

RAPPORT DE SYNTHÈSE SUR L'ÉTAT DE L'OCÉAN ATLANTIQUE

R.Y. Bernier, R.E. Jamieson et A.M. Moore (éds.)

Pêches et Océans Canada

Région du Golfe

343, avenue de l'Université

C.P. 5030

Moncton (Nouveau-Brunswick) E1C 9B6

2018

**Rapport technique canadien des
sciences halieutiques et aquatiques 3167**



Fisheries and Oceans
Canada

Pêches et Océans
Canada

Canada

Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences

Technical reports contain scientific and technical information that contributes to existing knowledge but which is not normally appropriate for primary literature. Technical reports are directed primarily toward a worldwide audience and have an international distribution. No restriction is placed on subject matter and the series reflects the broad interests and policies of Fisheries and Oceans Canada, namely, fisheries and aquatic sciences.

Technical reports may be cited as full publications. The correct citation appears above the abstract of each report. Each report is abstracted in the data base *Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts*.

Technical reports are produced regionally but are numbered nationally. Requests for individual reports will be filled by the issuing establishment listed on the front cover and title page.

Numbers 1-456 in this series were issued as Technical Reports of the Fisheries Research Board of Canada. Numbers 457-714 were issued as Department of the Environment, Fisheries and Marine Service, Research and Development Directorate Technical Reports. Numbers 715-924 were issued as Department of Fisheries and Environment, Fisheries and Marine Service Technical Reports. The current series name was changed with report number 925.

Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques

Les rapports techniques contiennent des renseignements scientifiques et techniques qui constituent une contribution aux connaissances actuelles, mais qui ne sont pas normalement appropriés pour la publication dans un journal scientifique. Les rapports techniques sont destinés essentiellement à un public international et ils sont distribués à cet échelon. Il n'y a aucune restriction quant au sujet; de fait, la série reflète la vaste gamme des intérêts et des politiques de Pêches et Océans Canada, c'est-à-dire les sciences halieutiques et aquatiques.

Les rapports techniques peuvent être cités comme des publications à part entière. Le titre exact figure au-dessus du résumé de chaque rapport. Les rapports techniques sont résumés dans la base de données *Résumés des sciences aquatiques et halieutiques*.

Les rapports techniques sont produits à l'échelon régional, mais numérotés à l'échelon national. Les demandes de rapports seront satisfaites par l'établissement auteur dont le nom figure sur la couverture et la page du titre.

Les numéros 1 à 456 de cette série ont été publiés à titre de Rapports techniques de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada. Les numéros 457 à 714 sont parus à titre de Rapports techniques de la Direction générale de la recherche et du développement, Service des pêches et de la mer, ministère de l'Environnement. Les numéros 715 à 924 ont été publiés à titre de Rapports techniques du Service des pêches et de la mer, ministère des Pêches et de l'Environnement. Le nom actuel de la série a été établi lors de la parution du numéro 925.

Rapport technique canadien des
sciences halieutiques et aquatiques 3167

2018

RAPPORT DE SYNTHÈSE SUR L'ÉTAT DE L'OCÉAN ATLANTIQUE

R.Y. Bernier, R.E. Jamieson et A.M. Moore (éds.)

Pêches et Océans Canada
Région du Golfe
343, avenue de l'Université
C.P. 5030
Moncton (Nouveau-Brunswick) E1C 9B6

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2018.

Cat. N° Fs97-4/3167F-PDF ISBN 978-0-660-29124-6 ISSN 1488-545X

La présente publication doit être citée comme suit :

Bernier, R.Y., Jamieson, R.E. et Moore, A.M. (éds.) 2018. Rapport de synthèse sur l'état de l'océan Atlantique. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 3167 : iii + 159 p.

TABLE DES MATIÈRES

TABLE DES MATIÈRES	iii
1.0 Contexte	2
2.0 Messages clés.....	4
3.0 Résumés des groupes thématiques.....	8
3.1 Aperçu biogéographique.....	8
3.2 Océanographie	11
3.3 Habitat, zones côtières et zones benthiques importantes	33
3.4 Communautés de poissons et d’invertébrés.....	56
3.5 Mammifères marins	76
3.6 Tortues de mer	88
3.7 Oiseaux de mer	94
4.0 Études de cas.....	98
5.0 REMERCIEMENTS.....	142
ANNEXE 1 – Ordre du jour	143
ANNEXE 2 – Liste des participants	145
ANNEXE 3 – Discussions en atelier	146
ANNEXE 4 – Acronymes et abréviations	159

SUMMARY

Fisheries and Oceans Canada (DFO) has committed to informing Canadians on the state of Canada's oceans and aquatic ecosystems. In 2017/18, DFO committed to producing a scientific synthesis report on the State of the Atlantic Ocean from which a plain language public report would be prepared. DFO scientists and external collaborators (i.e., Environment and Climate Change Canada) prepared summary reports on the current status and trends for seven theme groups: oceanography (physical and lower trophic levels), habitat/coastal and significant areas, fish and invertebrate communities, marine mammals, sea turtles, and seabirds. Summaries were based on published or peer-reviewed data and integrated over three Atlantic bioregions: Scotian Shelf, Gulf of St. Lawrence, and Newfoundland and Labrador Shelves. Complementary case studies were also developed to illustrate concepts, processes, stressors, or comparisons among bioregions. A synthesis workshop brought together collaborators to present and discuss the draft summaries and case studies. Participants agreed on key messages for each theme, including the nature, connectivity, and causes of both natural and anthropogenic changes that are occurring in the Atlantic Ocean.

RÉSUMÉ

Pêches et Océans Canada (MPO) s'est engagé à informer les Canadiens sur l'état des océans et des écosystèmes aquatiques du Canada dans le cadre des rapports sur l'écosystème. En 2017–2018, le MPO avait pour objectif de produire un rapport de synthèse scientifique sur l'état de l'océan Atlantique, à partir duquel un rapport public serait préparé en langage clair. Des scientifiques du MPO et des collaborateurs externes (c.-à-d., Environnement et Changement climatique Canada) ont rédigé des rapports sommaires sur l'état actuel et les tendances selon sept groupes de thèmes : océanographie (physique et niveaux trophiques inférieurs), zones côtières et habitats importants, communautés de poissons et d'invertébrés, mammifères marins, tortues de mer et oiseaux marins. Les sommaires ont été tirés des données publiées ou examinées par des pairs et intégrés pour trois biorégions de l'Atlantique : le plateau néo-écossais, le golfe du Saint-Laurent et les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador. Des études de cas complémentaires ont également été élaborées pour illustrer les concepts, les processus, les agents de stress ou les comparaisons entre les biorégions. Un atelier de synthèse a été organisé afin de réunir les scientifiques chargés des différents groupes de thèmes en vue de présenter et d'examiner l'ébauche des sommaires sur l'état et les tendances et les études de cas. Les participants se sont mis d'accord sur les messages clés pour chaque groupe de thèmes portant sur la nature, la connectivité et les causes des changements naturels et anthropiques qui se produisent dans l'océan Atlantique.

1.0 CONTEXTE

Dans le cadre de l'engagement pris par Pêches et Océans Canada (MPO) de rendre compte de l'état des océans et des écosystèmes aquatiques du Canada, le Ministère a été chargé de présenter des rapports sur les écosystèmes. L'objectif de cette nouvelle initiative de rapports sur les écosystèmes est d'informer les Canadiens sur l'état actuel des océans du Canada. Le MPO a organisé le premier atelier national sur la production de rapports sur l'état des écosystèmes à Montréal (Québec) du 31 janvier au 2 février 2017 pour discuter des exigences en matière de rapports, parvenir à une compréhension commune des rapports régionaux existants et élaborer un cadre national pour la production des rapports sur l'état des océans du Canada. Les Rapports sur les écosystèmes du MPO doivent suivre un cycle de quatre ans, avec un rapport sur l'océan Pacifique produit d'ici la fin de l'année 2016-2017, un rapport sur l'océan Atlantique en 2017-2018, un rapport sur l'océan Arctique en 2018-2019 et un rapport national sur les trois océans en 2019-2020. L'objectif est de produire un rapport public, en langage clair, fondé sur un rapport de synthèse scientifique. Le Comité directeur national des rapports sur les écosystèmes du MPO a tenu un deuxième atelier sur les rapports sur les écosystèmes à Dartmouth (N.-É.) du 24 au 25 mai 2017 pour déterminer la structure générale du rapport sur l'état de l'océan Atlantique, établir un calendrier et prévoir un atelier de synthèse à l'automne 2017.

