar. Sci. 81(3): 553–559.

Everett, M. V, and Park, L.K. 2018. Exploring deep-water coral communities using environmental DNA. Deep. Res. Part II Top. Stud. Oceanogr. 150(September 2017): 229–241. doi:10.1016/j.dsr2.2017.09.008.

Faille, G., Méthé, D., Thériault, M.-H., Thorne, M., Roy, V., Chiasson, M., Benjamin, R. and Rangeley, R. 2019. Cruise Report for the 2017 Fisheries and Oceans and Oceana Canada Mission using the ROPOS in the Gulf of St. Lawrence. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3171: v + 22 p.

Fallon, S.J., James, K., Norman, R., Kelly, M., and Ellwood, M.J. 2010. A simple radiocarbon dating method for determining the age and growth rate of deep-sea sponges. Nucl. Instruments Methods Phys. Res. Sect. B Beam Interact. with Mater. Atoms 268(7–8): 1241–1243. doi:10.1016/j.nimb.2009.10.143.

Ferrari, R., Marzinelli, E.M., Ayroza, C.R., Jordan, A., Figueira, W.F., Byrne, M., Malcolm, H.A., Williams, S.B., and Steinberg, P.D. 2018. Large-scale assessment of benthic communities across multiple marine protected areas using an autonomous underwater vehicle. PLoS One 13(3): 1–20. doi:10.1371/journal.pone.0193711.

Fields, S., Henkel, S., and Roegner, G.C. 2019. Video sleds effectively survey epibenthic communities at dredged material disposal sites. Environ. Monit. Assess. 191(6). doi:10.1007/s10661-019-7348-9.

Fosså, J.H., Mortensen, P.B., and Furevik, D.M. 2002. The deep-water coral *Lophelia pertusa* in Norwegian waters: Distribution and fishery impacts. Hydrobiologia 471: 1–12. doi:10.1023/A:1016504430684.

Foster, SD, Hosack, G.R., Hill, N., Barrett, N., Lucieer, V. 2014. Survey design for underwater robots: accommodating autocorrelation and constrained sampling. University of Tasmania. Conference contribution. https://hdl.handle.net/102.100.100/510372.

Foster, S., Monk, J., Lawrence, E., Hayes, K.R., Hosack, G.R., and Przeslwaski, R. 2018. Statistical Considerations for Monitoring and Sampling [Version 1]. In: Field Manuals for Marine Sampling to Monitor Australian Waters, Version 1. (eds Przeslawski, R. and Foster, S.). Canberra, Australia, NESP Marine Biodiversity Hub, pp. 23-41. DOI: http://dx.doi.org/10.11636/9781925297669.

Foster SD, Monk J, Lawrence E, Hayes KR, Hosack GR, T. Langlois, Hooper G & Przeslawski R. 2020. Statistical considerations for monitoring and sampling. In Field Manuals for Marine Sampling to Monitor Australian Waters,Version 2. Przeslawski R, Foster S (Eds). National Environmental Science Program (NESP).

Foveau, A., Haquin, S., and Dauvin, J.C. 2017. Using underwater imagery as a complementary tool for benthos sampling in an area with high-energy hydrodynamic conditions. J. Mar. Biol. Oceanogr. 06(02). doi:10.4172/2324-8661.1000177.

Frederiksen, R., Jensen, A., and Westerberg, H. 1992. The distribution of the scleractinian coral *Lophelia pertusa* around the Faroe Islands and the relation to internal tidal mixing. Sarsia 77(2): 157–171. doi:10.1080/00364827.1992.10413502.

Fredriksen, R., Christiansen, J.S., Bonsdorff, E., Larsen, L.H., Nordström, M.C., Zhulay, I., and Bluhm, B.A. 2020. Epibenthic megafauna communities in Northeast Greenland vary across coastal, continental shelf and slope habitats. Polar Biol. 43(10): 1623–1642. doi:10.1007/s00300-020-02733-z.

Freiwald, A., Fossâ, J.H., Grehan, A., Koslow, T. and Roberts, J.M., 2004. Cold-water coral reefs: out of sight-no longer out of mind. UNEP-WCMC.

Fuller, S.D. 2011. Diversity of marine sponges in the Northwest Atlantic. PhD Thesis, Dalhousie Univ. (March): 1–229. Available from papers3://publication/uuid/94E4A59B-4041-4287-BCD1-CACBBD196CB9.

Gage, J.D., and Bett, B.J. 2005. Deep-sea benthic sampling. Methods Study Mar. Benthos Third Ed. (i): 273–325. doi:10.1002/9780470995129.ch7.

Gale, K.S.P., Hamel, J.F., and Mercier, A. 2013. Trophic ecology of deep-sea Asteroidea (Echinodermata) from eastern Canada. Deep. Res. Part I Oceanogr. Res. Pap. 80: 25–36. doi:10.1016/j.dsr.2013.05.016.

Gallego, A., Gibb, F.M., Tullet, D., and Wright, P.J. 2017. Bio-physical connectivity patterns of benthic marine species used in the designation of Scottish nature conservation marine protected areas. ICES J. Mar. Sci. 74(6): 1797–1811. doi:10.1093/icesjms/fsw174.

Gamfeldt L, Lefcheck JS, Byrnes JEK, Cardinale BJ, Duffy JE, Griffin JN. 2014. Marine biodiversity and ecosystem functioning: what's known and what's next? *PeerJ PrePrints* 2:e249v1 https://doi.org/10.7287/peerj.preprints.249v1.

García-Alegre, A., Román-Marcote, E., Gago, J., González-Nuevo, G., Sacau, M., and Muñoz, P.D. 2020. Seabed litter distribution in the high seas of the Flemish Pass area (NW Atlantic). Sci. Mar. 84(1): 93–101. doi:10.3989/scimar.04945.27A.

García-Cárdenas, F.J., Núñez-Flores, M. and López-González, P.J., 2020. Molecular phylogeny and divergence time estimates in pennatulaceans (Cnidaria: Octocorallia: Pennatulacea). Scientia Marina, 84(4), pp.317-330. doi: https://doi.org/10.3989/scimar.05067.28A.

Garlapati, D., Charankumar, B., Ramu, K., Madeswaran, P., and Ramana Murthy, M. V. 2019. A review on the applications and recent advances in environmental DNA (eDNA) metagenomics. Rev. Environ. Sci. Biotechnol. 18(3): 389–411. doi:10.1007/s11157-019-09501-4.

Gasbarro, R., Wan, D., and Tunnicliffe, V. 2018. Composition and functional diversity of macrofaunal assemblages on vertical walls of a deep northeast Pacific fjord. Mar. Ecol. Prog. Ser. 597: 47–64. doi:10.3354/meps12599.

Gaston, K.J., and O'Neill, M.A. 2004. Automated species identification: Why not? Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci. 359(1444): 655–667. doi:10.1098/rstb.2003.1442.

Gaublomme, E., Hendrickx, F., Dhuyvetter, H., Desender, K. 2008. The effects of forest patch size and matrix type on changes in carabid beetle assemblages in an urbanized landscape. Biological Conservation. 141(10): 2585-2596. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.07.022.

Germano, J.D., Rhoads, D.C., Valente, R.M., Carey, D.A., and Solan, M. 2011. The use of sediment profile imaging (SPI) for environmental impact assessments and monitoring studies: Lessons learned from the past four decades. In Oceanography and Marine Biology: An Annual Review. Edited by R.N. Gibson, R.J.A. Atkinson, J.D.M. Gordon, I.P. Smith, and D.J. Hugues. Taylor & Francis. pp. 235–297.

Gerritsen, H., and Lordan, C. 2011. Integrating vessel monitoring systems (VMS) data with daily catch data from logbooks to explore the spatial distribution of catch and effort at high resolution. ICES J. Mar. Sci. 68(1): 245–252. doi:10.1093/icesjms/fsq137.

Gili, J.M., and Coma, R. 1998. Benthic suspension feeders: their paramount role in littoral marine food webs. Trends Ecol. Evol. 13(8): 316–321. doi:https://doi.org/10.1016/S0169-5347(98)01365-2.

Gollner, S., Kaiser, S., Menzel, L., Jones, D.O.B., Brown, A., Mestre, N.C., van Oevelen, D., Menot, L., Colaço, A., Canals, M., Cuvelier, D., Durden, J.M., Gebruk, A., Egho, G.A., Haeckel, M.,Marcon, Y., Mevenkamp, L., Morato, T., Pham, C.K., Purser, A., Sanchez-Vidal, A., Vanreusel, A., Vink, A., Martinez Arbizu, P. 2017. Resilience of benthic deep-sea fauna to mining activities. Marine Environmental Research. 129: 76-101. https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2017.04.010.

Goodwin C., Dinn C., Nefedova E., Nijhof F., Murillo F.J., Nozères C. 2021. Two new species of encrusting sponge (Porifera, family Crellidae) from eastern Canada. Can. J. Zool. 99(9): 760–772. https://doi.org/10.1139/cjz-2021-0041.

Gomes-Pereira, J.N., Auger, V., Beisiegel, K., Benjamin, R., Bergmann, M., Bowden, D., Buhl-Mortensen, P., De Leo, F.C., Dionísio, G., Durden, J.M., Edwards, L., Friedman, A., Greinert, J., Jacobsen-Stout, N., Lerner, S., Leslie, M., Nattkemper, T.W., Sameoto, J.A., Schoening, T., Schouten, R., Seager, J., Singh, H., Soubigou, O., Tojeira, I., van den Beld, I., Dias, F., Tempera, F., and Santos, R.S. 2016. Current and future trends in marine image annotation software. Prog. Oceanogr. 149: 106–120. doi:10.1016/j.pocean.2016.07.005.

Gomes-Pereira, J.N., Carmo, V., Catarino, D., Jakobsen, J., Alvarez, H., Aguilar, R., Hart, J., Giacomello, E., Menezes, G., Stefanni, S., Colaço, A., Morato, T., Santos, R.S., Tempera, F., and Porteiro, F. 2017. Cold-water corals and large hydrozoans provide essential fish habitat for *Lappanella fasciata* and *Benthocometes robustus*. Deep. Res. Part II Top. Stud. Oceanogr. 145(September): 33–48. doi:10.1016/j.dsr2.2017.09.015.

Gómez, C.E., Wickes, L., Deegan, D., Etnoyer, P.J., and Cordes, E.E. 2019. Growth and feeding of deep-sea coral *Lophelia pertusa* from the California margin under simulated ocean acidification conditions. PeerJ, 6, e5671. https ://doi.org/10.7717/peerj.5671

Gordon Jr., D.C., Kenchington, E.L.R., Gilkinson, K.D., McKeown, D.L., Steeves, G., Chin-Yee, M., Vass, W.P., Bentham, K., and Boudreau, P.R. 2000. Canadian imaging and sampling technology for studying marine benthic habitat and biological communities. ICES CM 2000/T:07.

Gori, A., Orejas, C., Madurell, T., Bramanti, L., Martins, M., Quintanilla, E., Marti-Puig, P., Lo Iacono, C., Puig, P., Requena, S., Greenacre, M., and Gili, J.M. 2013. Bathymetrical distribution and size structure of cold-water coral populations in the Cap de Creus and Lacaze-Duthiers canyons (northwestern Mediterranean). Biogeosciences 10(3): 2049–2060. doi:10.5194/bg-10-2049-2013.

Gouvernement du Canada. 2011. Cadre stratégique fédéral sur l'adaptation, Gatineau, QC.
Graf, G., and Rosenberg, R. 1997. Bioresuspension and biodeposition: a review. J. Mar. Syst., 11 (1997), pp. 269-278. https://doi.org/10.1016/S0924-7963(96)00126-1.

Grant, A., Levy, E., Lee, K., and Moffat, J. 1986. Pisces IV research submersible finds oil on Baffin Shelf. Curr. Res. Part A, Geol. Surv. Canada 86(1A): 65–59. https://doi.org/10.4095/120351.

Grant, N., Matveev, E., Kahn, A.S., Archer, S.K., Dunham, A., Bannister, R.J., Eerkes-Medrano, D., and Leys, S.P. 2019. Effect of suspended sediments on the pumping rates of three species of glass sponge in situ. Mar. Ecol. Prog. Ser. 615: 79–101. doi:10.3354/meps12939.

Griffiths, J.R., Kadin, M., Nascimento, F.J.A., Tamelander, T., Törnroos, A., Bonaglia, S., Bonsdorff, E., Brüchert, V., Gårdmark, A., Järnström, M., Kotta, J., Lindegren, M., Nordström, M.C., Norkko, A., Olsson, J., Weigel, B., Žydelis, R., Blenckner, T., Niiranen, S., and Winder, M. 2017. The importance of benthic–pelagic coupling for marine ecosystem functioning in a changing world. Glob. Chang. Biol. 23(6): 2179–2196. doi:10.1111/gcb.13642.

Guiet, J., Galbraith, E., Kroodsma, D., and Worm, B. 2019. Seasonal variability in global industrial fishing effort. PLoS One 14(5): 1–17. doi:10.1371/journal.pone.0216819.

Guillas, K.C., Kahn, A.S., Grant, N., Archer, S.K., Dunham, A., and Leys, S.P. 2019. Settlement of juvenile glass sponges and other invertebrate cryptofauna on the Hecate Strait glass sponge reefs. Invertebr. Biol. 138(4): e12266. doi:10.1111/ivb.12266.

Gullage, L., Devillers, R., and Edinger, E. 2017. Predictive distribution modelling of cold-water corals in the Newfoundland and Labrador region. Mar. Ecol. Prog. Ser. 582: 57–77. doi:10.3354/meps12307.

Gullage, L., Hayes, V., Neves, B.M., Wells, N., Cyr, F., and Murillo, F.J. 2022. Évitement des espèces de coraux et d'éponges et mesures d'atténuation pendant les activités de forage exploratoire au large de Terre-Neuve-et-Labrador. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2022/059. vii + 141 p.

Gustafson, E.J., and Parker, G.R. 1994. Using an index of habitat patch proximity for landscape design. Landsc. Urban Plan. 29, 117-130. https://doi.org/10.1016/0169-2046(94)90022-1.

Haedrich, R.L., and Gagnon, J.M. 1991. Rock wall fauna in a deep Newfoundland fiord. Cont. Shelf Res. 11(8–10): 1199–1207. doi:10.1016/0278-4343(91)90097-P.

Hamel, J.F., Sun, Z., and Mercier, A. 2010. Influence of size and seasonal factors on the growth of the deep-sea coral *Flabellum alabastrum* in mesocosm. Coral Reefs 29(2): 521–525. doi:10.1007/s00338-010-0590-9.

Hamel, J.F., Montgomery, E.M., Barnich, R., and Mercier, A. 2015. Range extension of the deep-sea polychaete worm *Neopolynoe acanellae* in Canada. Mar. Biodivers. Rec. 8(2010): 10–13. doi:10.1017/S1755267214001444.

Hamel, J.F., Wareham-Hayes, V.E., and Mercier, A. 2020. Reproduction of a bathyal pennatulacean coral in the Canadian Arctic. Deep. Res. Part I Oceanogr. Res. Pap. 162(April): 103321. doi:10.1016/j.dsr.2020.103321.

Hamoutene, D., Puestow, T., Miller-Banoub, J., and Wareham, V. 2008. Main lipid classes in some species of deep-sea corals in the Newfoundland and Labrador region (Northwest Atlantic Ocean). Coral Reefs 27(1): 237–246. doi:10.1007/s00338-007-0318-7.

Harley CD, Randall Hughes A, Hultgren KM, Miner BG, Sorte CJ, Thornber CS, Rodriguez LF, Tomanek L, Williams SL. 2006. The impacts of climate change in coastal marine systems. Ecol Lett 9:228–41. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00871.x - DOI - PubMed.

Häussermann, V., and Försterra, G. 2007. Large assemblages of cold-water corals in Chile: a summary of recent findings and potential impacts. Bull. Mar. Sci. 81: 195–207.

Hawkes, N., Korabik, M., Beazley, L., Rapp, H.T., Xavier, J.R., and Kenchington, E. 2019. Glass sponge grounds on the Scotian Shelf and their associated biodiversity. Mar. Ecol. Prog. Ser. 614: 91–109. doi:10.3354/meps12903.

Hayes, V.E.W., Fuller, S., Shea, E., Tucker, K., and Baker, K. 2010. Egg deposition by *Rossia palpebrosa* (Cephalopoda : Rossiinae) in deep-sea sponges, in temperate Northwest Atlantic and fringes of polar Canadian Arctic. In 10th World Sponge Conference. Galway. p. 3.

Heestand Saucier, E. 2016. Phylogenetic studies of the deep-sea bamboo corals (Octocorallia: Isididae: Keratoisidinae). University of Louisiana at Lafayette.

Heifetz, J., Stone, R.P., and Shotwell, S.K. 2009. Damage and disturbance to coral and sponge habitat of the Aleutian archipelago. Mar. Ecol. Prog. Ser. 397: 295–303. doi:10.3354/meps08304.

Henry, L.-A., Roberts, J.M. 2007. Biodiversity and ecological composition of macrobenthos on cold-water coral mounds and adjacent off-mound habitat in the bathyal Porcupine Seabight, NE Atlantic. Deep Sea Res. I, 54: 654-672. https://doi.org/10.1016/j.dsr.2007.01.005

Hestetun, J.T., Tompkins-Macdonald, G., and Rapp, H.T. 2017. A review of carnivorous sponges (Porifera: Cladorhizidae) from the Boreal North Atlantic and Arctic. Zool. J. Linn. Soc. 181(1): 1–69. doi:10.1093/zoolinnean/zlw022.

Hiltz, E., Fuller, S.D., and Mitchell, J. 2018. Disko fan conservation area: A Canadian case study. Parks 24(Special issue): 17–30. doi:10.2305/IUCN.CH.2018.PARKS-24-SIEH.en.

Holtrop, G., and Brewer, M. 2013. Provision of statistical advice to the Marine Protected Sites monitoring project. JNCC Report No. 493.

Hooper J.N.A., and van Soest, R.W.M. (eds). 2002. Systema Porifera: a guide to the classification of sponges. Kluwer Academic/Plenum, New York.

Hooper, J.N. A. 2003. 'Sponguide'. Guide to sponge collection and identification. Queensland Museum.

Hughes, T.P., Ayre, D., and Connell, J.H. 1992. The evolutionary ecology of corals. Trends Ecol. Evol. 7(9): 292–295. doi:10.1016/0169-5347(92)90225-Z.

Hughes-Clarke, J.E., Mayer, L.A., Piper, D.J.W., and Shor, A.N. 1989. PISCES IV submersible observations in the epicentral region of the 1929 Grand Banks earthquake. In Piper, D.J.W. ed., Submersible studies off the east coast of Canada, Geological Society of Canada Special Paper no. 88-20, pp. 57-69.

Hurlbert, S.H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. Ecol. Monogr. 54:187–211. https://doi.org/10.2307/1942661.

Husebø, Nøttestad, L., Fosså, J.H., Furevik, D.M., and Jørgensen, S.B. 2002. Distribution and abundance of fish in deep-sea coral habitats. Hydrobiologia 471: 91–99. doi:10.1023/A:1016549203368.

Huvenne, V.A.I., Bett, B.J., Masson, D.G., Le Bas, T.P., and Wheeler, A.J. 2016. Effectiveness of a deep-sea cold-water coral Marine Protected Area, following eight years of fisheries closure. Biol. Conserv. 200: 60–69. doi:https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.05.030.

Huvenne, V.A.I., Robert, K., Marsh, L., Lo Iacono, C., Le Bas, T., and Wynn, R.B. 2018. ROVs and AUVs. In Springer Geology. Edited by A. Micallef, S. Krastel, and A. Savini. Springer International Publishing, Cham. pp. 93–108. doi:10.1007/978-3-319-57852-1_7.

Imbs, A.B., Demidkova, D.A., and Dautova, T.N. 2016. Lipids and fatty acids of cold-water soft corals and hydrocorals: a comparison with tropical species and implications for coral nutrition. Mar. Biol. 163(10): 1–12. Springer Berlin Heidelberg. doi:10.1007/s00227-016-2974-z.

Jalim, Y. 2020. Characterisation of deep-water coral *Lophelia pertusa* and associated communities on steep rock walls off SW Greenland. Memorial University of Newfoundland.

Jamieson, G.S., Pellegrin, N., and Jesson, S. 2007. Taxonomy and zoogeography of cold-water corals in coastal British Columbia. Conserv. Adapt. Manag. Seamount Deep. Coral Ecosyst. (1915): 215–229.

Jamieson, A.J., Boorman, B., and Jones, D.O.B. 2013. Deep-Sea Benthic Sampling. Methods for the Study of Marine Benthos, pp. 285-347. doi:10.1002/9781118542392.ch7.

Järnegren, J., Brooke, S., and Jensen, H. 2017. Effects of drill cuttings on larvae of the cold-water coral *Lophelia pertusa*. Deep. Res. Part II Top. Stud. Oceanogr. 137: 454–462. Elsevier Ltd. doi:10.1016/j.dsr2.2016.06.014.

Järnegren, J., Brooke, S., and Jensen, H. 2020. Effects and recovery of larvae of the cold-water coral *Lophelia pertusa* (*Desmophyllum pertusum*) exposed to suspended bentonite, barite and drill cuttings. Mar. Environ. Res. 158(November 2019). doi:10.1016/j.marenvres.2020.104996.

Jørgensen, L.L., Planque, B., Thangstad, T.H., and Certain, G. 2016. Vulnerability of megabenthic species to trawling in the Barents Sea. ICES J. Mar. Sci. 73(suppl_1): i84–i97. doi:10.1093/icesjms/fsv107.

Josey, S.A., Hirschi, J.J.M., Sinha, B., Duchez, A., Grist, J.P., and Marsh, R. 2018. The recent Atlantic cold anomaly: Causes, consequences, and related phenomena. Ann. Rev. Mar. Sci. 10(September): 475–501. doi:10.1146/annurev-marine-121916-063102.

Juniper, S.K., Thornborough, K., Douglas, K., and Hillier, J. 2019. Remote monitoring of a deep-sea marine protected area: The Endeavour Hydrothermal Vents. Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst. 29(S2): 84–102. doi:10.1002/aqc.3020.