La structure des rapports de l'initiative actuelle de rapports sur l'état de l'océan Atlantique diffère de celle des rapports nationaux sur l'état des océans publiés antérieurement par le MPO en ce sens que les résumés de l'état et des tendances de l'océan Atlantique sont fournis par groupe thématique plutôt que par un examen des agents de stress sur les écosystèmes et des impacts humains. Une structure de rapport en sept groupes thématiques : océanographie (physique et niveaux trophiques inférieurs), habitat/zones côtières et zones benthiques importantes, communautés de poissons et d'invertébrés, mammifères marins, tortues marines et oiseaux de mer, a été élaborée et intégrée dans les trois biorégions de la zone atlantique : plateau néo-écossais, golfe du Saint-Laurent et plateaux de Terre-Neuve et du Labrador (figure 1-1). Cette approche intégrée est fondée sur des données publiées ou examinées par des pairs. Bien que le rapport soit représentatif de l'état des écosystèmes de l'océan Atlantique, il n'est pas exhaustif. D'importantes lacunes seront examinées dans les futurs rapports de synthèse sur l'état de l'océan Atlantique à l'issue du cycle de publication de quatre ans des rapports sur les écosystèmes.

Des experts scientifiques du MPO ont été nommés par leurs gestionnaires régionaux pour participer aux travaux des groupes thématiques qui ont élaboré les résumés de l'état et des tendances pour le présent rapport. Au besoin, on a fait appel à des experts scientifiques externes au MPO, notamment à des spécialistes d'Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) pour les oiseaux de mer, qui ne relèvent pas du mandat du MPO.

Les membres des groupes thématiques et d'autres experts scientifiques du MPO travaillant sur des agents de stress écosystémiques particuliers ont également été invités à présenter des études de cas dans leur domaine d'expertise. Les études de cas complètent les résumés des groupes thématiques en expliquant les concepts ou les processus, en décrivant les agents de stress écosystémiques ou en soulignant plus en détail les similitudes entre les trois biorégions de l'Atlantique. Une première liste de 28 études de cas a été ramenée à 12 études pour illustrer des cas d'intérêt particulier pour les Canadiens. Ces études de cas sont de courts résumés non techniques de documents présentés dans la documentation évaluée par des pairs.

Les auteurs ont présenté l'ébauche des résumés de l'état et des tendances des groupes thématiques et des douze études de cas; ces documents ont ensuite fait l'objet de discussions lors d'un atelier de synthèse tenu à Moncton, au Nouveau-Brunswick, les 5 et 6 décembre 2017 (programme de l'atelier présenté à l'annexe 1). Des scientifiques du MPO de chacune des quatre régions de l'Atlantique (Québec, Golfe, Maritimes et Terre-Neuve-et-Labrador) ainsi que des représentants de la Direction générale des communications du Golfe du MPO, de l'équipe de sensibilisation scientifique du MPO, d'ECCE, de NIVA Inc. et du Comité directeur national des rapports sur les écosystèmes du MPO étaient présents à cet atelier (annexe 2). L'objectif de l'atelier était de présenter et de synthétiser les connaissances scientifiques dans les sept domaines thématiques ainsi que d'en discuter afin d'élaborer des messages clés et de jeter les bases d'un rapport public en langage clair. À la suite de l'atelier, des modifications ont été apportées aux données présentées afin d'en améliorer la clarté, de combler les lacunes et de les harmoniser à d'autres groupes thématiques en fonction des discussions tenues lors de l'atelier. Les principaux ajouts comprennent un aperçu biogéographique et des renseignements sur les espèces aquatiques envahissantes (Programme de surveillance des espèces aquatiques envahissantes dans la zone atlantique du MPO), que les collaborateurs ont examinés avant leur inclusion. Le présent rapport contient des messages clés (section 2.0), des résumés des groupes thématiques avec un aperçu biogéographique (section 3.0), des études de cas (section 4.0) et des discussions d'atelier, notamment une discussion tenue après l'atelier sur les espèces aquatiques envahissantes (annexe 3). La liste des acronymes et abréviations utilisés tout au long du rapport est également fournie (annexe 4).

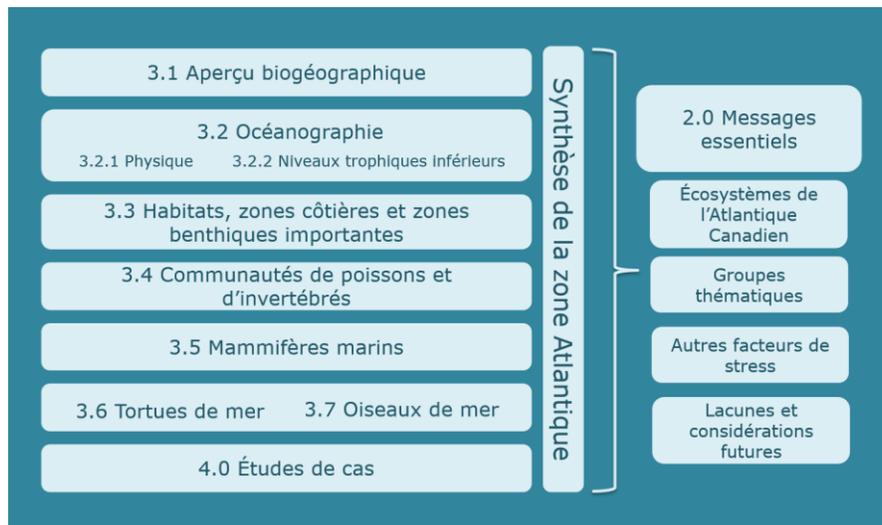


Figure 1-1. Structure des rapports sur l'état de l'océan Atlantique et des rapports de synthèse avec intégration entre le plateau néo-écossais, le golfe du Saint-Laurent et les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador dans la zone atlantique.

2.0 MESSAGES CLÉS

LES ÉCOSYSTÈMES DE L'OCÉAN ATLANTIQUE AU CANADA

- Les écosystèmes océaniques sont dynamiques, influencés à la fois par les processus naturels et les activités humaines (pêche, aménagement du littoral, exploitation des ressources).
- Les changements qui interviennent dans l'environnement physique (comme le réchauffement des températures causé par les changements climatiques) ont des effets directs (p. ex. des variations des taux de croissance) et indirects (p. ex. des modifications des interactions du réseau trophique) sur le milieu biologique.
- Les composantes physiques et biologiques des divers écosystèmes changent à des échelles et à des rythmes différents, et les changements climatiques sont considérés comme un facteur important de ces changements.
- On observe des décalages dans la répartition des espèces et des modifications de la composition des communautés à tous les niveaux trophiques et dans tous les groupes fonctionnels.

OCÉANOGRAPHIE – PHYSIQUE

- L'élévation de la température atmosphérique due aux changements climatiques entraîne un réchauffement de l'eau à la surface de la mer, une réduction de la couverture de glace de mer et un affaiblissement des couches intermédiaires froides.
- L'influence plus importante des eaux du Gulf Stream mène à des records de températures élevées en profondeur sur le plateau néo-écossais et dans les chenaux profonds du golfe du Saint-Laurent.
- Les taux de diminution du pH dans les eaux du Canada atlantique sont généralement plus importants que dans d'autres parties du monde, ce qui se traduit par une baisse record du pH dans l'estuaire du Saint-Laurent. Cette zone de pH bas coïncide avec une zone d'hypoxie.

OCÉANOGRAPHIE – NIVEAUX TROPHIQUES INFÉRIEURS

- Depuis cinq ans, on a observé d'importants changements dans les tendances de la productivité aux niveaux trophiques inférieurs.
- Les réductions des inventaires d'éléments nutritifs et de chlorophylle peuvent indiquer une baisse du potentiel de production de l'écosystème.
- Un changement de la structure de la communauté zooplanctonique, avec des abondances plus fortes de zooplancton plus petite taille et plus faibles de zooplancton de plus grande taille, peut avoir des conséquences sur l'efficacité du transfert d'énergie des producteurs primaires aux niveaux trophiques supérieurs.

HABITAT, ZONES CÔTIÈRES ET ZONES BENTHIQUES IMPORTANTES

- Les superficies des peuplements de varech et de zostère en Nouvelle-Écosse et dans le golfe du Saint-Laurent sont généralement à la baisse, mais les herbiers de zostère marine de Terre-Neuve sont en hausse. Des températures plus chaudes peuvent contribuer à ces changements.
- Les habitats de coraux et d'éponges sont des points chauds de la biodiversité des grands fonds et sont menacés par l'extraction des ressources et le chalutage de fond. Les gisements de clypeâstres sont également vulnérables au chalutage de fond.
- L'aménagement du littoral, de même que l'élévation du niveau de la mer et l'augmentation des ondes de tempête causées par les changements climatiques, peuvent provoquer la dégradation et la perte d'habitat dans les régions côtières.
- Les battures intertidales sont des habitats importants sur les plans écologique et économique sur lesquels le réchauffement des températures et l'eutrophisation peuvent avoir des effets néfastes.

COMMUNAUTÉS DE POISSONS ET D'INVERTÉBRÉS

- Au début des années 1990, certaines populations de poissons démersaux de la zone atlantique canadienne ont subi de sérieux déclin et effondrements. Dans certains écosystèmes, les petits poissons pélagiques, qui sont essentiels pour transférer l'énergie du zooplancton au sommet du réseau trophique, ont également connu des déclin. Les invertébrés benthiques ont augmenté et sont devenus la cible de pêches lucratives.
- Ces dernières années, l'abondance des espèces de poissons démersaux, comme le sébaste et le flétan de l'Atlantique, a augmenté dans certaines zones.
- L'état des petites espèces pélagiques clés est médiocre, en déclin ou mal compris.
- Les récentes tendances au réchauffement observées dans la zone atlantique ont été liées à l'expansion de l'aire de répartition des espèces, aux changements dans la répartition et à l'augmentation de l'abondance des espèces d'eau plus chaude, notamment les invertébrés côtiers comme le homard d'Amérique et les poissons démersaux comme le merlu argenté et le flétan de l'Atlantique. L'abondance des espèces d'invertébrés d'eau froide, comme la crevette nordique et le crabe des neiges, qui avait augmenté dans les années 1990, a diminué dans certaines régions ces dernières années.

MAMMIFÈRES MARINS

- Bon nombre de populations de mammifères marins ont été fortement surexploités au cours des deux derniers siècles. Des éléments probants indiquent que certaines populations de mammifères marins sont stables ou en hausse (p. ex. phoque du Groenland, phoque gris et rorqual à bosse), tandis que d'autres ne semblent pas se rétablir (p.ex. rorqual bleu, baleine noire de l'Atlantique Nord et béluga du Saint-Laurent). Cependant, les tendances de la plupart des espèces sont inconnues.
- Les mammifères marins sont des prédateurs extrêmement mobiles dont la répartition et l'abondance changent selon la disponibilité de leurs proies et/ou l'évolution des

conditions environnementales. Par exemple, avec le réchauffement des secteurs situés au nord, les espèces de mammifères marins des milieux tempérés semblent se déplacer vers le nord.

TORTUES DE MER

- Les eaux canadiennes offrent un habitat important pour les tortues de mer pendant environ six mois de l'année, durant lesquels les prises accidentelles dans les pêches constituent la principale menace. Tout au long de leur cycle de vie, les tortues de mer sont vulnérables à d'autres menaces anthropiques (récolte illégale de femelles nicheuses et d'œufs, perte d'habitat, exploration pétrolière et gazière et ingestion de déchets marins).
- La densité saisonnière de la population de tortues de mer dans les eaux du Canada demeure inconnue pour toutes les espèces.

OISEAUX DE MER

- Depuis 47 ans (depuis 1970), la plupart des populations d'oiseaux de mer qui nichent en colonie ont augmenté.
- Au cours de la dernière décennie, les tendances des populations d'oiseaux de mer ont été plus contrastées, avec certaines réductions attribuables en partie au déclin des poissons proies de grande qualité et aux activités courantes associées aux pêches commerciales et à l'exploration et à la production pétrolières et gazières.
- Les menaces anthropiques pesant sur certains groupes d'oiseaux de mer (fous de Bassan, alcidés) et qui causaient auparavant une mortalité importante des adultes ont été réduites (toxines, pollution chronique par les hydrocarbures, filets maillants côtiers et récolte non durable).

AUTRES AGENTS DE STRESS

- Les espèces aquatiques envahissantes (EAE) et non indigènes constituent une menace constante pour les espèces indigènes vivant dans les écosystèmes côtiers et océaniques du Canada atlantique.
- Le réchauffement des températures et d'autres perturbations environnementales (p. ex. dégradation et perte d'habitat) associées aux changements climatiques facilitent la réussite de l'établissement des EAE et amplifient les répercussions subséquentes.

LACUNES ET CONSIDÉRATIONS FUTURES

- La disponibilité des données sur l'état et les tendances était inégale entre les groupes thématiques.
- Certains présentent des lacunes précises dans les connaissances, par exemple :
 - Les tendances à long terme de la biodiversité et de l'habitat ne sont pas toujours disponibles.

- Il existe de nombreuses espèces pour lesquelles on ne dispose pas d'estimations de l'abondance.
 - On ne comprend pas entièrement les menaces individuelles et leurs effets cumulatifs.
 - Nous avons une connaissance limitée de la zone côtière.
- L'objectif est de poursuivre les travaux en vue d'élaborer une approche écosystémique en intégrant les données physiques et biologiques existantes, par exemple en examinant les processus à l'origine des changements de répartition des espèces et leurs impacts potentiels.

3.0 RÉSUMÉS DES GROUPES THÉMATIQUES

3.1 APERÇU BIOGÉOGRAPHIQUE

À l'échelle la plus large, les eaux atlantiques du Canada sont divisées en trois grandes unités biogéographiques fondées principalement sur les différences océanographiques et bathymétriques : le plateau néo-écossais, les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador et le golfe du Saint-Laurent (figure 3.1-1) (MPO 2009). Bien que les communautés écologiques de chaque zone et leur structure spatiale présentent des différences distinctes, elles sont délimitées par des zones de transition plutôt que des limites abruptes (MPO 2009). Des unités plus petites et plus pratiques ont été définies à l'intérieur de ces unités biogéographiques plus vastes, pour examiner des composantes précises de l'écosystème, comme les communautés de poissons (MPO 2009).