Karpov, K., Bergen, M., Geibel, J., Law, P., Valle, C., Fox, D. 2010. Prospective (A Priori) power analysis for detecting changes in density when sampling with strip transects. California Fish and Game. 96. 69-81.

Kahn, A.S., Yahel, G., Chu, J.W.F., Tunnicliffe, V., and Leys, S.P. 2015. Benthic grazing and carbon sequestration by deep-water glass sponge reefs. Limnol. Oceanogr. 60(1): 78–88. doi:10.1002/lno.10002.

Kahn, A.S., Vehring, L.J., Brown, R.R., and Leys, S.P. 2016. Dynamic change, recruitment and resilience in reef-forming glass sponges. J. Mar. Biol. Assoc. United Kingdom 96(2): 429–436. doi:10.1017/S0025315415000466.

Kahn, A.S., Chu, J.W.F., and Leys, S.P. 2018. Trophic ecology of glass sponge reefs in the Strait of Georgia, British Columbia. Sci. Rep. 8(1): 756. doi:10.1038/s41598-017-19107-x.

Kaufmann, R.S., and Smith, K.L. 1997. Activity patterns of mobile epibenthic megafauna at an abyssal site in the eastern North Pacific: Results from a 17-month time-lapse photographic study. Deep. Res. Part I Oceanogr. Res. Pap. 44(4): 559–579. doi:10.1016/S0967-0637(97)00005-8.

Keil, P., Storch, D. & Jetz, W. 2015. On the decline of biodiversity due to area loss. Nat Commun 6, 8837. https://doi.org/10.1038/ncomms9837

Kenchington, E., Lirette, C., Cogswell, A., Archambault, D., Archambault, P., Benoit, H., Bernier, D., Brodie, B., Fuller, S., Gilkinson, K., Lévesque, M., Power, D., Siferd, T., Treble, M., and Wareham, V. 2010. Délimitation des concentrations de corail et d'éponge dans les régions biogéographiques de la côte est du Canada au moyen de l'analyse spatiale. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2010/041. vi + 202 pp.

Kenchington, E.L., Murillo, F.J., Cogswell, A., and 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 SCR Doc. 11/75.

Kenchington, E., Siferd, T., and Lirette, C. 2012. Biodiversité Marine Arctique: Indicateurs pour un suivi de la mégaufaune de coraux et d'éponges dans l'est de l'Arctique. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2012/003: v + 37p.

Kenchington, E., Lirette, C., Murillo, F.J., Beazley, L., Guijarro, J., Wareham, V., Gilkinson, K., Koen Alonso, M., Benoît, H., Bourdages, H., Sainte-Marie, B., Treble, M., Siferd, T. 2016. Analyses des noyaux de densité des prises de coraux et d'éponges à partir des données des relevés par navire de recherche aux fins d'utilisation dans la détermination de zones benthique importantes. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3167: viii+207p

Kenchington, E., Camille, L., Murillo, F., Beazley, L., Downie, A.-L. 2019a. Vulnerable Marine Ecosystems in the NAFO Regulatory Area: Updated Kernel Density Analyses of Vulnerable Marine Ecosystem indicators. 10.13140/RG.2.2.24834.43206.

Kenchington, E., Wang, Z., Lirette, C., Murillo, F.J., Guijarro, J., Yashayaev, I., and Maldonado, M. 2019b. Connectivity modelling of areas closed to protect vulnerable marine ecosystems in the northwest Atlantic. Deep. Res. Part I Oceanogr. Res. Pap. 143(May 2018): 85–103. doi:10.1016/j.dsr.2018.11.007.

Kitahara, M. V., Cairns, S.D., Stolarski, J., Blair, D., and Miller, D.J. 2010. A comprehensive phylogenetic analysis of the Scleractinia (Cnidaria, Anthozoa) based on mitochondrial CO1 sequence data. PLoS One. doi:10.1371/journal.pone.0011490.

Kleypas, J.A., Buddemeier, R.W., Archer, D., Gattuso, J.-P., Langdon, C., and Opdyke, B.N. 1999. Geochemical consequences of increased atmospheric carbon dioxide on coral reefs. Science, 284, 118–120. doi:10.1126/science.284.5411.118

Klitgaard, A.B. 1995. The fauna associated with outer shelf and upper slope sponges (Porifera, Demospongiae) at the Faroe islands, northeastern Atlantic. Sarsia 80(1): 1–22. doi:10.1080/00364827.1995.10413574.

Klitgaard, A.B., and Tendal, O.S. 2004. Distribution and species composition of mass occurrences of large-sized sponges in the northeast Atlantic. Prog. Oceanogr. 61(1): 57–98. doi:10.1016/j.pocean.2004.06.002.

Knudby, A., Kenchington, E., and Murillo, F.J. 2013. Modeling the distribution of *Geodia* sponges and sponge grounds in the Northwest Atlantic. PLoS One 8(12): 1–20. doi:10.1371/journal.pone.0082306.

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., and J. Murillo. 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.

Koenig, C.C. 2001. *Oculina* banks : Habitat, fish populations, restoration, and enforcement. Report to the South Atlantic Fishery Management Council. Habitat: 1–24.

Kostylev, V., Brian, T., Fader, G., Courtney, R., Cameron, G.D.M., Pickrill, R. 2001. Benthic habitat mapping on the Scotian Shelf based on multibeam bathymetry, surficial geology and sea floor photographs. Mar. Ecol. Prog. Ser.. 219. 121-137. 10.3354/meps219121.

Krautter, M., Conway, K.W., Barrie, J.V., and Neuweiler, M. 2001. Discovery of a “living dinosaur”: Globally unique modern hexactinellid sponge reefs off British Columbia, Canada. Facies (44): 265–282. doi:10.1007/bf02668178.

Krieger, K.J. 1993. Distribution and abundance of rockfish determined from a submersible and by bottom trawling. Fish. Bull. 91(1): 87–96.

Krieger, K.J., and Wing, B.L. 2002. Megafauna associations with deepwater corals (*Primnoa* spp.) in the Gulf of Alaska. Hydrobiologia 471: 83–90. doi:10.1023/A:1016597119297.

Kutti, T., Bannister, R.J., and Fosså, J.H. 2013. Community structure and ecological function of deep-water sponge grounds in the Traenadypet MPA—Northern Norwegian continental shelf. Cont. Shelf Res. 69: 21–30. doi:10.1016/j.csr.2013.09.011.

Kutti, T., Johnsen, I.A., Skaar, K.S., Ray, J.L., Husa, V., Dahlgren, T.G., and Reitzel, A.M. 2020. Quantification of eDNA to Map the Distribution of Cold-Water Coral Reefs. 7(June): 1–12. doi:10.3389/fmars.2020.00446.

Lacharité, M., and Brown, C.J. 2019. Utilizing benthic habitat maps to inform biodiversity monitoring in marine protected areas. Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst. 29(6): 938–951. doi:10.1002/aqc.3074.

Lacharité, M., Brown, C.J., Normandeau, A., and Todd, B.J. 2020. Chapter 41 - Geomorphic features and benthos in a deep glacial trough in Atlantic Canada. Edited by Harris, P.T. and Baker, E. pp. 691–704. doi:https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814960-7.00041-5.

Lagos, M.E., White, C. R., and Marshall, D. J. 2015. Avoiding low-oxygen environments: oxytaxis as a mechanism of habitat selection in a marine invertebrate. Mar. Ecol. Prog. Ser., 540: 99–107. doi:10.3354/meps11509.

Langton, R.W., Langton, E.W., Theroux, R.B., and Uzmann, J.R. 1990. Distribution, behavior and abundance of sea pens, *Pennatula aculeata*, in the Gulf of Maine. Mar. Biol. 107(3): 463–469. doi:10.1007/BF01313430.

Langenkämper, D., Zurowietz, M., Schoening, T., and Nattkemper, T.W. 2017. BIIGLE 2.0 - browsing and annotating large marine image collections. Front. Mar. Sci. 4(MAR): 1–10. doi:10.3389/fmars.2017.00083.

Larocque, R. et M. Thorne. 2012. Imagerie optique benthique dans l’estuaire et le golfe du Saint-Laurent : méthodes et répertoire de projets, 1999-2012. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 3017 : vii + 40 p.

Law, L.K., Reiswig, H.M., Ott, B.S., McDaniel, N., Kahn, A.S., Guillas, K.C., Dinn, C., and Leys, S.P. 2020. Description and distribution of *Desmacella hyalina* sp. nov. (Porifera, Desmacellidae), a new cryptic demosponge in glass sponge reefs from the western coast of Canada. Mar. Biodivers. 50(4): 55. Marine Biodiversity. doi:10.1007/s12526-020-01076-6.

Le Guyader, D., Ray, C., Gourmelon, F., and Brosset, D. 2017. Defining high-resolution dredge fishing grounds with Automatic Identification System (AIS) data. Aquat. Living Resour. 30. doi:10.1051/alr/2017038.

Leduc, N., Lacoursière-Roussel, A., Howland, K.L., Archambault, P., Sevellec, M., Normandeau, E., Dispas, A., Winkler, G., McKindsey, C.W., Simard, N., and Bernatchez, L. 2019. Comparing eDNA metabarcoding and species collection for documenting Arctic metazoan biodiversity. Environ. DNA 1(4): 342–358. doi:10.1002/edn3.35.

Lee, J., South, A.B., and Jennings, S. 2010. Developing reliable, repeatable, and accessible methods to provide high-resolution estimates of fishing-effort distributions from vessel monitoring system (VMS) data. ICES J. Mar. Sci. 67(6): 1260–1271. doi:10.1093/icesjms/fsq010.

Lepland, A., and Mortensen, P.B. 2008. Barite and barium in sediments and coral skeletons around the hydrocarbon exploration drilling site in the Træna Deep, Norwegian Sea. Environ. Geol. 56(1): 119–129. doi:10.1007/s00254-007-1145-4.

Lewin, J.B. 2006. Biology and Ecology of the Hydrocoral Millepora on Coral Reefs. Adv. Mar. Biol., 50: 1-55. https://doi.org/10.1016/S0065-2881(05)50001-4.

Lewis, S., Ramirez-Luna, V., Templeman, N., Simpson, M.R., Gilkinson, K., Lawson, J.W., C. Miri and Collins, R. 2016. A Framework for the Identification of Monitoring Indicators Protocols and Strategies for the Proposed Laurentian Channel Marine Protected Area (MPA). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/093. v + 55 p.

Leys, S.P., and Lauzon, N.R.J. 1998. Hexactinellid sponge ecology: Growth rates and seasonality in deep water sponges. J. Exp. Mar. Bio. Ecol. 230(1): 111–129. doi:10.1016/S0022-0981(98)00088-4.

Leys, S.P., Wilson, K., Holeton, C., Reiswig, H.M., Austin, W.C., and Tunnicliffe, V. 2004. Patterns of glass sponge (Porifera, Hexactinellida) distribution in coastal waters of British Columbia, Canada. Mar. Ecol. Prog. Ser. 283(September): 133–149. doi:10.3354/meps283133.

Leys, S.P., Yahel, G., Reidenbach, M.A., Tunnicliffe, V., Shavit, U., and Reiswig, H.M. 2011. The sponge pump: The role of current induced flow in the design of the sponge body plan. PLoS One 6(12): e27787. Public Library of Science. doi:10.1371/journal.pone.0027787.

Leys, S.P., Kahn, A.S., Fang, J.K.H., Kutti, T., and Bannister, R.J. 2018. Phagocytosis of microbial symbionts balances the carbon and nitrogen budget for the deep-water boreal sponge *Geodia barretti*. Limnol. Oceanogr. 63(1): 187–202. doi:10.1002/lno.10623.

Liefmann, S., Järnegren, J., Johnsen, G., and Murray, F. 2018. Eco-physiological responses of cold-water soft corals to anthropogenic sedimentation and particle shape. J. Exp. Mar. Bio. Ecol. 504(April): 61–71. doi:10.1016/j.jembe.2018.02.009.

Lin, M.F., Chou, W.H., Kitahara, M. V., Chen, C.L.A., Miller, D.J., and Forêt, S. 2016. Corallimorpharians are not “naked corals”: Insights into relationships between Scleractinia and Corallimorpharia from phylogenomic analyses. PeerJ 2016(10): 1–16. doi:10.7717/peerj.2463.

Lin, T.H., Chen, C., Watanabe, H.K., Kawagucci, S., Yamamoto, H., and Akamatsu, T. 2019. Using Soundscapes to Assess Deep-Sea Benthic Ecosystems. Trends Ecol. Evol. 34(12): 1066–1069. doi:10.1016/j.tree.2019.09.006.

Loeza-Quintana, T., Abbott, C.L., Heath, D.D., Bernatchez, L., and Hanner, R.H. 2020. Pathway to increase standards and competency of eDNA surveys (PISCeS)—Advancing collaboration and standardization efforts in the field of eDNA. Environ. DNA 2(3): 255–260. doi:10.1002/edn3.112.

Loh, T.L., Archer, S.K., and Dunham, A. 2019. Monitoring program design for data-limited marine biogenic habitats: A structured approach. Ecol. Evol. 9(12): 7346–7359. doi:10.1002/ece3.5261.

Long, S., Sparrow-Scinocca, B., Blicher, M.E., Hammeken Arboe, N., Fuhrmann, M., Kemp, K.M., Nygaard, R., Zinglersen, K., and Yesson, C. 2020. Identification of a soft coral garden candidate Vulnerable Marine Ecosystem (VME) using video imagery, Davis Strait, West Greenland. Front. Mar. Sci. 7(June): 1–19. doi:10.3389/fmars.2020.00460.

Loring, D. H., and D. J. G. Nota. 1973. Morphology and sediments of the Gulf of St. Lawrence. Bull. Fish. Res. Bd. Can. 182. 147 p. + 7 charts.

Luna, G.M. 2015. Biotechnological potential of marine microbes. Springer Handb. Mar. Biotechnol. 86(11): 651–661. doi:10.1007/978-3-642-53971-8_26.

Maccali, J., Hillaire-Marcel, C., Ménabréaz, L., Ghaleb, B., Blénet, A., Edinger, E., Hélie, J.-F., and Preda, M. 2020. Late Quaternary sporadic development of *Desmophyllum dianthus* deep-coral populations in the southern Labrador Sea with specific attention to their ^{14}C-and ^{230}Th-dating. Marine Chemistry, 224, 103807. https://doi.org/10.1016/j.marchem.2020.103807.

Mächler, E., Deiner, K., Steinmann, P., and Altermatt, F. 2014. Utility of environmental DNA for monitoring rare and indicator macroinvertebrate species. Freshw. Sci. 33(4): 1174–1183. doi:10.1086/678128.

Mackenzie, F.T., and Garrels, R.M. 1966. Chemical mass balance between rivers and oceans. Am J Sci . v. 264(7):pp. 507-525. doi:10.2475/ajs.264.7.507.

Maier, C., Hegeman, J., Weinbauer, M.G., and Gattuso, J.P. 2009. Calcification of the cold-water coral *Lophelia pertusa* under ambient and reduced pH. Biogeosciences 6(8): 1671–1680. doi:10.5194/bg-6-1671-2009.

Maldonado, M., Aguilar, R., Bannister, R.J., Bell, J.J., Conway, K.W., Dayton, P.K., Díaz, C., Gutt, J., Kelly, M., Kenchington, E.L.R., Leys, S.P., Pomponi, S.A., Rapp, H.T., Rützler, K., Tendal, O.S., Vacelet, J., and Young, C.M. 2017. Sponge grounds as key marine habitats: A synthetic review of types, structure, functional roles, and conservation concerns. In Marine Animal Forests. Springer International Publishing, Cham. pp. 1–39. doi:10.1007/978-3-319-17001-5_24-1.

Maldonado, M., Beazley, L., López-Acosta, M., Kenchington, E., Casault, B., Hanz, U., and Mienis, F. 2020. Massive silicon utilization facilitated by a benthic-pelagic coupled feedback sustains deep-sea sponge aggregations. Limnol. Oceanogr.: 1–26. doi:10.1002/lno.11610.

Mallet, D., and 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. doi:10.1016/j.fishres.2014.01.019.

Marcon, Y., and Purser, A. 2017. PAPARA(ZZ)I: An open-source software interface for annotating photographs of the deep-sea. SoftwareX 6: 69–80. doi:10.1016/j.softx.2017.02.002.

Margules, C.R. & Pressey, R.L. (2000). Systematic conservation planning. Nature, 405(6783), 243-253. https://doi.org/10.1038/35012251.

Marliave, J.B., Conway, K.W., Gibbs, D.M., Lamb, A., and Gibbs, C. 2009. Biodiversity and Rockfish recruitment in sponge gardens and bioherms of southern British Columbia, Canada. Mar. Biol. 156(11): 2247–2254. doi:10.1007/s00227-009-1252-8.

Martínez-Dios, A., Pelejero, C., López-Sanz, À., Sherrell, R.M., Ko, S., Häussermann, V., Försterra, G., and Calvo, E. 2020. Effects of low pH and feeding on calcification rates of the cold-water coral *Desmophyllum dianthus*. PeerJ 2020(1). doi:10.7717/peerj.8236.

Maseko, M.S.T., Zungu, Ehlers Smith, D.A., Ehlers Smith, Y.C., Downs, C.T. 2020. Effects of habitat-patch size and patch isolation on the diversity of forest birds in the urban-forest mosaic of Durban, South Africa. Urban Ecosyst., 23: 533-542. https://doi.org/10.1007/s11252-020-00945-z

Matabos, M., Hoeberechts, M., Doya, C., Aguzzi, J., Nephin, J., Reimchen, T.E., Leaver, S., Marx, R.M., Branzan Albu, A., Fier, R., Fernandez-Arcaya, U., and Juniper, S.K. 2017. Expert, crowd, students or algorithm: who holds the key to deep-sea imagery 'big data'' processing? Methods Ecol. Evol. 8(8): 996–1004. doi:10.1111/2041-210X.12746.

Mazzarella, F., Vespe, M., Damalas, D. , and Osio, G. 2014. Discovering vessel activities at sea using AIS data: Mapping of fishing footprints, 17th International Conference on Information Fusion (FUSION), Salamanca, Spain, pp. 1-7.

McAuley, L. 2017. Howe Sound Glass Sponge Reef Identification. On behalf of Marine Life Sanctuaries Society, for Fisheries and Oceans Canada.

McFadden, C.S., France, S.C., Sánchez, J.A., and Alderslade, P. 2006. A molecular phylogenetic analysis of the Octocorallia (Cnidaria: Anthozoa) based on mitochondrial protein-coding sequences. Mol. Phylogenet. Evol. 41(3): 513–527. doi:10.1016/j.ympev.2006.06.010.

McIntyre S. 1995. Comparison of a common, rare and declining plant species in the Asteraceae: possible causes of rarity. Pac. Conserv. Biol. 2, 177-190. https://doi.org/10.1071/PC960177.

McWilliams, J.P., Côté, I.M., Gill, J.A., Sutherland, W.J., and Watkinson, A.R. 2005. Accelerating impacts of temperature induced coral bleaching in the Caribbean. Ecology. 86: 2055–2060. https://doi.org/10.1890/04-1657.

Meredyk, S. P., Edinger, E., Piper, D. J., Huvenne, V. A., Hoy, S., & Ruffman, A. 2020. Enigmatic deep-water mounds on the Orphan Knoll, Labrador Sea. Frontiers in Marine Science, Front. Mar. Sci., 6. doi: 10.3389/fmars.2019.00744

Metaxas, A., and Giffin, B. 2004. Dense beds of the ophiuroid *Ophiacantha abyssicola* on the continental slope off Nova Scotia, Canada. Deep Sea Res. Part I Oceanogr. Res. Pap. 51(10): 1307–1317. doi:https://doi.org/10.1016/j.dsr.2004.06.001.

Metaxas, A., Lacharité, M., and de Mendonça, S.N. 2019. Hydrodynamic connectivity of habitats of deep-water corals in Corsair Canyon, Northwest Atlantic: A case for cross-boundary conservation. Front. Mar. Sci. 6(MAR): 1–19. doi:10.3389/fmars.2019.00159.

Meyer, H.K., Roberts, E.M., Rapp, H.T., and Davies, A.J. 2019. Spatial patterns of arctic sponge ground fauna and demersal fish are detectable in autonomous underwater vehicle (AUV) imagery. Deep. Res. Part I Oceanogr. Res. Pap. 153: 103137.doi:10.1016/j.dsr.2019.103137.

Miles, L.L. 2018. Cold-water coral distributions and surficial geology on the Flemish Cap, Northwest Atlantic. Memorial University of Newfoundland.

Miller, K. A., Thompson, K.F., Johnston, P., Santillo D. 2018. An overview of seabed mining including the current state of development, environmental impacts, and knowledge gaps. Front. Mar. Sci. 4. doi:10.3389/fmars.2017.00418.

Milligan, R.J., Spence, G., Roberts, M., Bailey, D.M. 2016. Fish communities associated with cold-water corals vary with depth and substratum type. Deep Sea Res. I, 114: 43-54. https://doi.org/10.1016/j.dsr.2016.04.011

Misiuk B, Diesing M, Aitken A, Brown CJ, Edinger EN, Bell T. 2019. A spatially explicit comparison of quantitative and categorical modelling approaches for mapping seabed sediments using Random Forest. Geosciences. 9(6):254. https://doi.org/10.3390/geosciences9060254.

Moore, J., van Rein, H., Benson, A., Sotheran, I., Mercer, T., and Ferguson, M.. 2019. Optimisation of benthic image analysis approaches, JNCC Report, No. 641, JNCC, Peterborough, ISSN 0963-8091.

Morán, X.A.G., Alonso-Sáez, L., Nogueira, E., Ducklow, H.W., González, N., López-Urrutia, A., Díaz-Pérez, L., Calvo-Díaz, A., Arandia-Gorostidi, N., and Huete-Stauffer,T.M. 2015. More, smaller bacteria in response to ocean's warming? Proc. R. Soc. B. 282: 20150371. http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2015.0371.

Morato, T., González-Irusta, J.M., Dominguez-Carrió, C., Wei, C.L., Davies, A., Sweetman, A.K., Taranto, G.H., Beazley, L., García-Alegre, A., Grehan, A., Laffargue, P., Murillo, F.J., Sacau, M., Vaz, S., Kenchington, E., Arnaud-Haond, S., Callery, O., Chimienti, G., Cordes, E., Egilsdottir, H., Freiwald, A., Gasbarro, R., Gutiérrez-Zárate, C., Gianni, M., Gilkinson, K., Wareham Hayes, V.E., Hebbeln, D., Hedges, K., Henry, L.A., Johnson, D., Koen-Alonso, M., Lirette, C., Mastrototaro, F., Menot, L., Molodtsova, T., Durán Muñoz, P., Orejas, C., Pennino, M.G., Puerta, P., Ragnarsson, S., Ramiro-Sánchez, B., Rice, J., Rivera, J., Roberts, J.M., Ross, S.W., Rueda, J.L., Sampaio, Í., Snelgrove, P., Stirling, D., Treble, M.A., Urra, J., Vad, J., van Oevelen, D., Watling, L., Walkusz, W., Wienberg, C., Woillez, M., Levin, L.A., and Carreiro-Silva, M. 2020. Climate-induced changes in the suitable habitat of cold-water corals and commercially important deep-sea fishes in the North Atlantic. Glob. Chang. Biol. 26(4): 2181–2202. doi:10.1111/gcb.14996.

Mortensen, P.B., and Buhl-Mortensen, L. 2005. Morphology and growth of the deep-water gorgonians *Primnoa resedaeformis* and *Paragorgia arborea*. Mar. Biol. 147(3): 775–788. doi:10.1007/s00227-005-1604-y.

Mortensen, P.B., Buhl-Mortensen, L., and Gordon, D.C.J. 2005. Effect of fisheries on deepwater gorgonian corals in the northeast channel, Nova Scotia. Am. Fish. Soc. Symp. 41(January 2016): 369–382.

Mortensen P.B., Buhl-Mortensen L., Gordon D.C. Jr (2006) Distribution of deep-water corals in Atlantic Canada. Proceedings of the 10th International Coral Reef Symposium. Okinawa: 1832–1848

Müller, W.E.G., Koziol, C., Wiens, M., and Schröder, H.C. 2000. Chapter 14 Stress response in marine sponges: Genes and molecules involved and their use as biomarkers. Cell Mol. Response to Stress 1(C): 193–208. doi:10.1016/S1568-1254(00)80016-9.

Murillo, F.J., Muñoz, P.D., Cristobo, J., Ríos, P., González, C., Kenchington, E., and Serrano, A. 2012. Deep-sea sponge grounds of the Flemish Cap, Flemish Pass and the Grand Banks of Newfoundland (Northwest Atlantic Ocean): Distribution and species composition. Mar. Biol. Res. 8(9): 842–854. doi:10.1080/17451000.2012.682583.

Murillo, F.J., Kenchington, E., Lawson, J.M., Li, G., and Piper, D.J.W. 2016. Ancient deep-sea sponge grounds on the Flemish Cap and Grand Bank, northwest Atlantic. Mar. Biol. 163(3): 1–11. doi:10.1007/s00227-016-2839-5.

Murillo, F. J., MacDonald, B. W., Kenchington, E., Campana, S. E., Sainte-Marie, B., & Sacau, M. 2018a. Morphometry and growth of sea pen species from dense habitats in the Gulf of St. Lawrence, eastern Canada. Mar. Biol. Res., 14(4), 366–382. https://doi.org/10.1080/17451000.2017.1417604.

Murillo, F.J., Kenchington, E., Tompkins, G., Beazley, L., Baker, E., Knudby, A., and Walkusz, W. 2018b. Sponge assemblages and predicted archetypes in the eastern Canadian Arctic. Mar. Ecol. Prog. Ser. 597: 115–135. doi:10.3354/meps12589.

Murillo, F.J., Kenchington, E., Koen-Alonso, M., Guijarro, J., Kenchington, T.J., Sacau, M., Beazley, L., and Rapp, H.T. 2020a. Mapping benthic ecological diversity and interactions with bottom-contact fishing on the Flemish Cap (northwest Atlantic). Ecol. Indic. 112(October 2019): 106135. doi:10.1016/j.ecolind.2020.106135.

Murillo, F.J., Weigel, B., Bouchard Marmen, M., and Kenchington, E. 2020b. Marine epibenthic functional diversity on Flemish Cap (north-west Atlantic)—Identifying trait responses to the environment and mapping ecosystem functions. Divers. Distrib., 26: 460-478. https://doi.org/10.1111/ddi.13026.

Nakajima, R., Komuku, T., Yamakita, T., Lindsay, D.J., Jintsu-Uchifune, Y., Watanabe, H., Tanaka, K., Shirayama, Y., Yamamoto, H., and Fujikura, K. 2014. A new method for estimating the area of the seafloor from oblique images taken by deep-sea submersible survey platforms. JAMSTEC Rep. Res. Dev. 19(0): 59–66. doi:10.5918/jamstecr.19.59.

Natale, F., Gibin, M., Alessandrini, A., Vespe, M., and Paulrud, A. 2015. Mapping fishing effort through AIS data. PLoS One 10(6): 1–16. doi:10.1371/journal.pone.0130746.

Nelson, D.M., Tréguer, P., Brzezinski, M.A., Leynaert, A., and Quéguiner, B. 1995. Production and dissolution of biogenic silica in the ocean: Revised global estimates, comparison with regional data and relationship to biogenic sedimentation. Global Biogeochem. Cycles 9(3): 359–372. doi:10.1029/95GB01070.

Nephin, J., Juniper, S.K., and Archambault, P. 2014. Diversity, abundance and community structure of benthic macro- and megafauna on the Beaufort shelf and slope. PLoS One 9(7): 1–11. doi:10.1371/journal.pone.0101556.

Nephin, J., Gregr, E.J., St. Germain, C., Fields, C., and Finney, J.L. 2020. Élaboration d'un cadre de modélisation de la répartition des espèces et son application à douze espèces sur la côte canadienne du Pacifique. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2020/004. xii + 107 p.

Neves, B.M., Du Preez, C., and Edinger, E. 2014. Mapping coral and sponge habitats on a shelf-depth environment using multibeam sonar and ROV video observations: Learmonth Bank, northern British Columbia, Canada. Deep. Res. Part II Top. Stud. Oceanogr. 99: 169–183. doi:10.1016/j.dsr2.2013.05.026.

Neves, B.M., Edinger, E., Layne, G.D., and Wareham, V.E. 2015a. Decadal longevity and slow growth rates in the deep-water sea pen *Hlaipteris finmarchica* (Sars, 1851) (Octocorallia: Pennatulacea): implications for vulnerability and recovery from anthropogenic disturbance. Hydrobiologia 759(1): 147–170. doi:10.1007/s10750-015-2229-x.

Neves, B.M., Edinger, E., Hillaire-Marcel, C., Saucier, E., France, S., Treble, M., and Wareham, V. 2015b. Deep-water bamboo coral forests in a muddy Arctic environment. Mar. Biodivers. 45(4): 867–871. doi:10.1007/s12526-014-0291-7.

Neves, B.M., Edinger, E., Hayes, V.W., Devine, B., Wheeland, L., and Layne, G. 2018. Size metrics, longevity, and growth rates in *Umbellula encrinus* (Cnidaria: Pennatulacea) from the eastern Canadian Arctic. Arct. Sci. 4(4): 722–749. doi:10.1139/as-2018-0009.

Neves, B.M., Wareham Hayes, V., Herder, E., Hedges, K., Grant, C., and Archambault, P. 2020. Cold-water soft corals (Cnidaria: Nephtheidae) as habitat for juvenile basket stars (Echinodermata: Gorgonocephalidae). Front. Mar. Sci. 7: 1–21. doi:10.3389/fmars.2020.547896.

Neves, B.M., Auger, V., Edinger, E., Lockhart, P., and Morrissey, C. 2023. Preparing for remotely operated vehicle (ROV) seafloor surveys: a descriptive checklist for ocean scientists and managers. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3578: ix + 37 p.

Nishida, Y., Sonoda, T., Yasukawa, S., Ahn, J., Watanabe, K., Ishii, K., Ura, T.2019. Benthos sampling by autonomous underwater vehicle equipped a manipulator with suction device. IEEE Underwater Technology (UT), Kaohsiung, Taiwan, 2019, pp. 1-4, doi: 0.1109/UT.2019.8734330.

Noble-James, T., Jesus, A., and Fionnuala, M. 2018. Monitoring guidance for marine benthic habitats (Revised 2018). In JNCC Report. Available from https://hub.jncc.gov.uk/assets/9ade4be8-63dd-4bbc-afd0-aefe71af0849.

Nozères, C., Bourassa, M.-N., Gendron, M.-H., Plourde, S., Savenkoff, C., Bourdages, H., Benoît, H., and Bolduc, F. 2015. Using annual ecosystemic surveys to assess biodiversity in the Gulf of St. Lawrence. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3149: vii+126 p.

Nozères, C., Faille, G., Côté, G., and Proudfoot, S. 2020. Atlas of sponges from the Estuary and Northern Gulf of St. Lawrence multidisciplinary trawl survey in 2006-2017. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3364: iv + 53 p.

Nuytco. 2020. Nuytco. Available from https://nuytco.com/ [accessed 3 November 2020].

O'Neill, F.G., and Summerbell, K. 2011. The mobilisation of sediment by demersal otter trawls. Mar. Pollut. Bull. 62(5): 1088–1097. Elsevier Ltd. doi:10.1016/j.marpolbul.2011.01.038.

Oschlies, A., Brandt, P., Stramma, L., and Schmidtko. 2018. Drivers and mechanisms of ocean deoxygenation. Nat. Geosci., 11: 467–473. https://doi.org/10.1038/s41561-018-0152-2.

Osenberg, C.W., Shima, J.S., Miller, S.L., and Stier, A.C. 2011. Assessing effects of marine protected areas: Confounding in space and possible solutions. Mar. Prot. Areas A Multidiscip. Approach: 143–167. Cambridge University Press Cambridge, UK. doi:10.1017/CBO9781139049382.010.

OSPAR. 2012. Report of the OSPAR workshop on MSFD biodiversity descriptors: comparison of targets and associated indicators. Available from https://www.ospar.org/documents?v=7306.

OSPAR. 2010. Publication Number: 481/2010. Background document for seapen and burrowing megafauna communities. Biodiversity Series.

Parzanini, C., Parrish, C.C., Hamel, J.F., and Mercier, A. 2018. Trophic relationships of deep-sea benthic invertebrates on a continental margin in the NW Atlantic inferred by stable isotope, elemental, and fatty acid composition. Prog. Oceanogr. 168: 279–295. doi:10.1016/j.pocean.2018.10.007.

Perea-Blázquez, A., Davy, S.K., and Bell, J.J. 2012. Estimates of particulate organic carbon flowing from the pelagic environment to the benthos through sponge assemblages. PLoS One 7(1). doi:10.1371/journal.pone.0029569.

Pereira, H. M., Ferrier, S., Walters, M., Geller, G. N., Jongman, R. H., Scholes, R. J., Bruford, M. W., Brummitt, N., Butchart, S. H., Cardoso, A. C., Coops, N. C., Dulloo, E., Faith, D.P., Freyhof, J., Gregory, R. D., Heip, C., Höft, R., Hurtt, G., Jetz, W., Karp, D. S., McGeoch M.A., Obura D., Onoda Y., Pettorelli N., Reyers B., Sayre R., Scharlemann J.P.W., Stuart S.N., Turak E., Walpole M., Wegmann M. 2013. Essential biodiversity variables. Science. 339:277–278. doi: 10.1126/science.1229931

Perry, A.L., Low, P.J., Ellis, J.R., and Reynolds, J.D. 2005. Climate change and distribution shifts in marine fishes. Science, 308: 1912–1915. doi: 10.1126/science.1111322.

Pham, C.K., Murillo, F.J., Lirette, C., Maldonado, M., Colaço, A., Ottaviani, D., and Kenchington, E. 2019. Removal of deep-sea sponges by bottom trawling in the Flemish Cap area: conservation, ecology and economic assessment. Sci. Rep. 9(1). doi:10.1038/s41598-019-52250-1.

Philippart, C.J.M., van Aken, H.M., Beukema, J.J., Bos, O.G., Cadée, G.C., and Dekker, R. 2003. Climate-related changes in recruitment of the bivalve *Macoma balthica*. Limnol. Oceanogr., 48: 2171–2185. https://doi.org/10.4319/lo.2003.48.6.2171.

Piechaud, N., Hunt, C., Culverhouse, P.F., Foster, N.L., and Howell, K.L. 2019. Automated identification of benthic epifauna with computer vision. Mar. Ecol. Prog. Ser. 615: 15–30. doi:10.3354/meps12925.

Pierrejean, M., Grant, C., Neves, B. de M., Chaillou, G., Edinger, E., Blanchet, F.G., Maps, F., Nozais, C., and Archambault, P. 2020. Influence of deep-water corals and sponge gardens on infaunal community composition and ecosystem functioning in the Eastern Canadian Arctic. Front. Mar. Sci. 7(June): 1–19. doi:10.3389/fmars.2020.00495.

Piet, G.J., Hintzen, N.T. 2012. Indicators of fishing pressure and seafloor integrity, ICES Journal of Marine Science, 69(10): 1850–1858. https://doi.org/10.1093/icesjms/fss162.

Pilskaln, C.H., Churchill, J.H., and Mayer, L.M. 1998. Resuspension of sediment by bottom trawling in the Gulf of Maine and potential geochemical consequences. Conserv. Biol. 12(6): 1223–1229. doi:10.1046/j.1523-1739.1998.0120061223.x.

Pomeroy RS, Parks JE, Watson LM. 2004. How is your MPA doing? A guidebook of natural and social indicators for evaluating marine protected areas management effectiveness. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. xvi + 216 pp.

Pörtner, H.O., and Farrell, A.P. 2008. Physiology and Climate Change. Science, 322: 690-692. doi: 10.1126/science.1163156.

Possingham, H. 2001. The business of biodiversity: applying decision theory principles to nature conservation. In The Tela Papers; Yencken, D., Ed.; Australian Conservation Foundation: Carlton, Australia.

Prado, E., Rodríguez-Basalo, A., Cobo, A., Ríos, P., and Sánchez, F. 2020. 3D fine-scale terrain variables from underwater photogrammetry: A new approach to benthic microhabitat modeling in a circalittoral Rocky shelf. Remote Sens. 12(15). doi:10.3390/RS12152466.

Przeslawski R, Foster S [Eds.]. 2020. Field manuals for marine sampling to monitor Australian waters, Version 2. Report to the National Environmental Science Program, Marine Biodiversity Hub. Geoscience Australia and CSIRO. http:dx.doi.org/10.11636/9781925848755

Queirós, A.M., Birchenough, S.N.R., Bremner, J., Godbold, J.A., Parker, R.E., Romero-Ramirez, A., Reiss, H., Solan, M., Somerfield, P.J., Van Colen, C., Van Hoey, G., and Widdicombe, S. 2013. A bioturbation classification of European marine infaunal invertebrates. Ecol. Evol. 3(11): 3958–3985. doi:10.1002/ece3.769.

Quinn, G. P., & Keough, M. J. 2002. Experimental design and data analysis for biologists. Cambridge University Press.

Radice, V.Z., Quattrini, A.M., Wareham, V.E., Edinger, E.N., and Cordes, E.E. 2016. Vertical water mass structure in the North Atlantic influences the bathymetric distribution of species in the deep-sea coral genus *Paramuricea*. Deep. Res. Part I Oceanogr. Res. Pap. 116: 253–263. Elsevier. doi:10.1016/j.dsr.2016.08.014.

Raoult, V., Tosetto, L., Harvey, C., Nelson, T.M., Reed, J., Parikh, A., Chan, A.J., Smith, T.M., and Williamson, J.E. 2020. Remotely operated vehicles as alternatives to snorkellers for video-based marine research. J. Exp. Mar. Bio. Ecol. 522: 151253. doi:10.1016/j.jembe.2019.151253.

Reed, J.K. 2002. Deep-water *Oculina* coral reefs of Florida: Biology, impacts, and management. Hydrobiologia 471: 43–55. doi:10.1023/A:1016588901551.

Reiswig, H.M. 1975. The aquiferous systems of three marine Demospongiae. J. Morphol. 145(4): 493–502. doi:10.1002/jmor.1051450407.

Richards, B.L., Beijbom, O., Campbell, M., Clarke, M.E., Cutter, G., Dawkins, M., Edginton D, Hart, D.R., Hill, M.C., Hoogs, A., Kriegman, D., Moreland, E.E., Oliver, T.A., Michaels, W.L., Piacentino, M., Rollo, A.K., Thompson, C., Wallace, F., Williams, I.D., and Williams, K. 2019. Automated analysis of underwater imagery: Accomplishments, products, and vision. A Report on the NOAA Fisheries Strategic Initiative on Automated Image Create new project “Kahekili Herbivore Fisheries Management Area” View project Automated Image Analysis. NOAA Tech. Memo. NOAA-TM-NMFS-PIFSC-83: 59. https://doi.org/10.25923/0cwf-4714.

Richards, L.J. 1986. Depth and habitat distributions of three species of Rockfish (*Sebastes*) in British Columbia: observations from the submersible PISCES IV. Environ. Biol. Fishes 17(1): 13–21. doi:10.1007/BF00000397.

Rideout, R. M., and D. W. Ings. 2018. Research vessel bottom trawl survey report (NL Region): A stock-by-stock summary of survey information up to and including the 2017 Spring and Autumn surveys. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3326 vi + 59 p.

Rideout, R.M., Warren, M., Skanes, K., Pantin, J., Neves, B., Wareham-Hayes, V., Munro, H., Cyr, F., Pretty, C., Rogers, B. et Koen-Alonso, M. (2024). Points à considérer pour l’autorisation de relevés scientifiques menés à l’aide d’engins entrant en contact avec le fond dans les aires protégées de la région de Terre-Neuve-et-Labrador. Secr. can. des avis sci. du MPO, doc. de rech. 2024/073. viii + 113 p.

Riitters, K.H., O’Neill, R. V., and Wickham, J.D. 1996. A note on contagion indices for landscape analysis. Landsc. Ecol. 11(4): 197–202. doi:10.1007/BF02071810.

Roark, E.B., Guilderson, T.P., Dunbar, R.B., Fallon, S.J., Mucciarone, D.A. 2009. Extreme longevity in proteinaceous deep-sea corals. Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 106 (13): 5204-5208. https://doi.org/10.1073/pnas.0810875106.

Robert, K., Huvenne, V.A.I., Georgiopoulou, A., Jones, D.O.B., Marsh, L., Carter, D.O.G., and Chaumillon, L. 2017. New approaches to high-resolution mapping of marine vertical structures. Sci. Rep. 7(1): 1–14. Springer US. doi:10.1038/s41598-017-09382-z.

Roberts, J.M., Harvey, S.M., Lamont, P.A., Gage, J.D., and Humphery, J.D. 2000. Seabed photography, environmental assessment and evidence for deep-water trawling on the continental margin west of the Hebrides. Hydrobiologia 441: 173–183. doi:10.1023/A:1017550612340.

Roberts, J., Brown, C., Long, D. et al. 2005. Acoustic mapping using a multibeam echosounder reveals cold-water coral reefs and surrounding habitats. Coral Reefs 24, 654–669. https://doi.org/10.1007/s00338-005-0049-6.

Roberts, J.M., Wheeler, A.J., and Freiwald, A. 2006. Reefs of the deep: The biology and geology of cold-water coral ecosystems. Science. 312(5773): 543–547. doi:10.1126/science.1119861.

Roberts, J., Wheeler, A.J., Freiwald, A., and Cairns, S.D. 2009. Cold-water corals: The biology and geology of deep-sea coral habitats. In Cold-Water Corals: The Biology and Geology of Deep-Sea Coral Habitats. Cambridge University Press. doi:10.1017/CBO9780511581588.

Rogers S.I., Somerfield P.J., Schratzberger M., Warwick R., Maxwell T.A.D., Ellis J.R. 2008. Sampling strategies to evaluate the status of offshore soft sediment assemblages. Mar Pollut Bull 56:880–894. doi: https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.01.035

Rona, P., and Light, R. 2011. Sonar images hydrothermal vents in seafloor observatory. Eos Trans. AGU. 92(20): 169–170. doi:10.1029/2011EO200002.

Rooper, C. 2008. Underwater video sleds: Versatile and cost effective tools for habitat mapping. Mar. Habitat Mapp. Technol. Alaska: 99–108. doi:10.4027/mhmta.2008.07.

ROPOS (2020). Retrieved from https://www.ropos.com/index.php/about-us/people. Accessed on November 2020.

Rosenberg, R., Nilsson, H.C., Grémare, A., and Amouroux, J.M. 2003. Effects of demersal trawling on marine sedimentary habitats analysed by sediment profile imagery. J. Exp. Mar. Bio. Ecol. 285–286: 465–477. doi:10.1016/S0022-0981(02)00577-4.

Ross, T., Du Preez, C., and Ianson, D. 2020. Rapid deep ocean deoxygenation and acidification threaten life on Northeast Pacific seamounts. Glob Change Biol., 26: 6424–6444. https://doi.org/10.1111/gcb.15307

Rouse, S., Hayes, P., & Wilding, T. A. 2018. Commercial fisheries losses arising from interactions with offshore pipelines and other oil and gas infrastructure and activities. ICES Journal of Marine Science. https://doi.org/10.1093/icesjms/fsy116.

Rouse, S., Hayes, P., and Wilding, T.A. 2020. Commercial fisheries losses arising from interactions with offshore pipelines and other oil and gas infrastructure and activities. ICES J. Mar. Sci. 77(3): 1148–1156. doi:10.1093/icesjms/fsy116.

Roy, V., Iken, K., and Archambault, P. 2015. Regional variability of megabenthic community structure across the Canadian arctic. Arctic 68(2): 180–192. doi:10.14430/arctic4486.