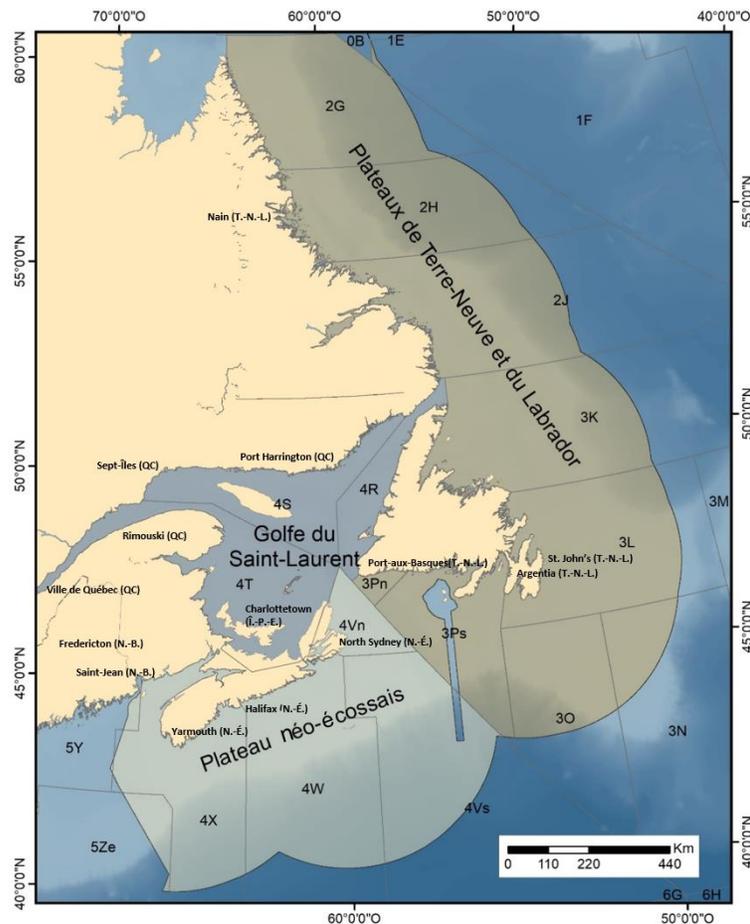


Figure 3.1-1. Carte de la zone atlantique étudiée aux fins du rapport sur l'état de l'océan Atlantique, illustrant les trois principales unités biogéographiques ainsi que les zones réglementées par l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO) (N. Ollerhead, MPO). La gestion des stocks de poissons et d'invertébrés ainsi que les données océanographiques sont expliquées dans les divisions de l'OPANO (p. ex. 4R, 3Ps, 2J), auxquelles il est souvent fait référence dans le présent rapport. Les sous-secteurs scientifiques et statistiques sont indiqués par des chiffres, les divisions par des lettres majuscules et les sous-divisions par des lettres minuscules. Les noms de lieux sont mentionnés dans le texte.

Il existe de nombreux écosystèmes dynamiques dans les eaux tempérées de l'Atlantique canadien qui couvrent un large éventail de conditions océanographiques, y compris une forte saisonnalité et le ruissellement des zones terrestres (Loder *et al.* 1998). Au nord, les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador sont dominés par des eaux subpolaires. Les eaux fraîches et douces du courant du Labrador s'écoulent vers le sud le long des plateaux de Terre-Neuve et du Labrador au sud et à l'ouest des Grands Bancs, où elles se mélangent aux eaux plus chaudes et plus salées du Gulf Stream qui coule vers le nord (Loder *et al.* 1998; MPO 2013) (figure 3.1-2). Les eaux profondes du chenal Laurentien forment une limite entre les plateaux de Terre-Neuve-et-Labrador et le plateau néo-écossais (MPO 2009), qui borde le golfe du Maine au sud-ouest et comprend la baie de Fundy et la partie est du banc de Georges. Au sud, le plateau néo-écossais est également influencée par la transition entre les eaux subpolaires et le Gulf Stream (Loder *et al.* 1998; MPO 2013) : les eaux du golfe du Saint-Laurent s'écoulant du côté ouest du chenal Laurentien se jettent partiellement dans le courant de la Nouvelle-Écosse tandis que le reste traverse le chenal Laurentien et rejoint le courant du Labrador sur la bordure du plateau. Les eaux plus chaudes du Gulf Stream se mélangent au courant frais du Labrador le long du talus néo-écossais (MacLean *et al.* 2013).

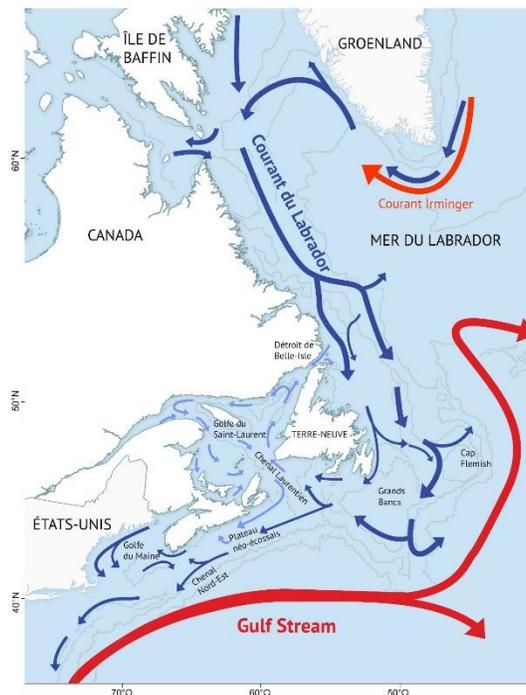


Figure 3.1-2. Schéma des régimes généraux de circulation dans l'ouest de l'océan Atlantique Nord, illustrant les deux principaux courants qui influencent l'Atlantique canadien : le courant froid du Labrador venant du nord (flèches bleues foncées) et le Gulf Stream chaud arrivant du sud (flèches rouges foncées).

Le golfe du Saint-Laurent est défini par son océanographie distincte de mer intérieure semi-fermée (Loder *et al.* 1998; MPO 2009). Le sud du golfe est dominé par le plateau madelinien, une zone à forte productivité, le nord, par des chenaux profonds. On observe des différences dans les communautés de poissons, de plancton et benthiques entre le nord et le sud du golfe (MPO 2009). Les eaux du golfe sont en grande partie subpolaires, avec un important apport d'eau

douce du fleuve Saint-Laurent et d'eau chaude de l'Atlantique dans les chenaux profonds (MPO 2013; Chabot et Gilbert 2013). Les eaux du courant du Labrador et du centre de l'Atlantique Nord traversent l'embouchure du chenal Laurentien et se déversent dans le golfe (Chabot et Gilbert 2013). Les limites avec le plateau néo-écossais au sud et les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador au nord sont quelque peu transitoires (MPO 2009).

Les changements saisonniers de la glace, des températures près de la surface et du ruissellement d'eau douce sont des facteurs importants dans toute la zone atlantique du Canada. En particulier, la couverture de glace varie de façon saisonnière dans le golfe du Saint-Laurent et la glace de mer est transportée des régions nordiques vers les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador par le courant du Labrador (Loder *et al.* 1998; MPO 2009). La glace de mer joue un rôle important dans l'apport d'eau douce et le moment des proliférations de phytoplancton et offre des habitats à des organismes qui vivent sur et sous la glace.

Références

- Chabot, D. et Gilbert, D. 2013. Chapter 1: Description of the Atlantic Large Aquatic Basin as a habitat for marine fish and invertebrates. *In* Climate Change Impacts, Vulnerabilities and Opportunities Analysis of the Marine Atlantic Basin. Edited by N.L. Shackell, B.J.W. Greenan, P. Pepin, D. Chabot, and A. Warburton. Can. Manusc. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3012: xvii + 366 p.
- Loder, J.W., Petrie, B. et Gawarkiewicz, G. 1998. Chapter 5: The coastal ocean off northeastern North America: a large-scale view. *In* The Sea, Volume 11: The Global Coastal Ocean: Regional Studies and Syntheses. Edited by A.R. Robinson and K.H. Brink, Harvard University Press, Massachusetts, USA. pp. 105-133.
- MacLean, M., Breeze, H., Walmsley, J. et Corkum, J. (éd.). 2013. State of the Scotian Shelf Report. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3074: 67 p.
- MPO. 2009. Élaboration d'un cadre et de principes pour la classification biogéographique des zones marines canadiennes. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2009/056 : 19 p.
- MPO. 2013. Évaluation fondée sur les risques des impacts et des menaces que les changements climatiques présentent pour l'infrastructure et les systèmes biologiques qui relèvent du mandat de Pêches et Océans Canada – Grand bassin aquatique de l'Atlantique. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2012/044 : 43 p.