Salvo, F., Hamoutene, D., Hayes, V.E.W., Edinger, E.N., and Parrish, C.C. 2018. Investigation of trophic ecology in Newfoundland cold-water deep-sea corals using lipid class and fatty acid analyses. Coral Reefs 37(1): 157–171. doi:10.1007/s00338-017-1644-z.

Sameoto, J.A., Lawton, P., and Strong, M.B. 2008 An approach to the development of a relational database and GIS applicable scheme for the analysis of video-based surveys of benthic habitats. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.: iv + 34.

Sanamyan, N.P., Sanamyan, K.E., and Tabachnik, K.R. 2012. The first species of Actiniaria, *Spongiactis japonica* gen.n., sp.n. (Cnidaria: Anthozoa), an obligate symbiont of a glass sponge. Invertebr. Zool. 9(1): 127–141. doi:10.15298/invertzool.09.2.05.

Santín, A., Grinyó, J., Bilan, M., Ambroso, S., and Puig, P. 2020. First report of the carnivorous sponge *Lycopodina hypogea* (Cladorhizidae) associated with marine debris, and its possible implications on deep-sea connectivity. Mar. Pollut. Bull. 159: 111501. doi:10.1016/j.marpolbul.2020.111501.

Schiel, D.R., Steinbeck, J.R., and Foster, M.S. 2004. Ten years of induced ocean warming causes comprehensive changes in marine benthic communities. Ecology, 85: 1833–1839. https://doi.org/10.1890/03-3107.

Schneider, C.A., Rasband, W.S., and Eliceiri, K.W. 2012. NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. Nat. Methods 9(7): 671–675. doi:10.1038/nmeth.2089.

Schröder A, Orejas C, Joschko T. 2006. Benthos in the Vicinity of Piles: FINO 1 (North Sea) BT - Offshore Wind Energy: Research on Environmental Impacts. In: Köller J, Köppel J, Peters W (eds). Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp 185–200.

Schoening, T., Bergmann, M., Ontrup, J., Taylor, J., Dannheim, J., Gutt, J., Purser, A., and Nattkemper, T.W. 2012. Semi-automated image analysis for the assessment of megafaunal densities at the Artic deep-sea observatory HAUSGARTEN. PLoS One 7(6): 1–14. doi:10.1371/journal.pone.0038179.

Schreiber, A., Wörheide, G., Thiel, V. 2006. The fatty acids of calcareous sponges (Calcarea, Porifera). Chem. Phys. Lipids. 143. 29-37. 10.1016/j.chemphyslip.2006.06.001.

Schröder A., Orejas C., Joschko T. 2006. Benthos in the vicinity of the piles: FINO 1 (North Sea). In: Offshore Wind Energy. Research on Environmental Impacts (Köller J, Köppel P, eds). Springer Verlag Berlin pp 185-198

Schuchert, P., and Reiswig, H.M. 2006. *Brinckmannia hexactinellidophila*, n. gen., n. sp.: A hydroid living in tissues of glass sponges of the reefs, fjords, and seamounts of Pacific Canada and Alaska. Can. J. Zool. 84(4): 564–572. NRC Research Press. doi:10.1139/Z06-031.

Schultz, J.A., Cloutier, R.N., and Côté, I.M. 2016. Evidence for a trophic cascade on rocky reefs following sea star mass mortality in British Columbia. PeerJ 4, e1980. doi: 10.7717/peerj.1980

Schwartz, M.W., Cook, C.N., Pressey, R.L., et al. 2018. Decision support frameworks and tools for conservation. Conserv. Lett., 11, 1–12. https://doi.org/10.1111/conl.12385.

Schwinghamer, P., Gordon, D.C., Rowell, T.W., Prena, J., Mckeown, D.L., Sonnichsen, G., and Guigné, J.Y. 1998. Effects of experimental otter trawling on surficial sediment properties of a sandy-bottom ecosystem on the Grand Banks of Newfoundland. Conserv. Biol. 12(6): 1215–1222. doi:10.1046/j.1523-1739.1998.0120061215.x.

Sentoku A, Tokuda Y, Ezaki Y 2016. Burrowing hard corals occurring on the sea floor since 80 million years ago. Sci Rep 6:1–6. doi: 10.1038/srep24355

Sevellec, M., Bernatchez, A.L.L., Normandeau, E., Solomon, E., Arreak, A., Fishback, L., and Howland, K. 2020. Detecting community change in Arctic marine ecosystems using the temporal dynamics of environmental DNA. Environ. DNA (September 2019): 1–18. doi:10.1002/edn3.155.

Shand, C., and Priestley, R. 1999. A towed sledge for benthic surveys. Scottish Fish. Inf. Pam. 22.

Sheehan, E. V., Stevens, T.F., and Attrill, M.J. 2010. A quantitative, non-destructive methodology for habitat characterisation and benthic monitoring at offshore renewable energy developments. PLoS One 5(12). doi:10.1371/journal.pone.0014461.

Sheehan, E., Rodriguez-Rodriguez, D., Foster, N., Nancollas, S., Cousens, S., Luke Holmes, Attrill, M., Pettifer, E., Jones, I., Vaz, S., Facq, J.-V., Germain, G. 2014. A comparative study of towed underwater video methodology to monitor benthic habitats in Marine Protected Areas. Report prepared by Ifremer, Sussex IFCA and Marine Institute for the Protected Area Network Across the Channel Ecosystem (PANACHE) project. INTERREG programme France (Channel) England funded project, 46 pp.

Sheehan, E. V., Vaz, S., Pettifer, E., Foster, N.L., Nancollas, S.J., Cousens, S., Holmes, L., Facq, J.V., Germain, G., and Attrill, M.J. 2016. An experimental comparison of three towed underwater video systems using species metrics, benthic impact and performance. Methods Ecol. Evol. 7(7): 843–852. doi:10.1111/2041-210X.12540.

Sherwood, O.A., Scott, D.B., Risk, M.J., and Guilderson, T.P. 2005. Radiocarbon evidence for annual growth rings in the deep-sea octocoral *Primnoa resedaeformis*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 301(2002): 129–134. doi:10.3354/meps301129.

Sherwood, O.A., Jamieson, R.E., Edinger, E.N., and Wareham, V.E. 2008. Stable C and N isotopic composition of cold-water corals from the Newfoundland and Labrador continental slope: Examination of trophic, depth and spatial effects. Deep. Res. Part I Oceanogr. Res. Pap. 55(10): 1392–1402. doi:10.1016/j.dsr.2008.05.013.

Sherwood, O.A., and Edinger, E.N. 2009. Ages and growth rates of some deep-sea gorgonian and antipatharian corals of Newfoundland and Labrador. Can. J. Fish. Aquat. Sci.doi:10.1139/F08-195.

Sherwood, O.A., Lehmann, M.F., Schubert, C.J., Scott, D.B., and McCarthy, M.D. 2011. Nutrient regime shift in the western North Atlantic indicated by compound-specific δ15N of deep-sea gorgonian corals. Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A. 108(3): 1011–1015. doi:10.1073/pnas.1004904108.

Shortis, M.R., Seager, J.W., Williams, A., Barker, B.A.J., and Sherlock, M. 2007. A towed body stereo-video system for deep water benthic habitat surveys. Eighth Conf. Opt. 3-D Meas. Tech. 2(May): 150–157.

Sigovini, M., Keppel, E., and Tagliapietra, D. 2016. Open nomenclature in the biodiversity era. Methods Ecol. Evol. 7(10): 1217–1225. doi:10.1111/2041-210X.12594.

Slattery, M., McClintock, J.B., and Bowser, S.S. 1997. Deposit feeding: a novel mode of nutrition in the Antarctic colonial soft coral *Gersemia antarctica*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 149(1–3): 299–304. doi:10.3354/meps149299.

Smetacek, V.S. 1985. Role of sinking in diatom life-history cycles: ecological, evolutionary and geological significance. Mar. Biol. 84(3): 239–251. doi:10.1007/BF00392493.

Smith, C.J., Rumohr, H., Karakassis, I., and Papadopoulou, K.N. 2003. Analysing the impact of bottom trawls on sedimentary seabeds with sediment profile imagery. J. Exp. Mar. Bio. Ecol. 285–286: 479–496. doi:10.1016/S0022-0981(02)00545-2.

Smith, C.J. and Rumohr, H. 2013. Imaging techniques. In Methods for the Study of Marine Benthos, A. Eleftheriou (Ed.). https://doi.org/10.1002/9781118542392.ch3.

Smith, T., and Hughes, J.A. 2008. A review of indicators and identification of gaps: Deep-sea habitats. Natl. Oceanogr. Centre, Southampton. 72 pp.

Solan, M., Cardinale, B.J., Downing, A.L., Engelhardt, K.A.M., Ruesink, J.L., Srivastava, D.S. 2004. Extinction and Ecosystem Function in the Marine Benthos. Science. 306,1177-1180. doi:10.1126/science.1103960

Soltwedel, T., and Vopel, K. 2001. Bacterial abundance and biomass in response to organism-generated habitat heterogeneity in deep-sea sediments. Mar. Ecol. Prog. Ser. 219(1986): 291–298. doi:10.3354/meps219291.

Spetland, F., Rapp, H.T., Hoffmann, F., and Tendal, O.S. 2007. Sexual reproduction of *Geodia barretti* Bowerbank, 1858 (Porifera, Astrophorida) in two Scandinavian fjords. Mus. Nac. Ser. Livros 1858: 613–620.

Sswat, M., Gulliksen, B., Menn, I., Sweetman, A.K., and Piepenburg, D. 2015. Distribution and composition of the epibenthic megafauna north of Svalbard (Arctic). Polar Biol. 38(6): 861–877. doi:10.1007/s00300-015-1645-8.

Stanley, R., Belley, R., Snelgrove, P., Morris, C., Pepin, P., Metaxas, M. 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.

Steele, S. -M. , Charron, R., Dillon, J., Shea, D. 2019. Shallow Water Survey with a Miniature Synthetic Aperture Sonar. OCEANS 2019 MTS/IEEE SEATTLE, Seattle, WA, USA. pp. 1-6, doi: 10.23919/OCEANS40490.2019.8962726.

Steinacher, M., Joos, F., Frölicher, T. L., Bopp, L., Cadule, P., Cocco, V., Doney, S. C., Gehlen, M., Lindsay, K., Moore, J. K., Schneider, B., and Segschneider, J. 2010. Projected 21st century decrease in marine productivity: a multi-model analysis, Biogeosciences, 7, 979–1005, https://doi.org/10.5194/bg-7-979-2010.

Stevenson, A., Archer, S.K., Schultz, J.A., Dunham, A., Marliave, J.B., Martone, P., and Harley, C.D.G. 2020. Warming and acidification threaten glass sponge *Aphrocallistes vastus* pumping and reef formation. Scientific Reports, 10: 8176. https://doi.org/10.1038/s41598-020-65220-9

Stolarski, J., Kitahara, M. V, Miller, D.J., Cairns, S.D., Mazur, M., and Meibom, A. 2011. The ancient evolutionary origins of Scleractinia revealed by azooxanthellate corals. BMC Evol. Biol. 11(1): 316. doi:10.1186/1471-2148-11-316.

Stone, R.P. 2006. Coral habitat in the Aleutian Islands of Alaska: Depth distribution, fine-scale species associations, and fisheries interactions. Coral Reefs 25(2): 229–238. doi:10.1007/s00338-006-0091-z.

Strong, J.A., Andonegi, E., Bizsel, K.C., Danovaro, R., Elliott, M., Franco, A., Garces, E., Little, S., Mazik, K., Moncheva, S., Papadopoulou, N., Patrício, J., Queirós, A.M., Smith, C., Stefanova, K., Solaun, O. Marine biodiversity and ecosystem function relationships: The potential for practical monitoring applications. Estuar. Coast. Shelf Sci..161. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.04.008.

Suarez, H.N., Dy, D.T., and Violanda, R.R. 2015. Density of associated macrofauna of black corals (Anthozoa: Antipatharia) in Jagna, Bohol, central Philippines. Philipp. J. Sci. 144(2): 107–115.

Suess, E. 1980. Particulate organic carbon flux in the oceans - Surface productivity and oxygen utilization. Nature 288(5788): 260–263. doi:10.1038/288260a0.

Sun, Z., Hamel, J.F., and Mercier, A. 2009. Planulation of deep-sea octocorals in the NW Atlantic. Coral Reefs 28(3): 781–781. doi:10.1007/s00338-009-0505-9.

Sun, Z., Hamel, J.F., Edinger, E., and Mercier, A. 2010a. Reproductive biology of the deep-sea octocoral *Drifa glomerata* in the Northwest Atlantic. Mar. Biol. 157(4): 863–873. doi:10.1007/s00227-009-1369-9.

Sun, Z., Hamel, J.F., and Mercier, A. 2010b. Planulation periodicity, settlement preferences and growth of two deep-sea octocorals from the northwest Atlantic. Mar. Ecol. Prog. Ser. 410: 71–87. doi:10.3354/meps08637.

Sweetman, A.K., Thurber, A.R., Smith, C.R., Levin, L.A., Mora, C., Wei, C.-L., Gooday, A.J., Jones, D.O.B., Rex, M., Yasuhara, M., Ingels, J., Ruhl, H.A., Frieder, C.A., Danovaro, R., Würzberg, L., Baco, A., Grupe, B.M., Pasulka, A., Meyer, K.S., Dunlop, K.M., Henry, L.-A., and Roberts, J.M. 2017. Major impacts of climate change on deep-sea benthic ecosystems. Elem. Sci. Anthr. 5: 4. doi:10.1525/elementa.203.

Syvitski, James P. M., Gordon B. Fader, Heiner W. Josenhans, Brian MacLean, et David J.W. Piper. 1983. Seabed Investigations of the Canadian East Coast and Arctic Using Pisces IV. Geoscience Canada 10 (2). https://journals.lib.unb.ca/index.php/GC/article/view/3332.

Tai, T.C., Steiner, N.S., Hoover, C., Cheung, W.W.L., Sumaila, U.R. 2019. Evaluating present and future potential of arctic fisheries in Canada. Mar. Policy. 108. https://doi.org/10.1016/j.marpol.2019.103637.

Taormina, B., Bald, J., Want, A., Thouzeau, G., Lejart, M., Desroy, N., and Carlier, A. 2018. A review of potential impacts of submarine power cables on the marine environment: Knowledge gaps, recommendations and future directions. Renew. Sustain. Energy Rev. 96(August): 380–391. Elsevier Ltd. doi:10.1016/j.rser.2018.07.026.

Tissot, B.N., Yoklavich, M.M., Love, M.S., York, K., and Amend, M. 2006. Benthic invertebrates that form habitat on deep banks off southern California, with special reference to deep sea coral. Fish. Bull. 104(2): 167–181.

Todt, C., Cárdenas, P. and Rapp, H.T., 2009. The chiton *Hanleya nagelfar* (Polyplacophora, (Mollusca) and its association with sponges in the European Northern Atlantic. Mar. Biol. Res. *5*(4), pp.408-411. doi: 10.1080/17451000802572394.

Tréguer, P., and Pondaven, P. 2000. Silica control of carbon dioxide. Nature 406(6794): 358–359. doi:10.1038/35019236.

Tréguer, P.J., and De La Rocha, C.L. 2013. The world ocean silica cycle. Ann. Rev. Mar. Sci. 5(1): 477–501. Annual Reviews. doi:10.1146/annurev-marine-121211-172346.

Tréguer, P., Nelson, D.M., Van Bennekom, A.J., Demaster, D.J., Leynaert, A., and Quéguiner, B. 1995. The silica balance in the world ocean: A reestimate. Science. 268(5209): 375–379. doi:10.1126/science.268.5209.375.

Tripsanas, E.K., Piper, D.J.W., and Campbell, D.C. 2008. Evolution and depositional structure of earthquake-induced mass movements and gravity flows: Southwest Orphan Basin, Labrador Sea. Mar. Pet. Geol. 25(7): 645–662. doi:10.1016/j.marpetgeo.2007.08.002.

Tuck, I.D., Hall, S.J., Robertson, M.R., Armstrong, E., and Basford, D.J. 1998. Effects of physical trawling disturbance in a previously unfished sheltered Scottish sea loch. Mar. Ecol. Prog. Ser. 162: 227–242. doi:10.3354/meps162227.

Tulloch, A. 2015. Using decision theory to select indicators for managing threats to biodiversity. In D. Lindenmayer, P. Barton, J. Pierson (Eds.), Indicators and Surrogates of Biodiversity and Environmental Change, (pp. 45-57). Australia: CSIRO Publishing.

Underwood, A.J., and Chapman, M.G. 2005. Design and analysis in benthic surveys. In Methods for the Study of Marine Benthos: Third Edition. John Wiley & Sons, Ltd, Oxford, UK: pp. 1–42. doi:10.1002/9780470995129.ch1.

Unsworth, R.K.F., Peters, J.R., McCloskey, R.M., and Hinder, S.L. 2014. Optimising stereo baited underwater video for sampling fish and invertebrates in temperate coastal habitats. Estuar. Coast. Shelf Sci. 150(PB): 281–287. doi:10.1016/j.ecss.2014.03.020.

Uzmann, J.R., Cooper, R.A., Theroux, R.B., Wigley, R.L. 1977. Synoptic comparison of three sampling techniques for estimating abundance and distribution of selected megafauna: submersible vs camera sled vs otter trawl. Mar Fish Rev 39:11–19.

Vacelet, Jean & Boury-Esnault, Nicole. 1995. Carnivorous sponges. Nature. 373. 333-335. 10.1038/373333a0.

Vad, J., Orejas, C., Moreno-Navas, J., Findlay, H. S., & Roberts, J. M. 2017. Assessing the living and dead proportions of cold-water coral colonies: Implications for deep-water Marine Protected Area monitoring in a changing ocean. PeerJ, 2017(10), 1–20. https://doi.org/10.7717/peerj.3705.

Van Oevelen, D., Duineveld, G., Lavaleye, M., Mienis, F., Soetaert, K., and Heip, C.H.R. 2009. The cold-water coral community as a hot spot for carbon cycling on continental margins: A food-web analysis from Rockall Bank (northeast atlantic). Limnol. Oceanogr. 54(6): 1829–1844. doi:10.4319/lo.2009.54.6.1829.

Van Soest, R.W.M., Boury-Esnault, N., Hooper, J.N.A., Rützler, K., de Voogd, N.J., Alvarez, B., Hajdu, E., Pisera, A.B., Manconi, R., Schönberg, C., Klautau, M., Kelly, M., Vacelet, J., Dohrmann, M., Díaz, M.-C., Cárdenas, P., Carballo, J.L., Ríos, P., Downey, R., and Morrow, C.C. 2020. World Porifera Database. Accessed from http://www.marinespecies.org/porifera on 2020-06-04. doi:10.14284/359

Van Wyngaarden, M., Snelgrove, P.V.R., DiBacco, C., Hamilton, L.C., Rodríguez-Ezpeleta, N., Jeffery, N.W., Stanley, R.R.E., and Bradbury, I.R. 2017. Identifying patterns of dispersal,connectivity and selection in the sea scallop, *Placopecten magellanicus*, using RADseq-derived SNPs. Evol. Appl. 10(1): 102–117. doi:10.1111/eva.12432.

Verhoeven, J.T.P., and Dufour, S.C. 2018. Microbiomes of the Arctic carnivorous sponges *Chondrocladia grandis* and *Cladorhiza oxeata* suggest a specific, but differential involvement of bacterial associates. Arct. Sci. 4(2): 186–204. doi:10.1139/as-2017-0015.

Wagner, D., Luck, D.G., and Toonen, R.J. 2012. The biology and ecology of black corals (Cnidaria: Anthozoa: Hexacorallia: Antipatharia). In Advances in Marine Biology, 1st edition. Elsevier Ltd. doi:10.1016/B978-0-12-394282-1.00002-8.

Wakefield, W.W., and Genin, A. 1987. The use of a Canadian (perspective) grid in deep-sea photography. Deep Sea Res. Part A. Oceanogr. Res. Pap. 34(3): 469–478. doi:https://doi.org/10.1016/0198-0149(87)90148-8.

Walsh, S. J., Hickey, W. H., Porter, J., Delouche, H., & McCallum, B. R. 2009. NAFC survey trawl operations manual: Version 1.0. Northwest Atlantic Fisheries Centre, Newfoundland Region, St. John's.

Wang, S., Wang, Z., Lirette, C., Davies, A. and Kenchington, E. 2019. Comparison of physical connectivity particle tracking models in the Flemish Cap Region. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3353: v + 39 p.

Wareham, V.E. 2009. Updates on deep-sea coral distributions in the Newfoundland and Labrador and arctic regions, northwest Atlantic. In: Gilkinson, K., Edinger, E. (Eds.) The ecology of deep-sea corals in newfoundland and Labrador waters: Biogeography, life history, biogeoch. In Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.

Wareham, V.E., and Edinger, E.N. 2007. Distribution of deep-sea corals in the Newfoundland and Labrador region, Northwest Atlantic Ocean. Bull. Mar. Sci. 81(Supp. 1): 289-313(25).

Wareham, V.E, Ollerhead, L.M.N. and Gilkinson K. 2010. Analyse spatiale des concentrations de corail et d'éponge avec l'effort de pêche associé à proximité du bassin Hatton DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2010/058. vi + 34 p.

Wassmann, P., and Reigstad, M. 2011. Future Arctic Ocean seasonal ice zones and implications for pelagic-benthic coupling. Oceanography 24(3): 220–231. doi:10.5670/oceanog.2011.74.

Wessel, P., D.T. Sandwell, and S.-S. Kim. 2010. The global seamount census. Oceanography 23(1):24–33, https://doi.org/10.5670/oceanog.2010.60.

Weightman, J.O. and Arsenault, D.J., 2002. Predator classification by the sea pen *Ptilosarcus gurneyi* (Cnidaria): role of waterborne chemical cues and physical contact with predatory sea stars. Can. J. Zool., 80(1), pp.185-190. https://doi.org/10.1139/z01-211.