3.2.1 Océanographie physique

Peter S. Galbraith¹, David Brickman², Pierre Pepin³, Joël Chassé⁴, Eugene Colbourne³, Roger Pettipas², David Hebert², Guoqi Han³, Michel Starr¹, Kumiko Azetsu-Scott², Denis Gilbert¹

¹Ministère des Pêches et des Océans, région du Québec, Mont Joli (Québec)

²Ministère des Pêches et des Océans, région des Maritimes, Dartmouth (Nouvelle-Écosse)

³Ministère des Pêches et des Océans, région de Terre-Neuve et du Labrador, St. John's (Terre-Neuve-et-Labrador)

⁴Ministère des Pêches et des Océans, région du Golfe, Moncton (Nouveau-Brunswick)

Cycle annuel des températures

Lorsque les profondeurs le permettent, la structure verticale estivale de la température dans la zone atlantique se compose de trois couches distinctes : la couche superficielle chaude estivale, la couche intermédiaire froide (CIF) et la couche profonde. Pendant l'automne et l'hiver, la couche superficielle s'approfondit et se refroidit, principalement en raison du mélange induit par le vent avant la formation de la glace, mais aussi en partie à cause du refroidissement, du ruissellement réduit et du rejet de saumure associé à la formation de glace de mer là où elle se produit. La couche superficielle hivernale s'étend jusqu'à une profondeur moyenne d'environ 75 m sur le plateau néo-écossais et dans le golfe du Saint-Laurent en mars, et peut atteindre le fond (>150 m) sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador. Ainsi, de grandes parties du plateau continental de l'Atlantique (p. ex. le sud du golfe du Saint-Laurent et les Grands Bancs) n'ont qu'une seule couche en hiver et une structure verticale à deux couches en été, car les profondeurs sont trop faibles pour accueillir la troisième couche en eau profonde. Au printemps, le réchauffement de la surface, les eaux de la fonte de la glace de mer et le ruissellement continental entraînent une baisse de la salinité et une hausse de la température dans la couche superficielle qui stratifie la colonne d'eau. En dessous, les eaux froides de l'hiver précédent sont partiellement isolées de l'atmosphère et forment la CIF estivale. Cette couche froide persiste jusqu'à l'hiver suivant, se réchauffant et descendant plus bas graduellement pendant l'été et au début de l'automne (Gilbert et Pettigrew 1997; Cyr *et al.* 2011). La CIF est, pour la plupart, formée localement en hiver dans des secteurs distincts autour de la zone. Par exemple, la température minimale de la couche de mélange hivernale se produit à peu près au même moment en mars sur le plateau néo-écossais et dans le GSL, mais les températures minimales sont différentes. C'est une indication de formation locale plutôt que d'advection d'une région à l'autre. Cependant, le transport de la CIF a lieu plus tard dans l'année entre le plateau du Labrador et le golfe du Saint-Laurent (Galbraith 2006) et le plateau de Terre-Neuve (Umoh *et al.* 1995) et entre le golfe du Saint-Laurent et l'estuaire du Saint-Laurent (Galbraith 2006) et le plateau néo-écossais (Umoh et Thompson 1994). La température minimale dans les parties méridionales du plateau de Terre-Neuve (p. ex. à la station 27) peut être atteinte bien après l'hiver; par exemple, en 2016, elle a été observée au début du mois d'août (Colborne *et al.* 2017). Les eaux profondes sont définies ici comme étant celles qui se trouvent sous la CIF et dont les cycles saisonniers sont faibles, généralement inférieurs à 200 m dans le golfe du Saint-Laurent et sur le plateau néo-écossais.

Température de la surface de la mer

La température moyenne de la surface de la mer est calculée sur les périodes libres de glace de l'année, qui peuvent être aussi courtes que de juin à novembre sur le plateau du Labrador ou

s'étendre sur toute l'année sur le plateau néo-écossais (figures 3.2-2 et 3.2-3). La température de la surface de la mer est bien corrélée avec la température moyenne de l'air (Galbraith *et al.* 2012; Galbraith et Larouche 2013). La tendance au réchauffement de la température de l'air observée depuis les années 1870, d'environ 1 °C par siècle, s'est probablement également produite dans les eaux de surface du Canada atlantique. En 2012, le plateau néo-écossais, le banc de Saint-Pierre et le Grand Banc jusqu'au haut-fond sud-est du Grand Banc ont tous connu leur période sans glace la plus chaude depuis les relevés satellites (depuis 1985 dans l'ensemble de données présenté ici), et cette période sans glace a été enregistrée en 2016 dans l'estuaire du Saint-Laurent (MPO 2017). Dans l'ensemble de la zone, deux (2012 et 2014) des cinq années les plus chaudes des relevés satellites ont eu lieu entre 2012 et 2016.

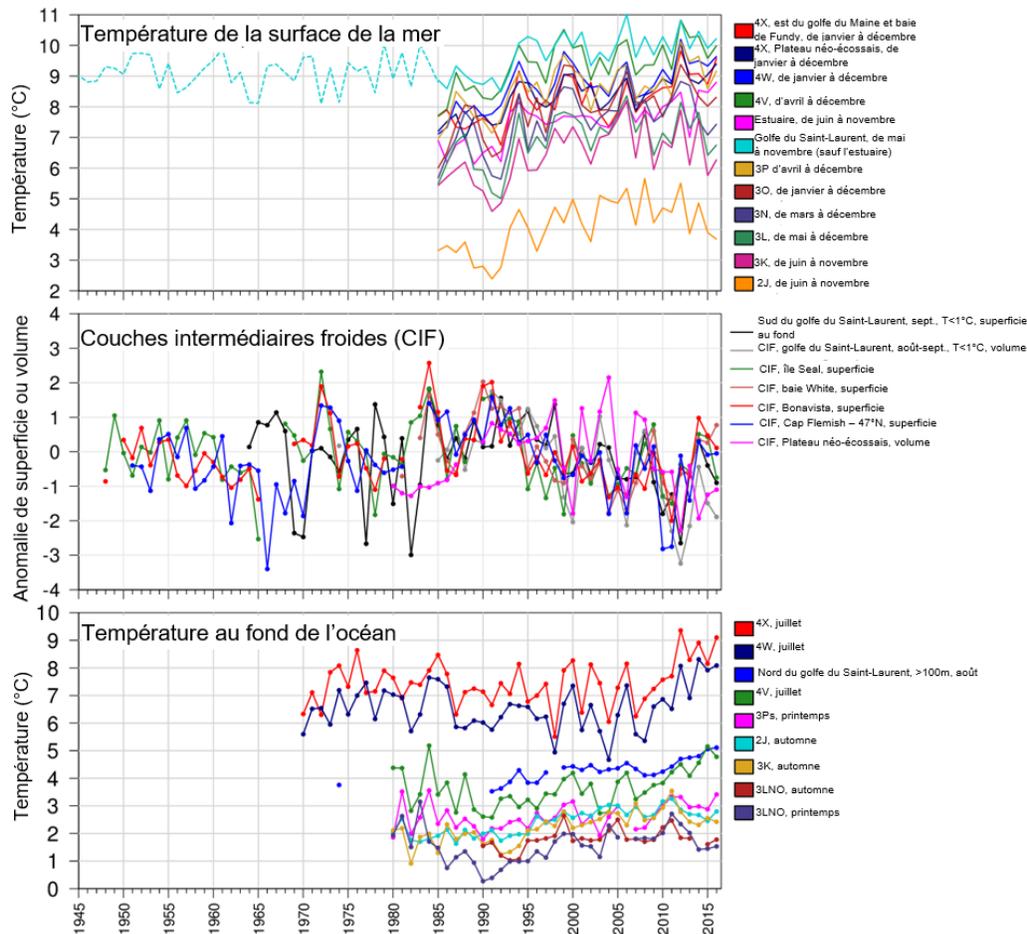


Figure 3.2-2. Série chronologique des variables océanographiques. La température de la surface de la mer pour le GSL (1945-1984) est basée sur une approximation de la température de l'air. La moyenne des conditions est calculée pour les divisions de l'OPANO sur la figure 3.2-1 (CIF : couche intermédiaire froide). Voir les divisions de l'OPANO dans le Canada atlantique mentionnées dans les légendes sur la figure 3.2-1 (graphique de droite).