White, E.P., Morgan Ernest, S.K., Kerkhoff, A.J., Enquist, B.J. 2007. Relationships between body size and abundance in ecology. Trends Ecol. Evol. 22(6): 323-330. https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.03.007.

Williams, S.B., Pizarro, O.R., Jakuba, M. V, Johnson, C.R., Barrett, N.S., Babcock, R.C., Kendrick, G.A., Steinberg, P.D., Heyward, A.J., Doherty, P.J., Mahon, I., Johnson-Roberson, M., Steinberg, D., and Friedman, A. 2012. Monitoring of benthic reference sites: Using an autonomous underwater vehicle. IEEE Robot. Autom. Mag. 19(1): 73–84. doi:10.1109/MRA.2011.2181772.

Williams, A., Althaus, F., and Schlacher, T.A. 2015. Towed camera imagery and benthic sled catches provide different views of seamount benthic diversity. Limnol. Oceanogr. Methods 13(2): 62–73. doi:10.1002/lom3.10007.

Wilson JC, Elliott M, Cutts ND, Mander L, Mendão V, Perez-Dominguez R, Phelps A. 2010. Coastal and offshore wind energy generation: Is it environmentally benign? Energies. 3(7):1383-1422. https://doi.org/10.3390/en3071383

Wilson, M.T., Andrews, A.H., Brown, A.L., and Cordes, E.E. 2002. Axial rod growth and age estimation of the sea pen, *Halipteris willemoesi* Kölliker. Hydrobiologia 471: 133–142. doi:10.1023/A:1016509506094.

Wood, L. 2011. Global marine protection targets: How S.M.A.R.T are they? Environmental Management 47, 525–535. https://doi.org/10.1007/s00267-011-9668-6

Wyeth, R.C., and Willows, A.O.D. 2006. Field behavior of the nudibranch mollusc *Tritonia diomedea*. Biol. Bull. 210(2): 81–96. doi:10.2307/4134598.

Yahel, G., Sharp, J.H., Marie, D., Häse, C., and Genin, A. 2003. In situ feeding and element removal in the symbiont-bearing sponge *Theonella swinhoei* : Bulk DOC is the major source for carbon. Limnol. Oceanogr. 48(1): 141–149. doi:10.4319/lo.2003.48.1.0141.

Yahel, G., Whitney, F., Reiswig, H.M., Eerkes-Medrano, D.I., and Leys, S.P. 2007. In situ feeding and metabolism of glass sponges (Hexactinellida, Porifera) studied in a deep temperate fjord with a remotely operated submersible. Limnol. Oceanogr. 52(1): 428–440. John Wiley & Sons, Ltd. doi:10.4319/lo.2007.52.1.0428.

Yesson, C., Clark, M.R., Taylor, M.L., and Rogers, A.D. 2011. The global distribution of seamounts based on 30 arc seconds bathymetry data. Deep. Res. Part I Oceanogr. Res. Pap. 58(4): 442–453. Elsevier. doi:10.1016/j.dsr.2011.02.004.

Young, C.M., He, R., Emlet, R.B., Li, Y., Qian, H., Arellano, S.M., Van Gaest, A., Bennett, K.C., Wolf, M., Smart, T.I., and Rice, M.E. 2012. Dispersal of deep-sea larvae from the intra-American seas: Simulations of trajectories using ocean models. Integr. Comp. Biol. 52(4): 483–496. doi:10.1093/icb/ics090.

Zurowietz, M., Langenkamper, D., and Nattkemper, T.W. 2019. BIIGLE2Go—A scalable image annotation system for easy deployment on cruises. doi:10.1109/oceanse.2019.8867417.

Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R (Vol. 574). New York: Springer.

8. TABLEAUX

Tableau 1. Les AMCEZ abritant des coraux ou des éponges par région au Canada, ainsi que leurs objectifs de conservation, leur taille, leur tranche de profondeurs et les groupes fonctionnels représentés.

Région	AMCEZ	Objectif de conservation	Superficie (km^2)	Profondeurs minimale/ maximale de la zone de fermeture (m)	Groupes fonctionnels représentés											
					Grandes gorgones	Petites gorgones	Plumes de mer	Coraux mous	Coraux noirs	Sclératiniaires soitaires	Coraux qui forment	Hydrocoraux	Récif d' éponges siliceuses	Lits de *Vazella*	Lits d' astrophorides (p. ex., *Geodia*)	Autres : éponges diverses
Pacifique	Récifs d'éponges siliceuses dans le détroit de Georgia et la baie Howe (17 zones)	Protéger les récifs d'éponges siliceuses	32,6	22/138	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-
Arctique	Zone de conservation du détroit de Davis	Conserver les zones benthiques sensibles	17 298	355/791	x	x	x	+	-	+	-	-	-	-	x	x
	Zone de conservation Disko Fan	Réduire au minimum les effets sur la source de nourriture hivernale et l'habitat d'hivernage du narval et conserver les concentrations de coraux	7 485	386/1 619	x	+	+	+	+	+	-	-	-	-	+	+
Arctique/Terre-Neuve-et-Labrador	Zone de conservation du bassin Hatton	Conserver les zones benthiques sensibles	42 459	223/2 307	x	x	+	+	+	+	-	+	-	-	x	x
Québec/Golfe/Terre-Neuve-et-Labrador (responsable : Québec)	Zone de conservation des éponges du banc Beaugé	Protection des éponges d'eaux froides	215	71/119	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	x
	Zone de conservation des éponges à l'est de l'île d'Anticosti	Protection des éponges d'eaux froides	939	52/203	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	x

Région	AMCEZ	Objectif de conservation	Superficie (km^2)	Profondeurs minimale/ maximale de la zone de fermeture (m)	Groupes fonctionnels représentés											
					Grandes gorgones	Petites gorgones	Plumes de mer	Coraux mous	Coraux noirs	Sclératiniaires soitaires	Coraux qui forment	Hydrocoraux	Récif d' éponges siliceuses	Lits de *Vazella*	Lits d' astrophorides (p. ex., *Geodia*)	Autres : éponges diverses
	Zone de conservation des éponges du détroit de Jacques-Cartier	Protection des éponges d'eaux froides	346	52/144	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	x
	Zone de conservation des éponges du sud-est de l'île d'Anticosti	Protection des éponges d'eaux froides	845	270/424	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	x
	Zone de conservation des éponges du banc Parent	Protection des éponges d'eaux froides	530	57/215	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	x
	Zone de conservation des coraux et des éponges à l'est du détroit d'Honguedo	Protection des coraux et des éponges d'eaux froides	2 338	257/407	-	-	x	+	-	-	-	-	-	-	-	x
	Zone de conservation des coraux du centre du golfe du Saint-Laurent	Protection des coraux d'eaux froides	1 284	372/441	-	-	x	+	-	+	-	-	-	-	-	+
	Zone de conservation des coraux de l'ouest du détroit d'Honguedo	Protection des coraux d'eaux froides	496	353/403	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Zone de conservation des coraux au nord du banc de Bennett	Protection des coraux d'eaux froides	821	285/433	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	+
	Zone de conservation des coraux du talus du plateau madelinien	Protection des coraux d'eaux froides	335	342/425	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	+
Québec/Golfe/Terre-Neuve-et-Labrador	Zone de conservation des coraux de l'est du golfe du Saint-Laurent	Protection des coraux d'eaux froides	423	407/486	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Région	AMCEZ	Objectif de conservation	Superficie (km^2)	Profondeurs minimale/ maximale de la zone de fermeture (m)	Groupes fonctionnels représentés											
					Grandes gorgones	Petites gorgones	Plumes de mer	Coraux mous	Coraux noirs	Sclératiniaires soitaires	Coraux qui forment	Hydrocoraux	Récif d' éponges siliceuses	Lits de *Vazella*	Lits d' astrophorides (p. ex., *Geodia*)	Autres : éponges diverses
(responsable : Golfe)																
Maritimes	Zone de conservation des canyons Corsair et de Georges (restriction de la pêche de fond)	Protection des coraux d'eaux froides	8 797	136/4 708	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Zones de conservation des éponges du bassin d'Émeraude et du banc Sambro (2 zones)	Protection de *Vazella pourtalesii*	260	103/245	-	-	+	-	-	+	-	-	-	x	-	+
	Zone de conservation du bassin Jordan	Protection des coraux d'eaux froides	49	142/220	x	-	-	-	-	-	-	-				
	Zone de conservation des coraux *Lophelia*	Protection du récif de *Lophelia pertusa*	15	755/254	+	-	-	+	-	+	x	-	-	-	-	+
	Zone de conservation des coraux du chenal Nord-Est	Protection des coraux d'eaux froides	391	210/1 531	x	+	+	+	-	+	-	-	-	-	-	-
Terre-Neuve-et-Labrador	Zone de fermeture pour la conservation des coraux et des éponges dans la division 3O	Protection des coraux et des éponges	10 422	365/3 505	x	x	x	+	-	+	-	-	-	-	-	+
	Fermeture de l'ensellement Hopedale	Protection des coraux et des éponges et contribution à la conservation de la biodiversité à long terme	15 411	55/2 689	x	+	+	+	-	+	-	-	-	-	-	+

Région	AMCEZ	Objectif de conservation	Superficie (km^2)	Profondeurs minimale/ maximale de la zone de fermeture (m)	Groupes fonctionnels représentés											
					Grandes gorgones	Petites gorgones	Plumes de mer	Coraux mous	Coraux noirs	Sclératiniaires soitaires	Coraux qui forment	Hydrocoraux	Récif d' éponges siliceuses	Lits de *Vazella*	Lits d' astrophorides (p. ex., *Geodia*)	Autres : éponges diverses
	Zone de fermeture du talus nord-est de Terre-Neuve	Protection des coraux et des éponges et contribution à la conservation de la biodiversité à long terme	55 353	258/3 298	x	+	x	+	+	+	-	-	-	-	-	+

x : Inclus dans les objectifs de conservation, grand groupe représenté
+ : Autre groupe qui a été recensé dans l'AMCEZ, mais qui est secondaire pour les objectifs de conservation
Les cellules vides ne signifient pas nécessairement l'absence d'un groupe fonctionnel, mais plutôt des lacunes dans les connaissances.

Tableau 2. Groupes de coraux et d'éponges d'eaux froides et exemples d'espèces trouvées dans les AMCEZ canadiennes.

Groupe fonctionnel	**Exemple d'espèces**	**Description**	**Fixation (« + » indique la présence)**		**Remarques**	**Référence**
			Fond meuble	Fond dur		
Grandes gorgones	*Paragorgia arborea, Primnoa resedaeformis, Paramuricea* spp.*, Keratoisis* spp.	Coraux arborescents ou en forme d'éventail de l'ordre des alcyonacés, avec un axe interne (squelette) protéique ou calcaire. Les grandes gorgones peuvent atteindre une hauteur de plus de 2 m.	+	++	Échantillons souvent fragmentés dans les relevés au chalut. On les trouve généralement attachées à un substrat dur, mais le corail bambou *Keratoisis flexibilus* peut se fixer directement sur un substrat meuble (p. ex., Neves *et al.* 2015b), publiée sous le nom de *Keratoisis* sp.).	Tiré de Gullage *et al.* (2022)
Petites gorgones	*Acanella arbuscula, Radicipes gracilis, Anthothela grandiflora*	Identiques aux grandes gorgones, mais plus petites à l'âge adulte (généralement moins de 30 cm de hauteur). Ce groupe est principalement représenté par le corail bambou *Acanella arbuscula* et les fouets de mer *Radicipes* spp.	++	+	Bien que *Radicipes* spp. et *Chrysogorgia* spp. puissent atteindre une hauteur supérieure à 30 cm, ces espèces sont ici regroupées avec les petites gorgones parce qu'elles sont délicates et ne forment pas de structures massives comme les grandes gorgones. *Acanella arbuscula* se trouve directement sur un substrat meuble, mais les autres petites gorgones sont habituellement fixées sur un substrat dur.	Tiré de Gullage *et al.* (2022)

Groupe fonctionnel	Exemple d'espèces	Description	Fixation (« + » indique la présence)		Remarques	Référence
			Fond meuble	Fond dur		
Coraux mous	*Gersemia rubiformis, Duva florida, Drifa glomerata, Anthomastus* spp., *Heteropolypus* sp.	Coraux de l'ordre des alcyonacés sans axe interne. Ces coraux ont un corps mou soutenu par un squelette hydrostatique et de petites structures en $CaCO_3$ (c.-à-d. des sclérites) intégrées dans leurs tissus. Ce groupe est principalement représenté par les familles des *Capnellidae* et des *Alcyoniidae* (coraux-champignons), mais comprend des formes stolonifères (rampantes) comme *Clavularia* spp.	+	++	On les trouve généralement fixés à un substrat dur, mais *Gersemia fruticosa* et *Heteropolypus* spp. peuvent se fixer directement sur un substrat meuble.	Tiré de Gullage *et al.* (2022)
Plumes de mer	*Umbellula encrinus, Anthoptilum grandiflorum, Balticina finmarchica (= Halipteris finmarchica), Ptilella grandis (= Pennatula grandis), Pennatula aculeata, Funiculina quadrangularis*	Coraux de l'ordre des pennatulacés. Comprennent à la fois les morphologies en plume (p. ex., *Pennatula* spp.) et en fouet (p. ex., *Balticina* spp., *Protoptilum* spp.).	++	-	On les trouve principalement sur un substrat meuble. Partiellement enterrées en permanence dans les sédiments (pédoncule). Certaines espèces peuvent s'enfouir complètement dans le substrat (p. ex., *Pennatula aculeata*, Langton *et al.* 1990) à la suite d'indices que l'on ne comprend pas encore entièrement, mais qui pourraient influencer leur capturabilité dans les chaluts. Au moins une espèce des eaux canadiennes du Pacifique est fixée à un substrat dur (*Anthoptilum* cf. *lithophilum*).	Tiré de Gullage *et al.* (2022)

Groupe fonctionnel	Exemple d'espèces	Description	Fixation (« + » indique la présence)		Remarques	Référence
			Fond meuble	Fond dur		
Coraux noirs	*Stauropathes arctica, Bathypathes* spp.	Coraux de l'ordre des antipathaires. Ils ont un squelette organique en forme de fil métallique composé de couches concentriques de protéines et de chitine. La forme des colonies varie d'une morphologie en branches (p. ex., *Stauropthes* sp.) à une morphologie ressemblant à une plume (p. ex., *Bathypathes* sp.) ou à un fouet (p. ex., *Stichopathes* sp.). Certaines espèces peuvent dépasser 1 m de hauteur, mais la plupart ont une hauteur inférieure à 50 cm.	-	++	On les trouve moins fréquemment dans les relevés au chalut comparativement aux autres coraux.	Tiré de Gullage *et al.* (2022)
Coraux qui forment des récifs	*Lophelia pertusa* (le nom accepté est *Desmophyllum pertusum*, mais l'espèce est désignée ici sous le nom *Lophelia* en raison de l'importante documentation sur ce corail utilisant l'ancien nom)	Coraux de l'ordre des scléractiniaires qui forment de vrais récifs.	-	++	La région des Maritimes abrite le seul récif vivant de *Lophelia pertusa* connu au Canada atlantique. Des débris denses de *L. pertusa* dans le centre du détroit de Georgia (région du Pacifique) ont été trouvés en 2005 (Conway *et al.* 2007), donnant à penser que des communautés coralliennes ont dominé ce site pendant plusieurs siècles dans le passé et en 2021, un récif vivant de *Lophelia* a été découvert dans le chenal Finlayson, dans les voies navigables de la côte centrale de la Colombie-Britannique, entre 180 et 210 m (Cherisse Du Preez, comm. pers.).	Conway *et al.* (2007); P. Buhl-Mortensen *et al.* (2017); Beazley *et al.* (2021)

Groupe fonctionnel	Exemple d'espèces	Description	Fixation (« + » indique la présence)		Remarques	Référence
			Fond meuble	Fond dur		
Scléractiniaires (solitaires)	*Flabellum alabastrum, Flabellum angulare, Desmophyllum dianthus, Vaughanella margaritata, Balanophyllia elegans*	Coraux solitaires de l'ordre des scléractiniaires. Ils ont un squelette en $CaCO_3$ et peuvent être trouvés libres (non fixés) sur des fonds meubles ou fixés à des substrats durs. Dans les eaux canadiennes de l'Atlantique, ce groupe est principalement représenté par *Flabellum* spp., surtout *F. alabastrum*, une espèce vivant librement sur les fonds meubles.	++	+	Les individus sont petits (généralement moins de 5 cm de hauteur), mais peuvent se regrouper. Les autres espèces incluses dans ce groupe sont rares ou capturées peu fréquemment dans les relevés au chalut au Canada atlantique (p. ex., *Vaughanella* sp., *Javania* sp., *Fungiacyathus* sp.).	Wilborn *et al.* (2021); tiré de Gullage *et al.* (2022)
Hydrocoraux	*Stylaster* spp., *Errinopora* spp., *Stylantheca* spp.	Coraux de l'ordre des anthoathécates (classe des hydrozoaires). Ils ont un squelette en $CaCO_3$ et peuvent présenter une morphologie ramifiée, incrustante ou lamellaire. Dans les régions de Terre-Neuve et du Pacifique, les colonies présentent habituellement une morphologie ramifiée. Ils sont aussi appelés « coraux dentelés ».	-	+	On les capture rarement lors des relevés au chalut dans l'Atlantique (*Stylaster* spp. seulement), mais ils sont courants dans les eaux canadiennes du Pacifique, où l'on peut trouver des colonies isolées ou très denses. Les espèces observées dans ces régions ont une morphologie ramifiée et une hauteur inférieure à 30 cm.	Boutillier *et al.* (2010);; tiré de Gullage *et al.* (2022)
Récifs d'éponges siliceuses	*Aphrocallistes vastus, Heterochone calyx, Farrea occa* et espèces non structurantes.	Uniques à l'échelle mondiale. Formés, au terme de siècles de croissance, sur une structure de spicules d'éponges siliceuses qui retiennent les sédiment, formant de grandes biohermes.	+	++	Bien que les récifs soient formés de trois espèces d'éponges, plusieurs autres éponges sont présentes sur les structures des récifs et à proximité. Présents uniquement dans la région du Pacifique.	Krautter *et al.* (2001)

Groupe fonctionnel	Exemple d'espèces	Description	Fixation (« + » indique la présence)		Remarques	Référence
			Fond meuble	Fond dur		
Lits d'éponges de la classe des hexactinellides (*Vazella)*	*Vazella pourtalesii*	Les éponges *Vazella* peuvent former des assemblages monospécifiques, mais elles peuvent également être présentes dans des lits d'éponges multispécifiques.	-	++	Espèce enregistrée uniquement dans la région des Maritimes.	Beazley *et al.* (2018)
Lits d'éponges astrophorides (p. ex., *Geodia*).	Genres *Geodia*, *Stryphnus*, *Stelletta* et *Thenea* spp.	Les concentrations denses de démosponges astrophorides sont courantes dans les profondeurs du plateau inférieur, bathyales et abyssales. Elles comprennent souvent d'autres éponges. La faune est dominée par de grandes espèces du genre *Geodia*, avec d'autres astrophoriees des genres *Stryphnus, Stelletta* et *Thenea*.	++	+	Atteignent une grande biomasse sur le talus de Terre-Neuve et dans l'Arctique de l'est.	Maldonado *et al.* (2017)
Autres : éponges diverses	Variées	Comprend les éponges qui ont été systématiquement enregistrées dans les relevés scientifiques réalisés à l'aide de systèmes de caméras sous-marines et dans les relevés multispécifiques au chalut, mais qui n'ont pas été incluses dans les groupes précédents.	+	+	La plupart des éponges sont difficiles à identifier à partir d'enregistrements vidéo, et l'identification à partir de relevés multispécifiques n'a pas été effectuée systématiquement; de nombreux enregistrements antérieurs sont à un faible niveau de résolution taxonomique. Cependant, avec les progrès des connaissances sur les éponges de toutes les régions du Canada, il sera possible de définir plus de groupes fonctionnels d'éponges associés à des conditions environnementales communes à l'avenir.	Beazley *et al.* (2019); Dinn *et al.* (2019); Hawkes *et al.* (2019)

Tableau 3. Lien entre les avantages indirects pour la conservation de la biodiversité connus, les groupes de coraux et d'éponges et les AMCEZ.

Groupe fonctionnel/groupe	**Avantage indirect pour la conservation de la biodiversité**			
	Cycle biogéochimique		**Création d'habitat**	**Dynamique prédateur-proie**
	Cycle nutritif	**Bioturbation**		
Grandes gorgones	- Augmentation des flux d'éléments nutritifs (Pierrejean *et al.* 2020)	- Les colonies de coraux bambous *Keratoisis flexibilus* sont ancrées directement sur des sédiments meubles (p. ex., Neves *et al.* 2014).	- Invertébrés (Mortensen et Buhl-Mortensen 2005; De Clippele *et al.* 2015) - Invertébrés et poissons (Neves *et al.* 2015b; Pierrejean *et al.* 2020) - Crevette nordique (Hiltz *et al.* 2018) - Éponges (Dinn *et al.* 2020a)	- L'étoile de mer *Hippasteria phrygiana* se nourrit de grandes gorgones. http://echinoblog.blogspot.com/2013/07/who-eats-who-figuring-out-feeding-in.html), Krieger et Wing (2002)
Petites gorgones	- Suspensivores (Gili et Coma 1998; Sherwood *et al.* 2008; Gasbarro *et al.* 2018)	- Les colonies de coraux bambous *Acanella arbuscula* sont habituellement ancrées directement sur des sédiments meubles (Deichmann 1936).	- Anémones, amphipodes et hydroïdes (Buhl-Mortensen *et al.* 2010)	-
Coraux mous	- Suspensivores (Gili et Coma 1998; Sherwood *et al.* 2008; Gasbarro *et al.* 2018) - Dépositivores (Slattery *et al.* 1997)	- Les coraux mous peuvent vivre directement sur des sédiments meubles (Slattery *et al.* 1997)[1]	- Fausses étoiles de mer juvéniles (Neves *et al.* 2020) - Crustacés	- L'étoile de mer *H. phrygiana* se nourrit de coraux mous (Gale *et al.* 2013)
Plumes de mer	- Suspensivores (Gili et Coma 1998; Sherwood *et al.* 2008; Baillon *et al.* 2016; Gasbarro *et al.* 2018)	OSPAR 2010[1]	- Petits invertébrés planctoniques et benthiques (Birkeland 1974; Baillon *et al.* 2016)	- L'étoile de mer *H. phrygiana* se nourrit de plumes de mer (Gale *et al.* 2013).