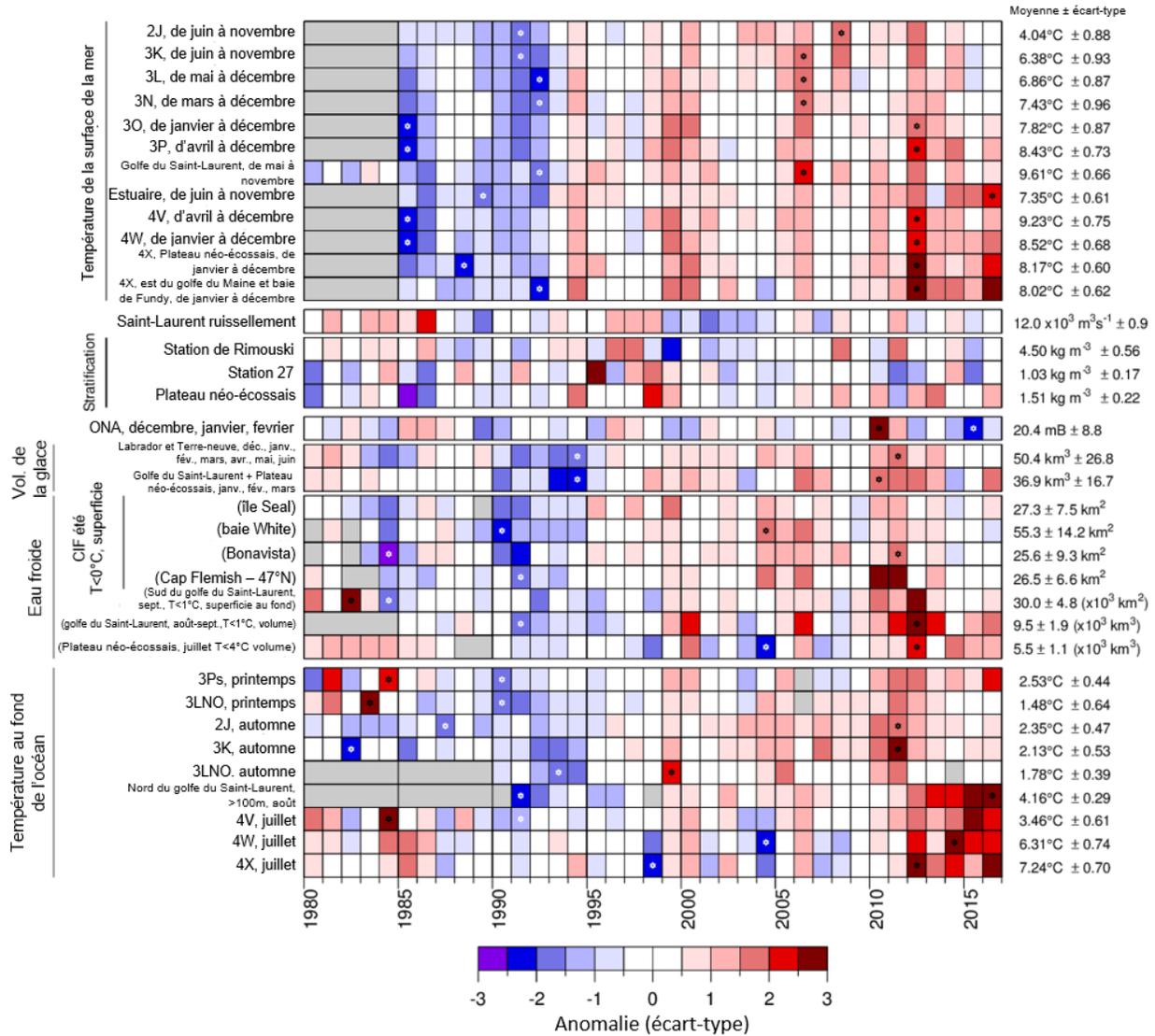


Figure 3.2-3. Série chronologique des variables océanographiques (1980-2016). Les cellules grises indiquent des données manquantes; les cellules blanches ont une valeur à moins de 0,5 écart-type de la moyenne à long terme d'après les données de 1981 à 2010, si possible; les cellules rouges indiquent des conditions au-dessus de la normale; et les cellules bleues indiquent des conditions inférieures à la normale. Les variables dont les noms sont entre parenthèses ont un code de couleur inversé, les rouges étant des valeurs inférieures à la normale qui correspondent à des conditions chaudes. Des couleurs plus intenses indiquent des anomalies plus importantes. Les minima et maxima des séries sont indiqués par une étoile lorsqu'ils surviennent dans la période affichée. Les moyennes à long terme et les écarts-types sont indiqués sur le côté droit de la figure. La température de la surface de la mer pour le GSL (1980-1984) est basée sur une approximation de la température de l'air. La stratification est exprimée comme la différence de densité de l'eau entre 0 et 50 m. ONA : Oscillation nord-atlantique, CIF : couche intermédiaire froide. Voir les divisions de l'OPANO dans le Canada atlantique sur la figure 3.2-1 (graphique de droite).

Couche intermédiaire froide

Les indices de la CIF représentant le volume d'eau froide sont présentés sur les figures 3.2-2 et 3.2-3. Pour les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador, les indices sont les superficies des sections transversales dont la température de l'eau est inférieure à 0 °C en été le long des sections du PMZA de l'île Seal, de la baie White, de Bonavista et du bonnet Flamand (voir la figure 3.2-1; Colbourne *et al.* 2017). Pour le golfe du Saint-Laurent, on utilise le volume de la CIF avec $T < 1$ °C observé d'août à septembre (Galbraith *et al.* 2017). Puisque la CIF atteint le fond du plateau madelinien dans le sud du golfe du Saint-Laurent, la superficie du fond occupée par des eaux à moins de 1 °C lors du relevé de septembre est également utilisée comme indice de la CIF propre à cette zone (Galbraith *et al.* 2017). Sur le plateau néo-écossais, on utilise le volume d'eau dont la $T < 4$ °C en juillet. Les données limitées antérieures à 1990 sont compensées par l'utilisation d'une moyenne mobile sur cinq ans pour obtenir une couverture temporelle étendue; cependant, cela entraîne une perte de variabilité à haute fréquence pour cette partie de la série chronologique (Hebert *et al.* 2018). Les indices de la CIF présentés ici sont pris à peu près au même moment dans leurs cycles annuels respectifs, mais pas simultanément.

Les volumes de la CIF ont atteint des creux historiques en 2012 dans le golfe du Saint-Laurent et sur le plateau néo-écossais, ce qui représente des records de conditions chaudes. Bien que les conditions aient été plus chaudes que la normale dans les sections de Terre-Neuve et du Labrador en 2013, elles ont été suivies par des conditions presque normales de 2014 à 2016.