Groupe fonctionnel/groupe	Avantage indirect pour la conservation de la biodiversité			
	Cycle biogéochimique		Création d'habitat	Dynamique prédateur-proie
	Cycle nutritif	Bioturbation		
			- Larves de sébastes (Baillon *et al.* 2012) - Habitat de galathées (De Clippele *et al.* 2015)[1]	
Coraux qui forment des récifs	Puits de carbone (tampon pour les effets des changements climatiques et l'acidification des océans; Maier *et al.* 2009)	-	- Invertébrés (Buhl-Mortensen *et al.* 2017b) - Poissons (Husebø *et al.* 2002; Costello *et al.* 2005)[1]	-
Coraux noirs	Suspensivores (le zooplancton est un élément important de leur alimentation; Wagner *et al.* 2012)[2]	-	- Invertébrés (Wagner *et al.* 2012)	-
Scléractiniaires (solitaires)	- Puits de carbone (tampon pour les effets des changements climatiques et l'acidification des océans; Martínez-Dios *et al.* 2020)	- Plusieurs espèces vivent directement sur des sédiments meubles (p. ex., *Flabellum alabastrum*), dénotant de possibles activités de bioturbation. - Au moins une espèce de corail solitaire a un comportement de fouisseur (Sentoku *et al.* 2016), qui pourrait être observé chez d'autres espèces.	-	- Il a été démontré que les scléractiniaires solitaires comme *Flabellum alabastrum* ont un régime carnivore, comparativement aux coraux coloniaux ayant des polypes plus petits, dont beaucoup se nourrissent de matières organiques particulaires (Sherwood *et al.* 2008).

Groupe fonctionnel/groupe	Avantage indirect pour la conservation de la biodiversité			
	Cycle biogéochimique		Création d'habitat	Dynamique prédateur-proie
	Cycle nutritif	Bioturbation		
Hydrocoraux	- Suspensivores (Gili et Coma 1998; Imbs *et al.* 2016; Gasbarro *et al.* 2018) - Puits de carbone (tampon pour les effets des changements climatiques et l'acidification des océans; Lewis 2006)	-	- Invertébrés (Stone 2006), Etnoyer et Morgan (2006), Häussermann et Försterra (2007), Gomes-Pereira *et al.* (2017)[2]	-
Éponges diverses	- On peut supposer que leur cycle nutritif est semblable à celui qui est indiqué pour les autres éponges.	-	- Invertébrés (Beazley et Kenchington 2015) - Aire de croissance de céphalopodes (Hayes *et al.* 2010)	- L'étoile de mer *Ceramaster granularis* se nourrit d'éponges (Gale *et al.* 2013).
Éponges astrophorides	- Grande consommation de carbone (Pham *et al.* 2019).	-	- Accroissent l'abondance et la diversité de la macrofaune (Ashford *et al.* 2019).	-
Récifs d'éponges siliceuses	- Cycle nutritif (capture de l'énergie pour le réseau trophique; Kahn *et al.* 2016). - Puits de carbone (tampon pour les effets des changements climatiques et l'acidification des océans; Kahn *et al.* 2015). - Excrétion de déchets d'ammoniac (contribue à la production	-	- Sébastes juvéniles (Chu et Leys 2010) et adultes (Marliave *et al.* 2009). - Habitat du crabe à longues pattes (Chu et Leys 2010). -Habitat de galathées (Chu et Leys 2010). - Habitat du crabe royal (Chu et Leys 2010). - Habitat de la crevette tachetée (Cook *et al.* 2008).	- Le nudibranche *Peltodoris lentiginosa* se nourrit d'éponges siliceuses (Chu et Leys 2012). - Il a été signalé qu'un annélide *Procerea* sp. se nourrit d'éponges siliceuses, ainsi que de crabes, de nudibranches, d'étoiles de mer, de galathées et de crevettes tachetées (Archer *et al.* 2020a).

Groupe fonctionnel/groupe	Avantage indirect pour la conservation de la biodiversité			
	Cycle biogéochimique		Création d'habitat	Dynamique prédateur-proie
	Cycle nutritif	Bioturbation		
	primaire; Kahn *et al.* 2015). - Puits de silicium (contribue à la productivité primaire des diatomées; Chu *et al.* 2011). - Suspensivores (Gili et Coma 1998; Dunham *et al.* 2018)		- Habitat de la petite étoile rouge-sang (Cook *et al.* 2008). - Habitat de la chimère (Cook *et al.* 2008) - Association avec des polychètes (Archer *et al.* 2020a). - Association avec des némertes (Archer *et al.* 2020a). - Association avec platyhelminthes (Archer *et al.* 2020a).	
Lits d'éponges *Vazella*	- Puits de silicium (module la productivité primaire des océans; Maldonado *et al.* 2020).	-	- Habitat de galathées (Hawkes *et al.* 2019).	-

Les cellules vides dans chaque combinaison de groupe et d'avantage indirect pour la conservation de la biodiversité ne signifient pas nécessairement l'absence d'un lien. À mesure que la recherche se poursuivra, il est probable que de nouveaux liens seront déterminés et que les liens actuellement connus pour des groupes et des régions précis pourraient être élargis.

[1] Références tirées d'autres zones où vivent des espèces semblables à celles présentes au Canada.
[2] Références tirées d'autres zones où vivent des espèces non présentes au Canada.

Tableau 4. Critères de sélection pour les indicateurs liés à l'état et aux pressions qui pourraient être utilisés dans le cadre du suivi des AMCEZ canadiennes abritant des coraux ou des éponges.

	Indicateurs liés à l'état												**Indicateurs liés aux pressions**									
Critère	Abondance	Biomasse	Répartition	Indices de la diversité	Structure de taille	Rapport vivant:mort	% de coraux avec zoanthaires	Superficie et densité des parcelles	Isolement et proximité des parcelles	Connectivité des parcelles	Indice de contagion des parcelles	Étendue des récifs de *Lophelia*	Répartition/concentration des activités de pêche	Zones non touchées par des engins entrant en contact avec le fond	Répartition des activités pétrolières et gazières	Sédiments d' origine anthropique	Effets chimiques des activités pétrolières et gazières	Événements anormaux	Bloom de phytoplancton	Couverture de glace de mer	Déchets sur les fonds marins	Câbles sous-marins
Fondement théorique	X	X	X	X	X	X	X	-	-	-	-	-	X	X	X	X	X	-	X	X	X	-
Mesure	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	?	X	X	X	?
Données historiques	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	?	X	X	X	-	-	-	X	X	-	-
Sensibilité	X	X	X	X	X	X	-	X	X	X	X	X	X	X	-	X	X[1]	-	?	X[2]	X	X[3]
Réactivité	X	X	X	X	X	X	-	X	X	X	X	X	X	X	-	-	X[1]	-	X	X[2]	-	X[3]
Précision	X	X	-	X	X	X	-	X	X	X	X	X	-	X	-	X	X[1]	X	-	X[2]	X	-

Les critères sont fondés sur les indicateurs de suivi de réseau du MPO (MPO 2013). Les indicateurs propres aux récifs d'éponges n'ont pas été inclus ici parce qu'ils ont déjà été abordés dans Dunham et al. (2018). Les avantages pour l'environnement et les avantages indirects pour la conservation de la biodiversité n'ont pas été inclus parce qu'ils représentent des paramètres différents, qui pourraient réagir différemment. La réactivité d'un critère est représentée par un « X ». Les valeurs nulles ne signifient pas nécessairement qu'un critère ne s'applique pas (elles peuvent représenter des lacunes dans les connaissances). Les points d'interrogation représentent la possibilité qu'un indicateur réponde à un critère, mais pour lequel des renseignements supplémentaires sont nécessaires.

[1] Par rapport aux pressions des activités pétrolières et gazières.
[2] Par rapport au changement climatique.
[3] Par rapport à lui-même.

Tableau 5. Résumé des indicateurs liés à l'état appropriés qui pourraient être utilisés dans le cadre du suivi des AMCEZ canadiennes abritant des coraux ou des éponges.

Indicateur	**Gorgones**	**Plumes de mer**	**Coraux mous**	**sclératiniaire solitaires**	**Coraux noirs**	**Coraux qui forment des récifs**	**Éponges siliceuses (récif)**	**Éponges siliceuses (sans récif)**	**Éponges astrophorides (p. ex., *Geodia*)**	**Éponges diverses**	**But/forces**	**Limites**	**Outils privilégiés**
Abondance	x	x	x	x	x	x[1]	x[2]	x	x	x	- Biodiversité - Fonction - Succès de reproduction - Facile à mesurer	- Les petits spécimens pourraient ne pas être pris en compte	- Relevés par imagerie
Biomasse	x	x	x	x	x	-	-	x[3]	x	x	- Fonction écologique - Succès de reproduction - Recensement des points chauds de la diversité - Possibilité d'utiliser les données des relevés scientifiques au chalut - Le poids direct est facile à mesurer	- La biomasse des éponges siliceuses peut être trompeuse, car elles sont très légères[3] - Il faudrait calibrer les relations taille-poids si l'on utilise des outils d'imagerie	- Relevés par imagerie - Relevés scientifiques au chalut (s'ils se poursuivent au sein des AMCEZ)

Indicateur	**Gorgones**	**Plumes de mer**	**Coraux mous**	**sclératiniaire solitaires**	**Coraux noirs**	**Coraux qui forment des récifs**	**Éponges siliceuses (récif)**	**Éponges siliceuses (sans récif)**	**Éponges astrophorides (p. ex., *Geodia*)**	**Éponges diverses**	**But/forces**	**Limites**	**Outils privilégiés**
Répartition	x	x	x	x	x	x	x[4]	x	x	x	- Résilience de l'écosystème - Fonction écosystémique - Diversité génétique - Possibilité d'utiliser les données des relevés scientifiques au chalut	- Une bonne résolution taxonomique est nécessaire	- Relevés par imagerie avec échantillonnage
Indices de la diversité	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	- Biodiversité - Structure des communautés - Résilience de l'écosystème - Fonction écosystémique - Diversité génétique	- Des données de qualité sur l'abondance et la richesse sont nécessaires	- Relevés par imagerie avec échantillonnage
Structure de taille	x	x	x	x	x	-	-	x	x	x	- Fonction écologique	- Limitation pour les organismes	- Relevés par imagerie avec échantillonnage

Indicateur	Gorgones	Plumes de mer	Coraux mous	sclératiniaire solitaires	Coraux noirs	Coraux qui forment des récifs	Éponges siliceuses (récif)	Éponges siliceuses (sans récif)	Éponges astrophorides (p. ex., *Geodia*)	Éponges diverses	But/forces	Limites	Outils privilégiés
											- Succès de reproduction	ayant des corps verticaux - Mesure difficile à partir de données vidéo - Les échantillons prélevés au chalut peuvent être biaisés en fonction de la taille	
Rapport vivant:mort et état	x	-	-	-	x	x	x	-	-	-	- Taux de mortalité - Stress physiologique	- Limitation pour les gorgones en raison de la difficulté à déterminer avec précision le nombre de colonies mortes (deux fragments	- Relevés par imagerie - Échantillons physiques (évaluations de la valeur sélective)

Indicateur	**Gorgones**	**Plumes de mer**	**Coraux mous**	**sclératiniaire solitaires**	**Coraux noirs**	**Coraux qui forment des récifs**	**Éponges siliceuses (récif)**	**Éponges siliceuses (sans récif)**	**Éponges astrophorides (p. ex., *Geodia*)**	**Éponges diverses**	**But/forces**	**Limites**	**Outils privilégiés**
												équivalent à une ou deux colonies). - Contraste visuel clair entre les parties vivantes et mortes des colonies de *Lophelia* et des récifs d'éponges	
Pourcentage de coraux avec zoanthaires	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	- Stress physiologique	- Difficile à mesurer - Besoin d'images ciblées	- Relevés par imagerie (ROV de préférence)
Superficie et densité des parcelles	x	x	x	x	-	-	-	x	x	x	- Biodiversité - Fonction écologique - Succès de reproduction	- Une définition claire de ce qu'est une parcelle est requise par	- Relevés par imagerie

Indicateur	**Gorgones**	**Plumes de mer**	**Coraux mous**	**sclératiniaire solitaires**	**Coraux noirs**	**Coraux qui forment des récifs**	**Éponges siliceuses (récif)**	**Éponges siliceuses (sans récif)**	**Éponges astrophorides (p. ex., *Geodia*)**	**Éponges diverses**	**But/forces**	**Limites**	**Outils privilégiés**
												groupe fonctionnel	
Isolement et proximité des parcelles	x	x	x	x	-	-	-	x	x	x	- Succès de reproduction - Diversité génétique	- Une définition claire de ce qu'est une parcelle est requise par groupe fonctionnel	- Relevés par imagerie
Connectivité des parcelles	x	x	x	x	-	-	-	x	x	x	- Succès de reproduction - Diversité génétique	- Une définition claire de ce qu'est une parcelle est requise par groupe fonctionnel	- Relevés par imagerie avec échantillonnage (études génétiques)
Indice de contagion des parcelles	x	x	x	x	-	-	x	x	x	x	- Succès de reproduction	- Une définition claire de ce qu'est une parcelle est requise par groupe fonctionnel	- Relevés par imagerie avec échantillonnage (études génétiques)

Indicateur	**Gorgones**	**Plumes de mer**	**Coraux mous**	**sclératiniaire solitaires**	**Coraux noirs**	**Coraux qui forment des récifs**	**Éponges siliceuses (récif)**	**Éponges siliceuses (sans récif)**	**Éponges astrophorides (p. ex., *Geodia*)**	**Éponges diverses**	**But/forces**	**Limites**	**Outils privilégiés**
Étendue des récifs de *Lophelia*	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	- Obtention de renseignements sur l'étendue des récifs - Utilisation possible pour évaluer les dommages physiques causés aux récifs (p. ex., récif brisé)	- Manque de données sur l'étendue réelle des récifs	- Relevés par imagerie - Relevés acoustiques
Taxa indicateurs des récifs d'éponges vivantes	-	-	-	-	-	?	x	-	-	-	- Certains taxons présentent des associations importantes avec des types d'habitat particuliers et leur présence peut indiquer l'état des récifs	-	- Relevés par imagerie (ROV de préférence)
Catégories d'habitats de structure de récifs (aucun récif visible, récif mort, récif	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	- Proportions relatives de ces quatre catégories d'habitat	-	- Relevés par imagerie

Indicateur	**Gorgones**	**Plumes de mer**	**Coraux mous**	**sclératiniaire solitaires**	**Coraux noirs**	**Coraux qui forment des récifs**	**Éponges siliceuses (récif)**	**Éponges siliceuses (sans récif)**	**Éponges astrophorides (p. ex., *Geodia*)**	**Éponges diverses**	**But/forces**	**Limites**	**Outils privilégiés**
mixte, récif vivant)													
Potentiel de rétablissement	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	- Recolonisation et repousse - Couverture morte en % - % d'habitat visible - Catégories combinées	- Les recrues peuvent être difficiles à voir	- Relevés par imagerie avec échantillonnage
Avantages indirects pour la conservation de la biodiversité	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	- Associations d'espèces (p. ex., sébastes et plumes de mer) - Diversité de l'endofaune - Densité et zone des oscules (c.-à-d. approximations du taux de filtration de l'éponge) - Contribution aux cycles biogéochimiques	-	- Données d'imagerie (mesures des oscules d'éponges), associations d'espèces - Échantillonnage des sédiments (benne/carottier, ROV avec capacité de carottage sous pression de préférence)

Indicateur	Gorgones	Plumes de mer	Coraux mous	sclératiniaire solitaires	Coraux noirs	Coraux qui forment des récifs	Éponges siliceuses (récif)	Éponges siliceuses (sans récif)	Éponges astrophorides (p. ex., *Geodia*)	Éponges diverses	But/forces	Limites	Outils privilégiés
Indicateurs liés à l'environnement	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	- Collecte de données sur l'environnement pour faciliter l'interprétation des changements	- Aucune limite importante	- Échantillonnage océanographique (p. ex., profils CTP, échantillons de plancton) - Données satellitaires

Les coraux et les éponges sont répertoriés par groupes fonctionnels. Les critères sont fondés sur le document du MPO (2013) et les indicateurs sont fondés sur la recherche documentaire (décrite dans le texte). La liste de tous les indicateurs considérés est présentée au tableau 4.

[1] Lorsque les colonies peuvent être distinguées les unes des autres.
[2] Mesure en pourcentage de la couverture.
[3] La biomasse pour les échantillons d'éponge siliceuse peut être trompeuse, car ces organismes sont très légers.
[4] Éponges vivantes.

Tableau 6. Résumé des outils employés dans le cadre des relevés des fonds marins qui peuvent l'être dans le cadre des programmes de suivi.

Outil	Type de données	Cible en matière de données	Couverture spatiale	Environnements
ROV	Imagerie, échantillons, acoustique	Épifaune (endofaune avec un carottier sous pression)	En continu	Tous
Mini ROV	Imagerie, échantillons[1]	Épifaune	En continu	Tous
Submersible habité	Imagerie, échantillons	Épifaune	En continu	Tous
VSA	Imagerie, acoustique	Fond marin, épifaune	En continu	Tous
Caméra lestée	Imagerie	Épifaune	Point	Zones à fond plat
SVSR	Imagerie	Épifaune	Transect	Zones à fond plat
Stations vidéo sous-marines appâtées	Imagerie	Poissons démersaux, épifaune	Point (surtout qualitatif pour la faune sessile)	Zones à fond plat
Chaluts/dragues	Échantillons (biologiques et sédiments)	Mégafaune, épifaune	Transect (qualitatif)	Zones à fond plat
Échantill. de séd.	Échantillons (biologiques et sédiments)	Macrofaune, endofaune	Point	Zones de sédiments non consolidés
Échosondeur multifaisceaux	Bathymétrie, rétrodiffusion	Plancher océanique	En continu	Tous
ADNe	Échantillons (eau et sédiments)	ADN	Point	Colonne d'eau, zones de sédiments mixtes non consolidés
Mouillages	Océanographique, échantillons[2]	Physique, échantillonnage[2]	Point	Zones à fond plat
Atterrisseurs benthiques	Imagerie, échantillons[1], acoustique	Physique, échantillonnage	Point	Zones à fond plat
Hydrophones	Acoustique	Faune	Point	Tous

Adapté de Przeslwaski et Foster (2018). Échantill. de séd. = échantillonneurs de sédiments (p. ex., carottes).

[1] Limités.
[2] Par exemple, pièges à sédiments.

Tableau 7. Caractéristiques des technologies actuelles convenant aux relevés benthiques.

Caractéristique	Imagerie							Contact avec le fond			Autres outils				
	ROV	Mini ROV	Submersible habité	VSA	Caméra lestée	VSR	Stations vidéo sous-marines appâtées	Traîneau/chalut	Dragues	Bennes, carottiers	Échosondeur multifaisceaux	ADNe	Mouillages	Atterrisseur benthique	Hydrophones
Couverture spatiale continue à grande échelle	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-
Couverture spatiale continue à petite échelle	X	X	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-
Sans prélèvement	X	X	X	X	X[1]	X[1]	X	-	-	-	X	X	X	X	X
Répétabilité	X	-	X	X	-	-	-	-	-	-	X	X	X	-	X
Capacité à échantillonner dans divers environnements	X	X	X	X	X[2]	X[2]	X	-	X	-	X	X	-	X	X
Identification au niveau de l'espèce (c.-à-d. échantillonnage possible)	X	-	X	-	-	-	-	X	X	X	-	X	-	-	X
Analyses génétiques ou morphologiques possibles	X	-	X	-	-	-	-	X	X	X	-	X	-	-	-
Observation du comportement	X	X	X	-	X	X	X	-	-	-	-	-	-	X	X
Observation de la cryptofaune	X	X	X	-	-	-	-	X	X	X	-	-	-	-	X
Données quantitatives	X	X	X	X	X	X	X	-	-	X	X	X	-	X	X
Données physiques et biologiques simultanées	X	-	X	X	-	-	-	X[3]	-	X	-	X	X	X	X
Expertise technique minimale	-	X	-	-	X	X	X	X	X	X	-	-	-	-	-
Flexibilité concernant le navire	-	X	-	-	X	X	X	-	-	X	X	X	-	X	X
Accès à l'équipement (facilité)	-	X	-	-	X	X	X	X	X	X	X	X	-	-	X
Coût (sans tenir compte du temps-navire)	$$$	$	$$$	$$$	$$	$$	$$	$	$	$	$$	$	$$	$$$	$

La présence d'une certaine caractéristique est représentée par un « X », sauf pour le coût, où des symboles de dollar ont été utilisés pour afficher des coûts variant de faibles ($) à élevés ($$$). Adapté de Przeslwaski et Foster (2018).

[1] Les caméras lestées peuvent être invasives lorsqu'elles sont déployées à l'aveuglette.
[2] Utilisation limitée dans les zones à fort relief vertical.
[3] Outil pouvant être associé à des instruments de mesure de la conductivité, de la température et de la profondeur (mais peu courant).

Tableau 8. Définitions de termes précis se rapportant au plan d'échantillonnage.