Glace de mer

Étant donné que la CIF et la couverture de glace de mer se forment toutes deux en hiver, il n'est pas surprenant que les indices des deux soient bien corrélés entre eux et avec la température de l'air en hiver. Sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador, le volume moyen saisonnier de la glace de mer est corrélé avec la superficie de la CIF le long de la section de Bonavista (1981–2016, $R^2 = 0,58$) et avec la température de l'air entre décembre et mars à Cartwright (1981–2016, $R^2 = 0,59$). Dans le golfe du Saint-Laurent, la corrélation entre la température moyenne de l'air de décembre à mars pour plusieurs stations météorologiques et le volume annuel maximal de glace atteint $R^2 = 0,73$ (1969–2016). La température de l'air est également bien corrélée à la superficie et à la durée de la couverture de glace de mer ($R^2 = 0,74–0,83$). Il est donc possible d'estimer la sensibilité de la couverture de glace dans le golfe du Saint-Laurent aux changements climatiques à l'aide des profils passés de variation de la température de l'air en hiver et des caractéristiques de la glace de mer, qui indiquent des pertes de 17 km³, 30 000 km² et 14 jours de saison de glace de mer pour chaque augmentation de 1 °C de la température de l'air en hiver (Galbraith *et al.* 2017).

Au cours de la dernière décennie, les volumes de glace sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador, dans le golfe du Saint-Laurent et sur le plateau néo-écossais ont généralement été inférieurs à la normale, atteignant des creux historiques dans le golfe du Saint-Laurent en 2010 et sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador en 2011. Au cours des sept années entre 2010 et 2016, le volume moyen de la glace de mer a affiché cinq des sept valeurs les plus faibles de la série dans le golfe du Saint-Laurent, et trois des sept valeurs les plus faibles sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador.

Température en eau profonde

Les changements de température, de salinité et d'oxygène dissous des eaux profondes du golfe du Saint-Laurent, de le plateau néo-écossais et du golfe du Maine observés d'une décennie à l'autre, sont liés à l'influence variable des eaux d'où elles proviennent : l'eau froide, douce et à haute teneur en oxygène dissous du courant du Labrador, et l'eau chaude, salée et peu oxygénée du talus, (McLellan 1957; Lauzier et Trites 1958; Bugden 1991; Gilbert *et al.* 2005). La couche d'eau profonde du golfe du Saint-Laurent, sous la CIF, entre 150 et 540 m, provient d'un afflux à l'entrée du chenal Laurentien. Cet afflux circule vers les têtes des chenaux Laurentien, d'Anticosti et Esquiman, prenant jusqu'à trois ou quatre ans pour arriver de l'entrée du chenal Laurentien, avec un échange limité avec les couches supérieures moins profondes (Bugden 1991; Gilbert 2004). La couche profonde du GSL est caractérisée par des températures comprises entre 1 °C et, récemment, juste au-dessus de 7 °C et des salinités comprises entre 32,5 et 35. De même, les chenaux profonds du plateau néo-écossais et du golfe du Maine s'enfoncent dans les plateaux à partir de la bordure du plateau pour relier les zones plus profondes aux eaux du talus. Petrie et Drinkwater (1993) ont montré que les caractéristiques des masses d'eau des bassins profonds du plateau néo-écossais étaient fortement influencées par les variations du transport vers l'ouest des eaux du talus du Labrador depuis la région de Terre-Neuve le long de la bordure du plateau. L'augmentation du transport des eaux du talus du Labrador par la passe Flamande a été associée à des températures profondes et des salinités inférieures à la normale sur le plateau néo-écossais et dans le golfe du Maine. Dans les bassins profonds, comme le bassin d'Émeraude, on note une très grande variabilité interannuelle et interdécennale de la température de l'eau au fond, associée aux phénomènes de renouvellement des eaux profondes. Des changements plus réguliers associés à la circulation sont observés dans la température de l'eau au fond dans le centre et l'est du plateau néo-écossais (divisions 4W et 4Vs de l'OPANO, respectivement; voir les divisions de l'OPANO au Canada Atlantique sur la figure 3.1-1). La bathymétrie dans ces secteurs est répartie assez uniformément entre 30 m et 170 m, avec quelques zones atteignant des profondeurs de 400 à 450 m dans le chenal Laurentien incluses dans la sous-division 4Vs. Ces deux zones sont donc quelque peu influencées par les eaux de la CIF et les eaux sous la CIF.

Les figures 3.2-2 et 3.2-3 présentent des séries chronologiques de températures en eau profonde pour bon nombre des sites illustrés sur la figure 3.2-1. Aucune anomalie négative n'a été enregistrée au cours de la période 2012-2016. Les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador ont été caractérisés par des températures au fond supérieures à la normale pendant la première moitié de cette période, avec des moyennes proches de la normale dans la seconde moitié; toutes les anomalies étaient au-dessus de la normale sur le plateau néo-écossais et dans le nord du golfe du Saint-Laurent. Durant cette période, des records des séries ont été enregistrés dans le centre (4W) et l'ouest (4X) du plateau néo-écossais, un record de 33 ans dans le sud de Terre-Neuve (3Ps) et un de 100 ans dans le nord du golfe du Saint-Laurent (4S et 4R) (voir les divisions de l'OPANO au Canada Atlantique sur la figure 3.1-1).

La figure 3.2-4 illustre trois séries chronologiques annuelles d'indices composites établies comme la somme des anomalies montrées plus haut, représentant l'état des différentes composantes du système, la contribution de chaque série chronologique étant représentée par des barres empilées. Les composantes décrivent les températures de la surface de la mer et au fond ainsi que la CIF et le volume de glace de mer qui se forment en hiver. Ces indices composites mesurent l'état général du système climatique, les valeurs positives représentant les conditions d'eau chaude et les valeurs négatives les conditions d'eau froide (p. ex. moins de glace de mer et

des superficies et volumes de la CIF sont traduits en anomalies positives). Les graphiques donnent également une idée du degré de cohérence entre les différents paramètres des conditions environnementales et les différentes régions de la zone. Au cours de la période 2012-2016, les conditions de la CIF et de la glace de mer ont alterné entre des conditions plus chaudes que la normale et des conditions presque normales. Toutefois, l'indice composite des températures de surface et le composite des températures de l'eau au fond étaient bien au-dessus de la normale chaque année, avec un record de la série des températures à la surface et un record de la série et une deuxième place pour les températures au fond, y compris un record de 100 ans dans le nord du golfe du Saint-Laurent.