Terme	Définition
Unités d'échantillonnage	Les unités d'échantillonnage peuvent être considérées comme des « éléments » distincts qui fournissent des mesures d'une variable, d'un attribut ou d'une caractéristique en particulier.
Échantillon	Un ensemble d'unités d'échantillonnage pour lesquelles on peut tirer des conclusions généralisées par inférence au sujet de la population.
Précision	Le degré de concordance entre un certain nombre de mesures ou d'estimations pour la même population. La précision se reflète dans la variabilité d'une estimation.
Exactitude	La proximité d'une mesure ou d'une estimation à la valeur réelle de la population, en ce qui a trait au biais et à la précision de la mesure.
Puissance statistique (1-β)	La probabilité qu'un test rejette correctement l'hypothèse nulle lorsqu'elle est fausse. Elle est dérivée en se fondant sur le niveau de signification statistique (α), l'ampleur de l'effet (ES), la taille de l'échantillon (N) et la variabilité des paramètres (σ).
Autocorrélation spatiale	Le schéma selon lequel les observations provenant d'emplacements voisins sont susceptibles d'avoir une valeur semblable à celle prévue en raison du hasard seulement par rapport aux emplacements plus éloignés. Cela peut donner lieu à une inférence erronée si l'analyse n'en tient pas compte.
Corrélation en série	La corrélation d'une variable avec elle-même entre différents points d'une série chronologique.
Pseudorépétition	L'augmentation du nombre de points de données par la non-indépendance. Elle peut être évitée par un plan d'échantillonnage approprié.
Méthodes d'échantillonnage probabilistes	Il s'agit de l'échantillonnage aléatoire simple, de l'échantillonnage aléatoire stratifié et de l'échantillonnage systématique. En général, ils réduisent au minimum les erreurs systématiques et sont considérés comme plus rigoureux sur le plan statistique.
Méthodes d'échantillonnage non probabilistes (échantillonnage au jugé)	La sélection subjective des unités d'échantillonnage sans aucune forme de randomisation. Il faut s'assurer d'utiliser des techniques statistiques appropriées et examiner les données pour faire des inférences au sujet d'une population plus vaste.

Adapté de Noble-James et al. 2018.

9. FIGURES

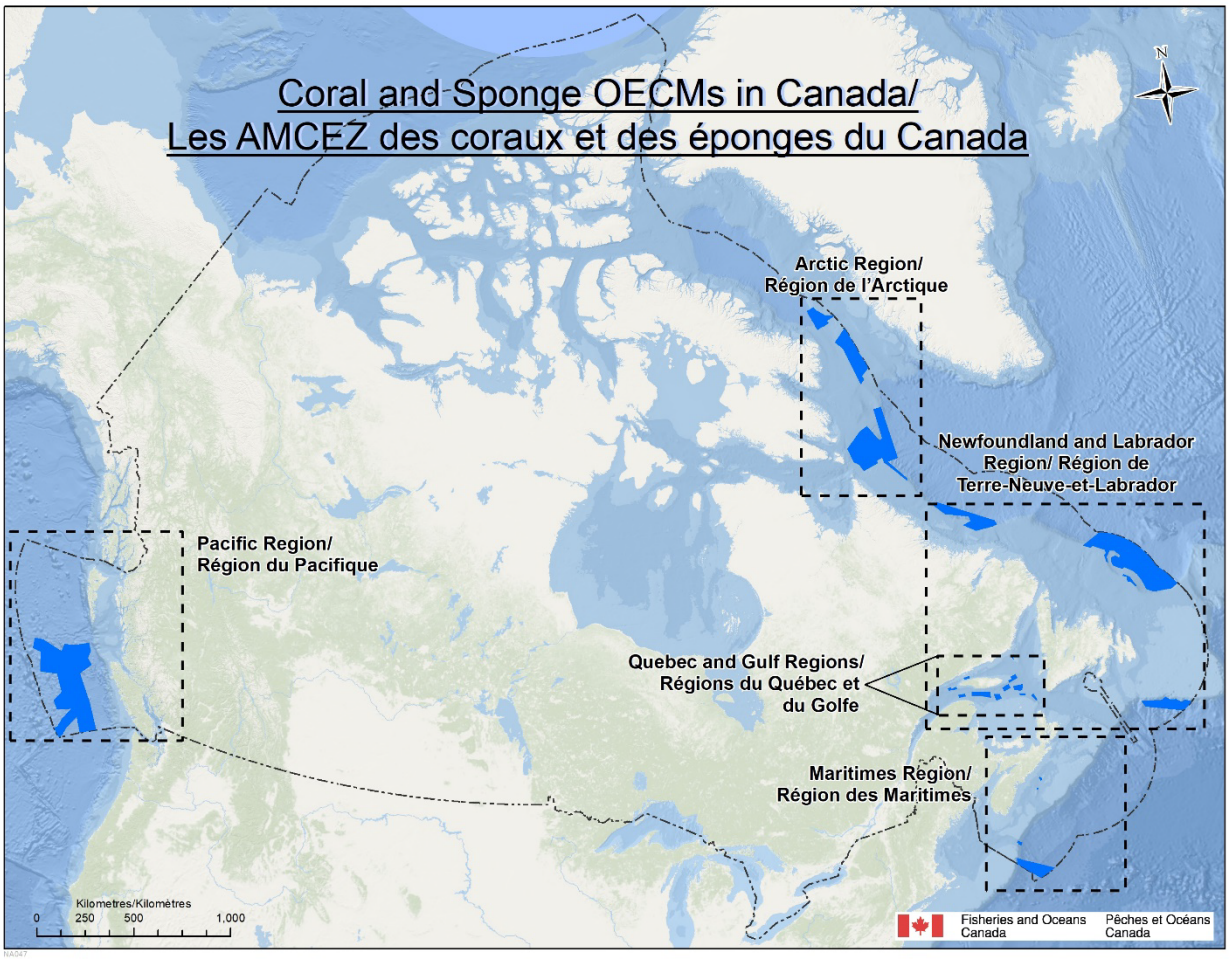


Figure 1. Emplacement des AMCEZ abritant des coraux et des éponges d'eaux froides au Canada. Au moment de la publication, le Canada compte 59 AMCEZ, dont 40 sont établies pour protéger des écosystèmes benthiques abritant des coraux ou des éponges d'eaux froides.

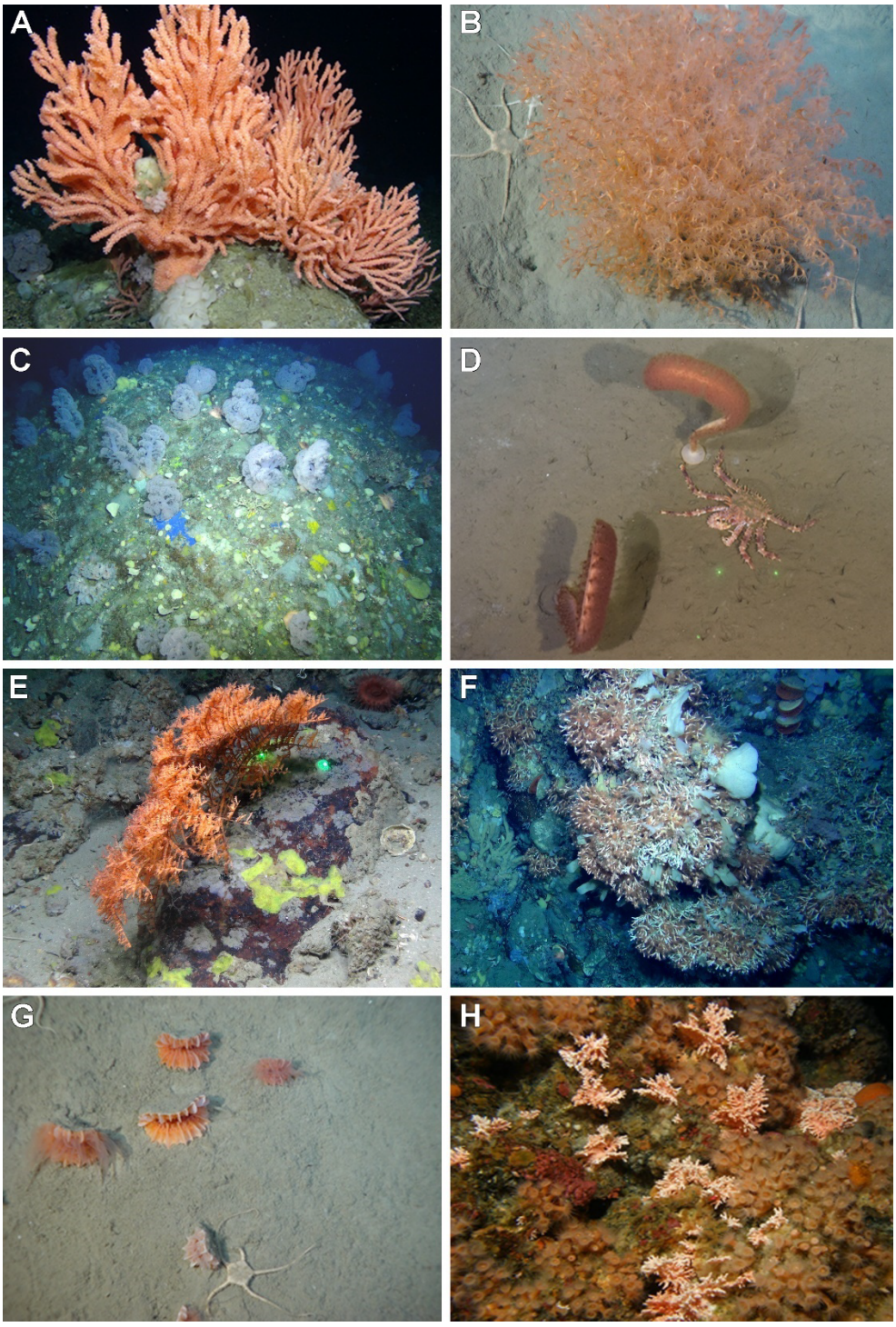


Figure 2. Groupes de coraux aux fins de suivi.A. Grandes gorgones, crédit photo : ArcticNet-CSSF-MPO. B. Petite gorgone, crédit photo : MPO. C. Coraux mous, crédit photo : ArcticNet-CSSF-MPO. D. Plumes de mer, crédit photo : MPO-Oceana Canada-CSSF. E. Corail noir, crédit photo : Amundsen Science 2021. F. Coraux qui forment des récifs, crédit photo : ArcticNet-CSSF-MPO. G. Scléractiniaires, crédit photo : MPO. H. Hydrocoraux, crédit photo : MPO-NOAA.

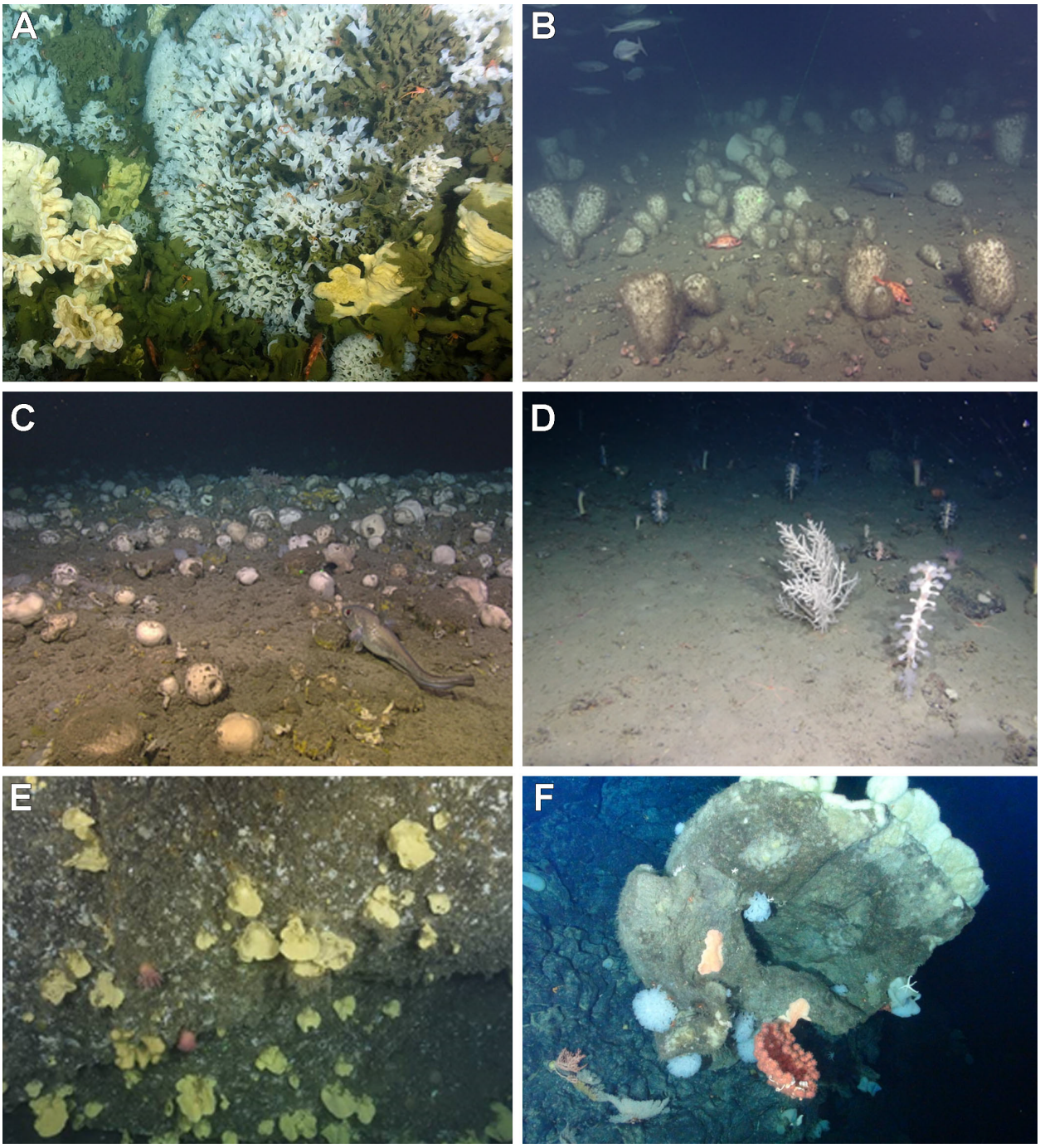


Figure 3. Groupes d'éponges aux fins de suivi. A. Récifs d'éponges siliceuses, crédit photo : MPO/Sally Leys/Université de l'Alberta/CSSF/ROPOS. B. Lits d'éponges Vazella, crédit photo : Beazley et al. 2018. C. Éponges astrophorides, crédit photo : MPO. D. Éponges diverses : éponges carnivores dans les eaux canadiennes de l'Arctique de l'est, crédit photo : ArcticNet/CSSF/MPO. E. Éponges diverses : Plicatellopsis bowerbanki *dans le chenal Laurentien, crédit photo : MPO/Oceana Canada/CSSF. F. Éponges diverses : Éponges sur le mont sous-marin Union dans le Pacifique, crédit photo : MPO.*

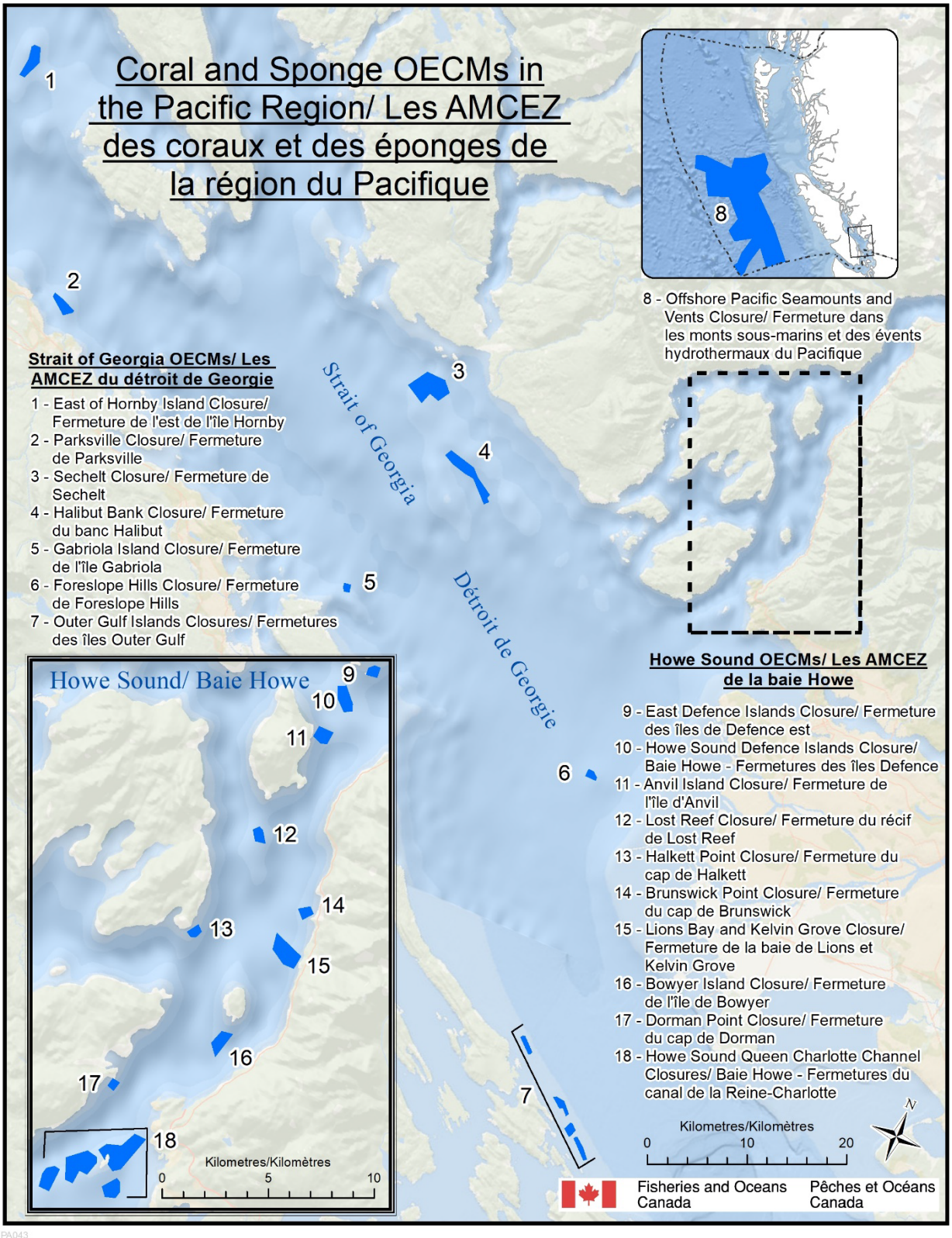


Figure 4. Emplacement des 17 AMCEZ abritant des coraux ou des éponges dans la région du Pacifique.

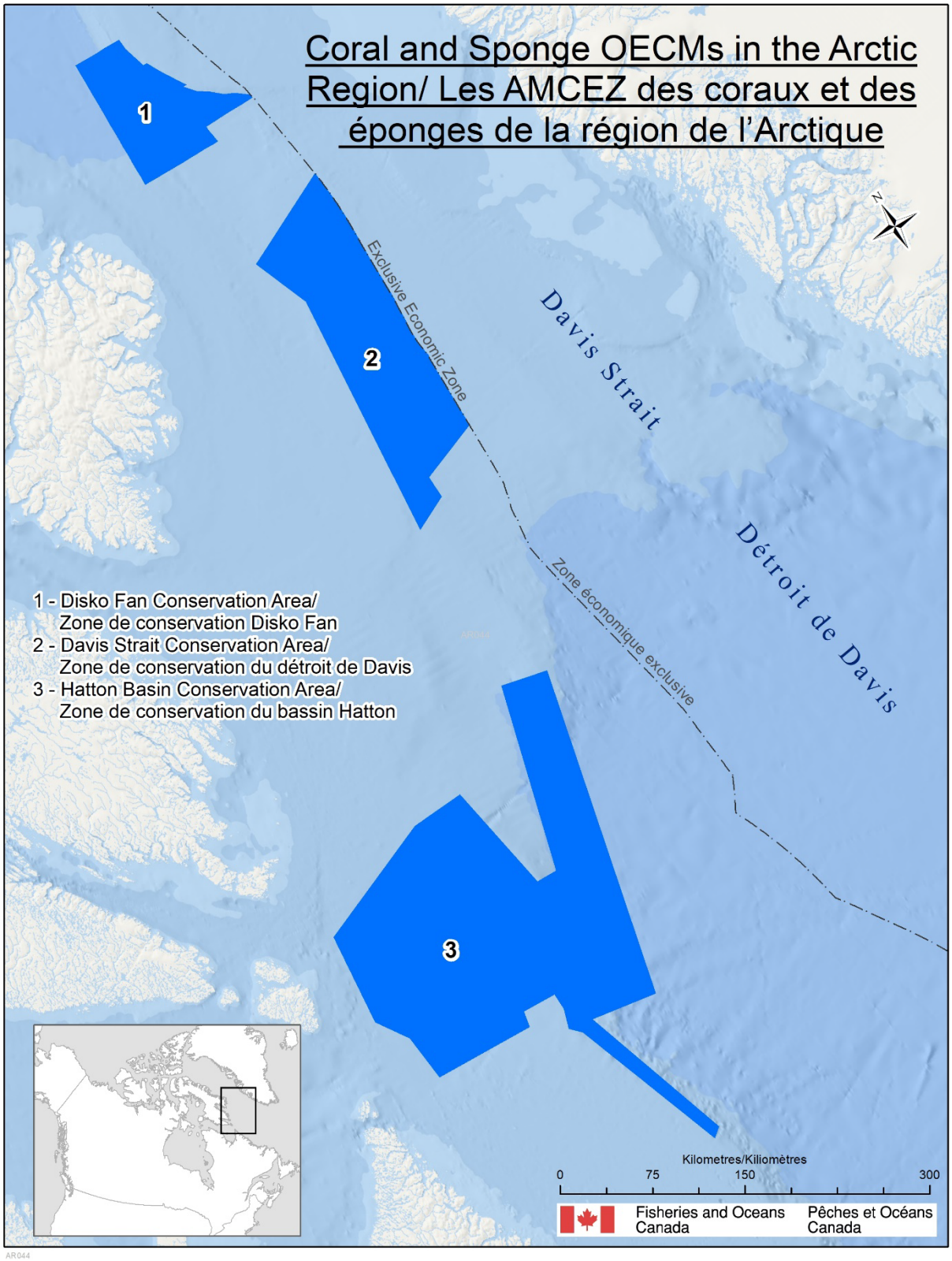


Figure 5. Emplacement des trois AMCEZ abritant des coraux ou des éponges dans la région de l'Arctique.

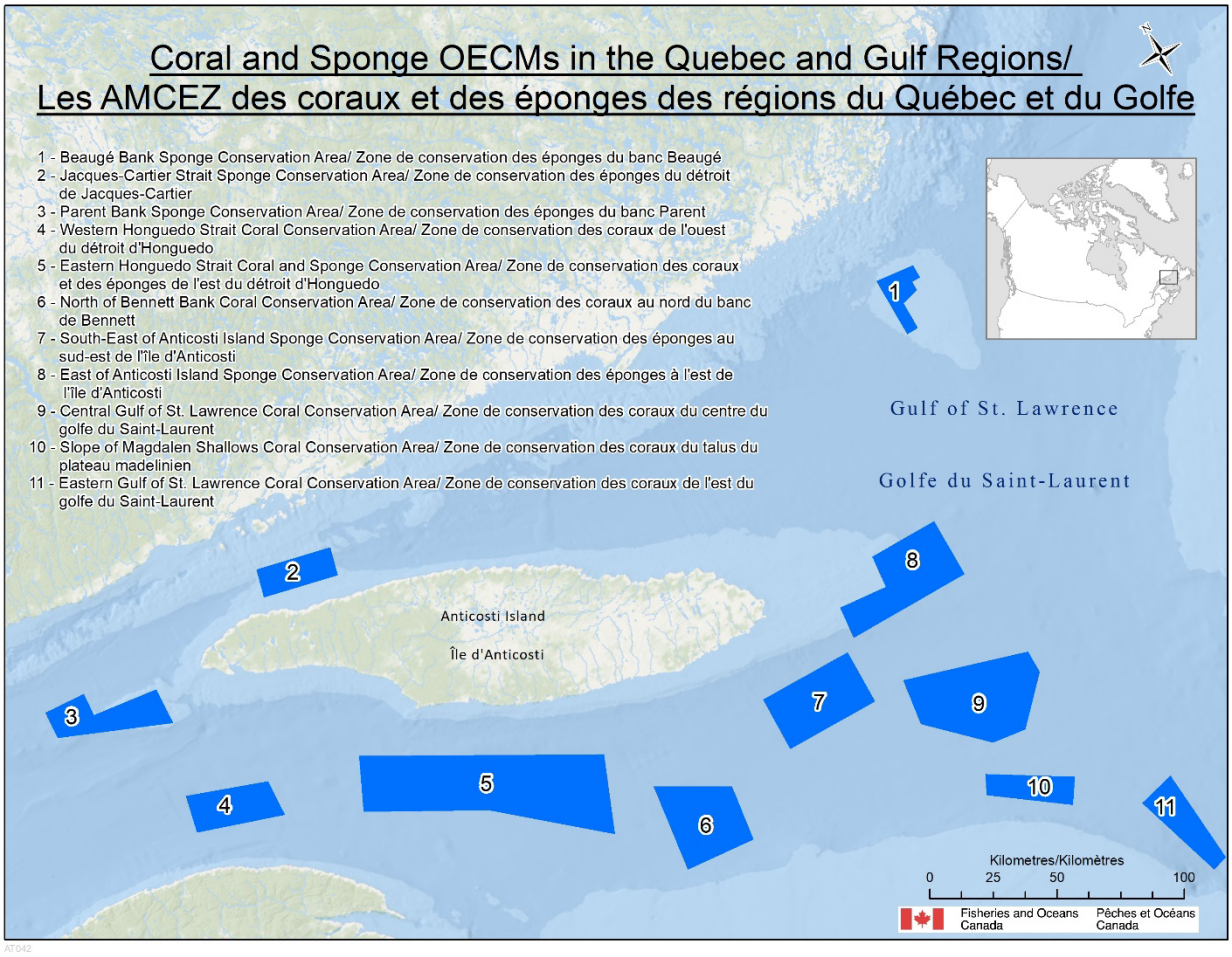


Figure 6. Emplacement des 11 AMCEZ abritant des coraux ou des éponges dans le golfe du Saint-Laurent.

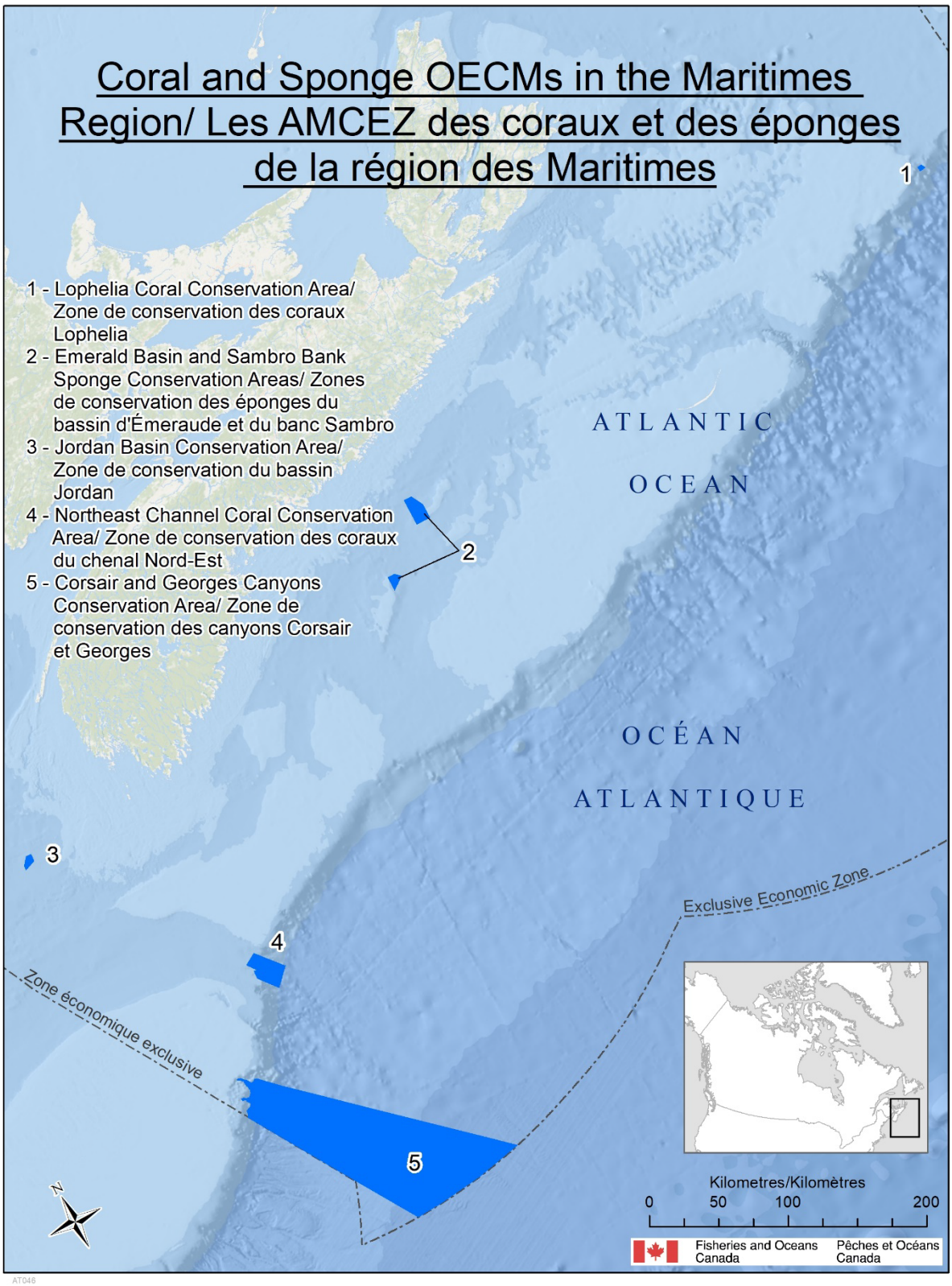


Figure 7. Emplacement des cinq AMCEZ abritant des coraux ou des éponges dans la région des Maritimes.

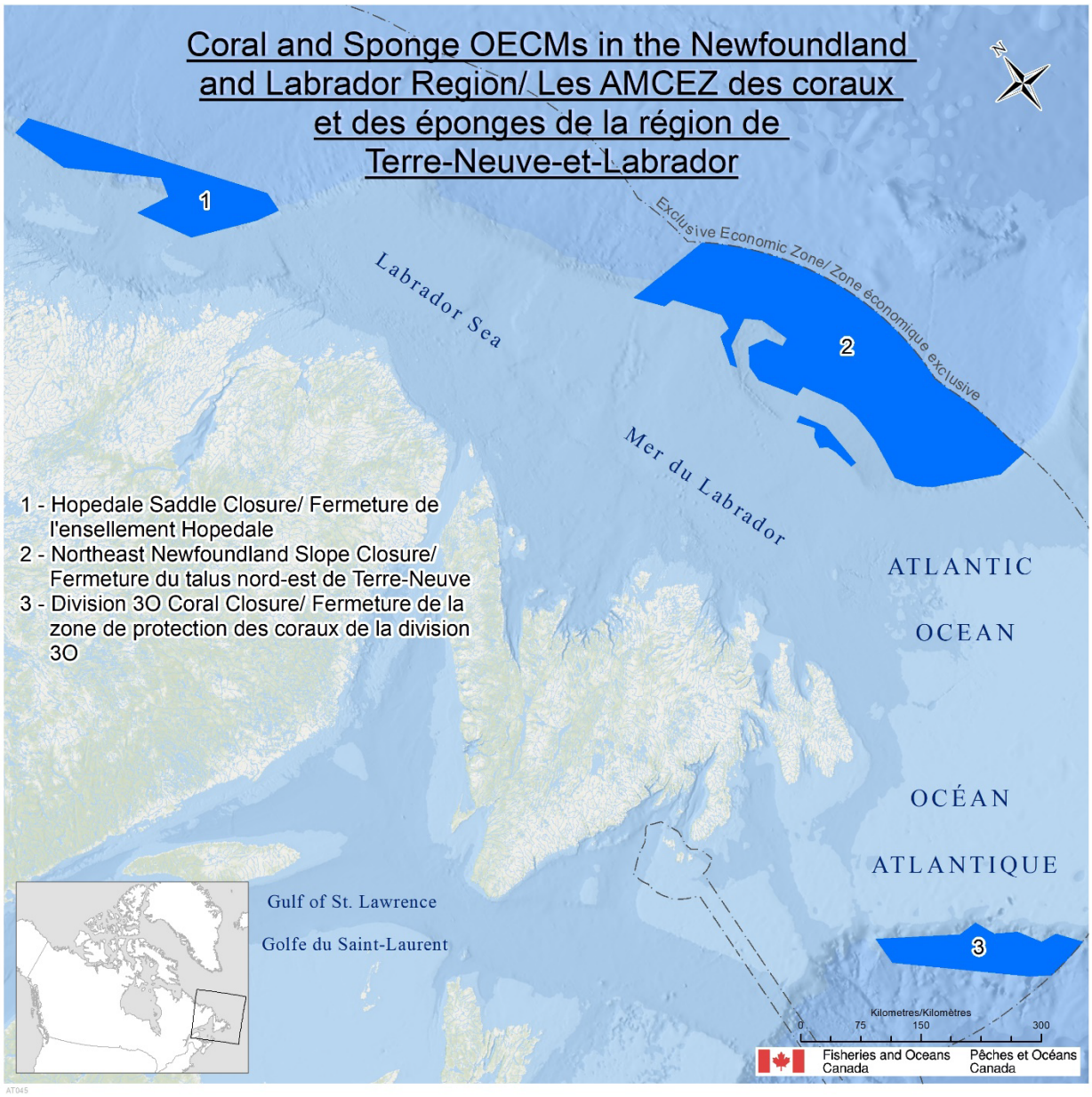


Figure 8. Emplacement des trois AMCEZ abritant des coraux ou des éponges dans la région de Terre-Neuve-et-Labrador.

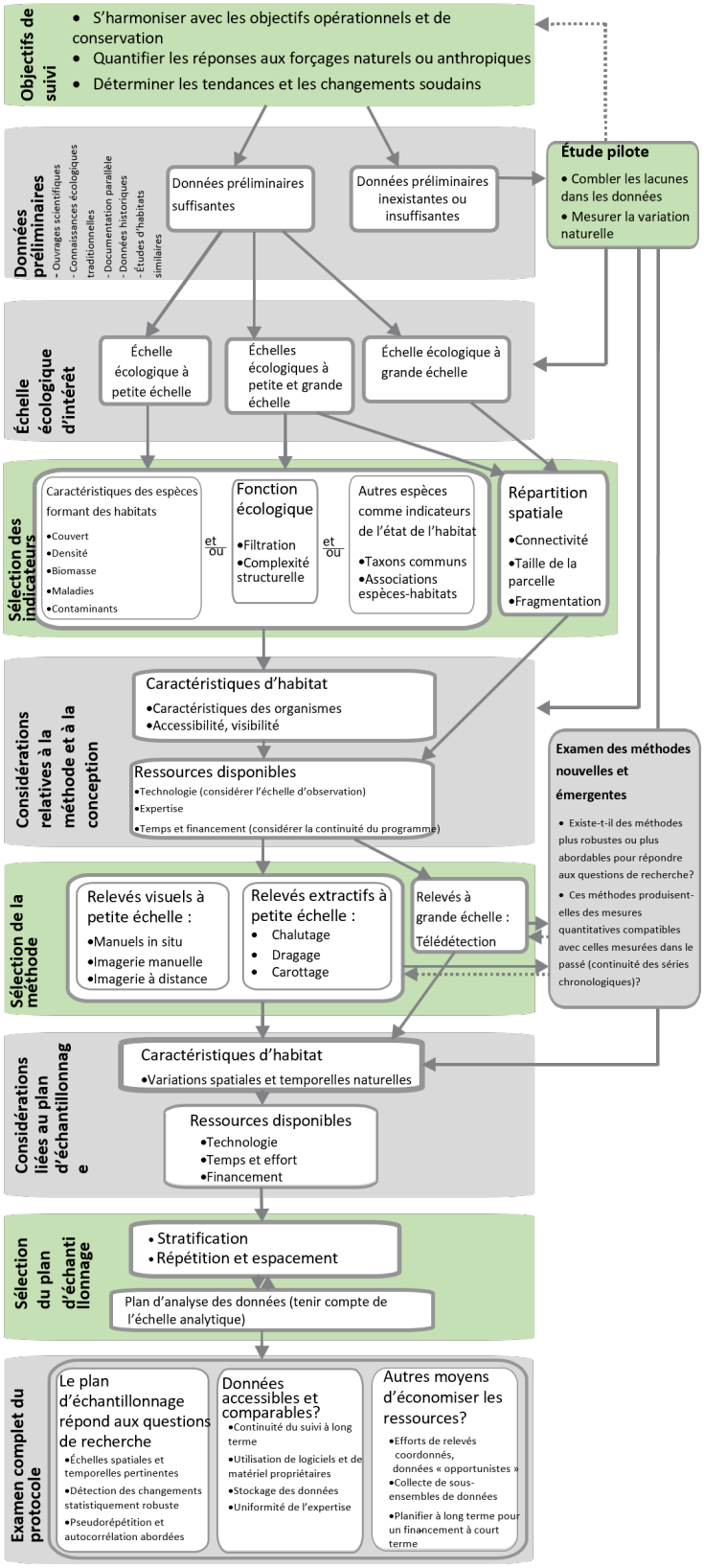


Figure 9. Diagramme illustrant les principales étapes de l'élaboration d'un plan de suivi. Figure tirée de Loh et al. (2019).

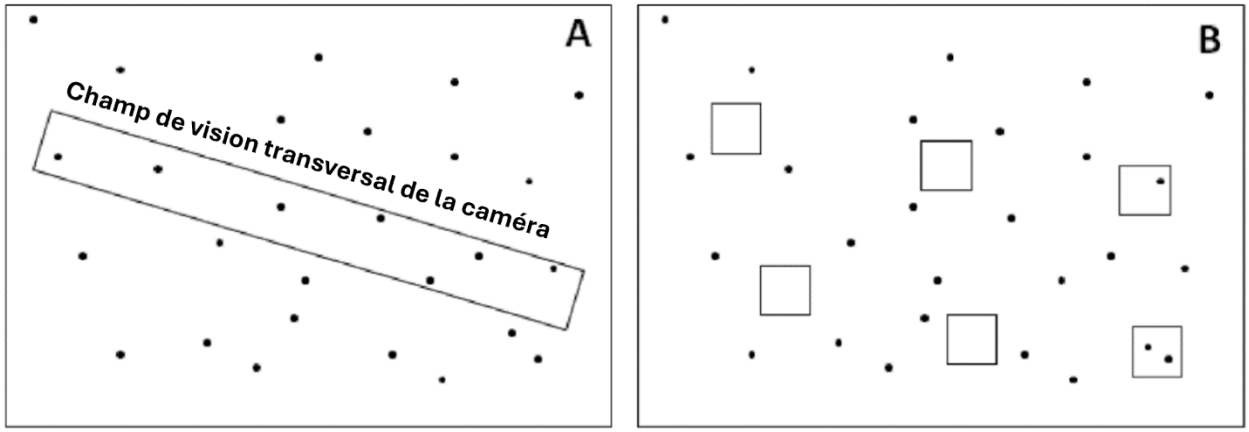


Figure 10. Estimations comparatives de la répartition de plumes de mer et leur échantillonnage lorsqu'on utilise A) un engin avec caméra ou B) une benne. Figure tirée de Noble-James et al. (2018).

Unclassified - Non-Classifié

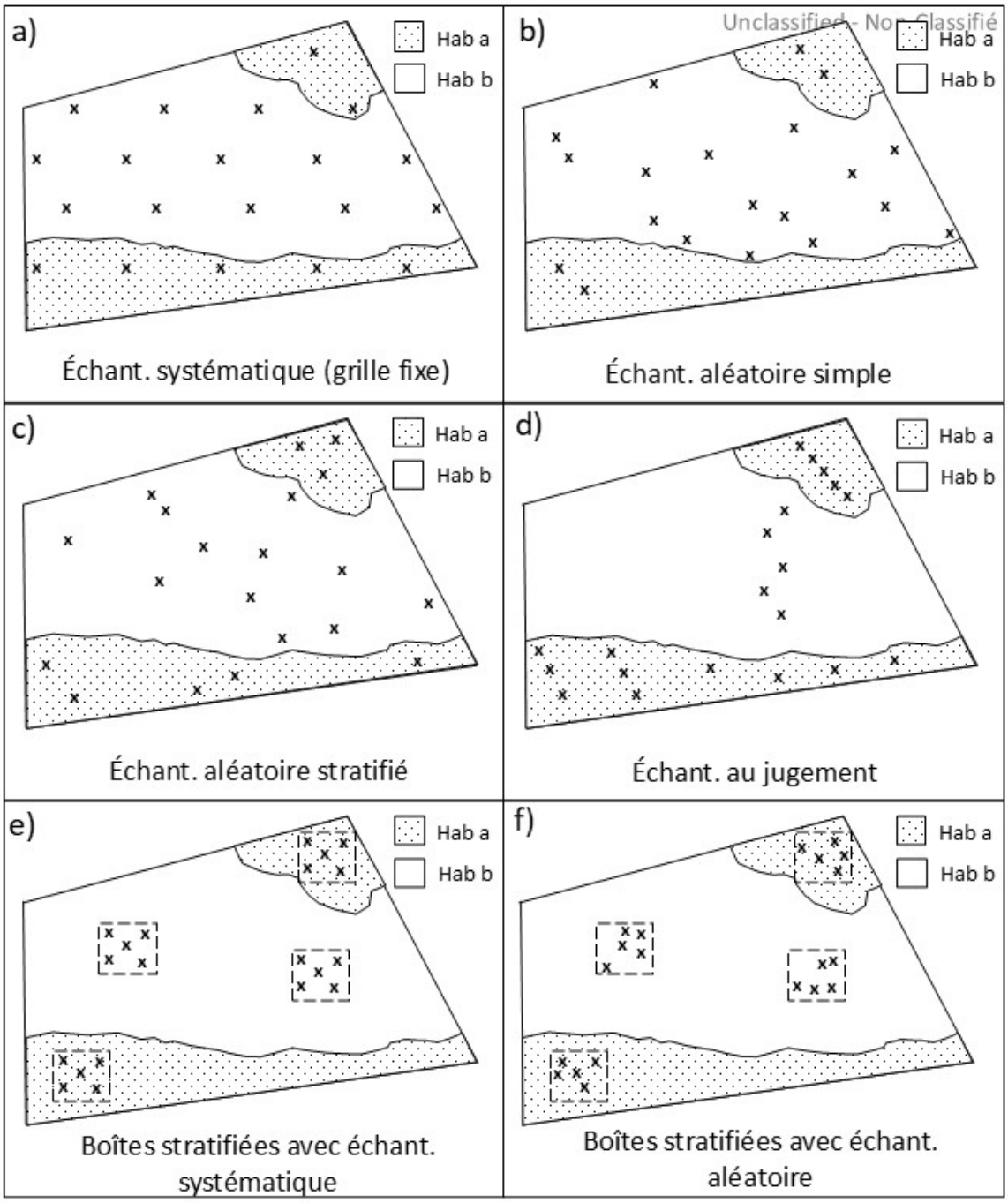


Figure 11. Différents scénarios de plan d'échantillonnage dans une zone comportant deux types d'habitat benthique (Hab. a = 40 % et Hab. b = 60 %) et 20 unités d'échantillonnage (« x »). Méthodes probabilistes : a) une grille fixe est utilisée sans tenir compte du type d'habitat; b) des unités d'échantillonnage aléatoire sont réparties dans toute la zone; c) des unités d'échantillonnage aléatoire sont stratifiées par type d'habitat avec la même proportion. Méthode non probabiliste : d) les unités d'échantillonnage sont sélectionnées en s'intéressant principalement à des emplacements précis de l'habitat a. Approche mixte : e) et f) les boîtes imbriquées sont sélectionnées pour représenter les types d'habitat.