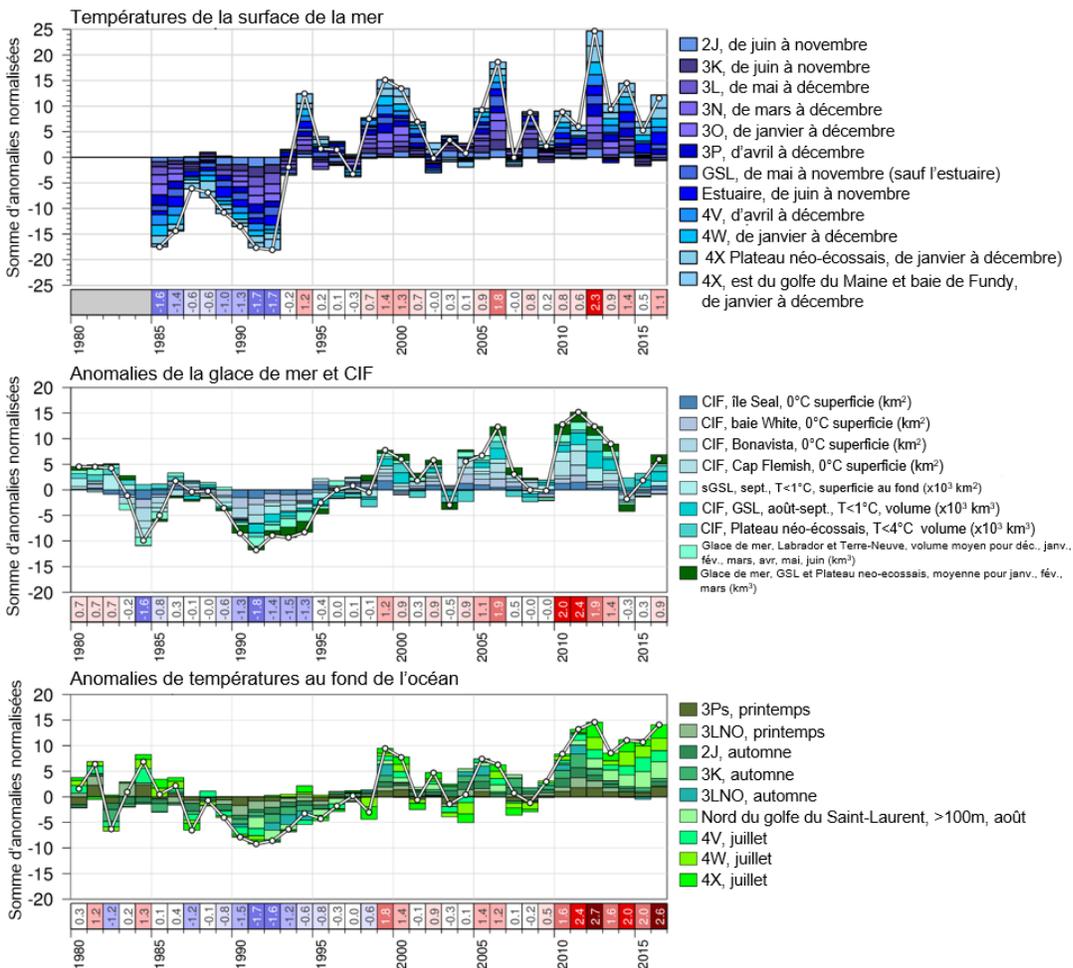


Figure 3.2-4. Indices climatiques composites (lignes et points blancs) calculés en additionnant diverses anomalies normalisées de différentes parties de l'environnement; les cellules colorées empilées au-dessus des abscisses sont les anomalies positives et celles qui sont en dessous sont les anomalies négatives. Le graphique du haut est la somme des anomalies de température à la surface de la mer; le graphique du milieu est la somme des anomalies de la couche intermédiaire froide et de la glace de mer avec les superficies et les volumes à l'échelle inversée (les anomalies positives sont des conditions chaudes); le graphique du bas est la somme des anomalies de température au fond. GSL : Golfe du Saint-Laurent, sGSL : sud du Golfe du Saint-Laurent. Voir les divisions de l'OPANO dans le Canada atlantique mentionnées dans les légendes sur la figure 3.1-1.

Hypoxie dans le GSL

Au cours des trois ou quatre années qu'il faut aux eaux profondes de l'embouchure du chenal Laurentien pour atteindre les têtes des chenaux dans l'estuaire du Saint-Laurent, la teneur en oxygène dissous diminue progressivement sous l'effet de la respiration et de l'oxydation de la matière organique. C'est donc dans les eaux profondes à la tête du chenal Laurentien, dans l'estuaire, que se trouvent les niveaux les plus bas d'oxygène dissous. Ces eaux ont été brièvement hypoxiques (valeur de $100 \mu\text{mol l}^{-1}$ correspondant à une saturation d'environ 30 %) au début des années 1960 et ont toujours été hypoxiques depuis 1984 (saturation d'environ 20 % ces dernières années) (figure 3.2-5). La moyenne annuelle la plus basse a été observée en 2016, à $54,1 \mu\text{mol l}^{-1}$, soit une saturation de 18 %. Une partie de la variabilité de l'oxygène dissous est associée à l'influence changeante des masses d'eau; la corrélation entre les températures plus élevées et la série chronologique plus basse de l'oxygène dissous dans l'estuaire du Saint-Laurent explique 74 % de la variance de l'oxygène dissous (voir la figure 3.2-5); la température à 300 m dans l'estuaire est également représentée sur la figure 3.2-5. D'autres facteurs influent sur la variabilité de l'oxygène, comme les changements interannuels de la charge et la matière organique qui plonge dans les eaux du fond de l'estuaire maritime du Saint-Laurent.

Acidification

L'accumulation de CO_2 d'origine anthropique dans l'atmosphère et son invasion graduelle de la surface de l'océan ont entraîné une augmentation du CO_2 dans l'océan et une diminution du pH. Cette augmentation de l'acidité rend l'eau plus corrosive pour le carbonate de calcium qui est nécessaire pour le squelette et les coquilles de nombreux organismes, en particulier les mollusques, les crustacés, les coraux et les échinodermes. Ce phénomène s'accompagne d'une augmentation du stress physiologique sur ces organismes.

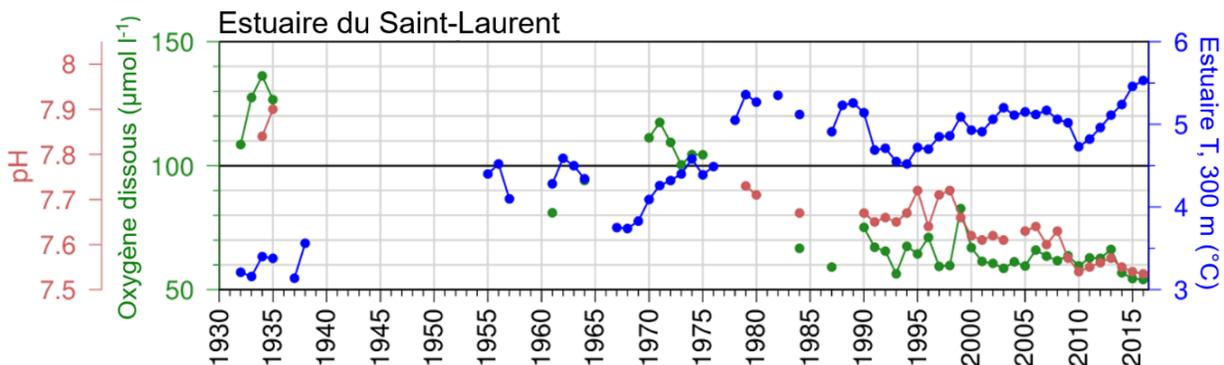


Figure 3.2-5. Acidité (pH), oxygène dissous moyen et température au fond dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent entre 295 m et le fond, dans la partie centrale profonde de l'estuaire. La ligne horizontale correspond à environ 30 % de saturation en oxygène dissous ($\mu\text{mol l}^{-1}$) et marque le seuil des conditions hypoxiques. Les données sur l'oxygène dissous moyen (Galbraith *et al.* 2017) constituent une mise à jour de la série chronologique présentée dans Gilbert *et al.* (2005). Les données sur le pH dans l'estuaire du golfe du Saint-Laurent proviennent de Michel Starr (MPO) et de Mucci *et al.* (2011).

Dans les eaux immédiatement adjacentes au plateau de Terre-Neuve (mer du Labrador), on a observé une diminution presque linéaire du pH entre 1993 et aujourd'hui, à un taux d'environ

0,02 unité de pH par décennie. Le pH a également diminué à un taux d'environ 0,03 unité de pH par décennie sur le plateau néo-écossais, et d'environ 0,04 unité par décennie depuis 1934 dans le golfe du Saint-Laurent (figures 3.2-5 et 3.2-6). Les taux de diminution du pH dans les eaux du Canada atlantique sont généralement plus élevés que dans d'autres parties des océans du monde (WMO 2014).

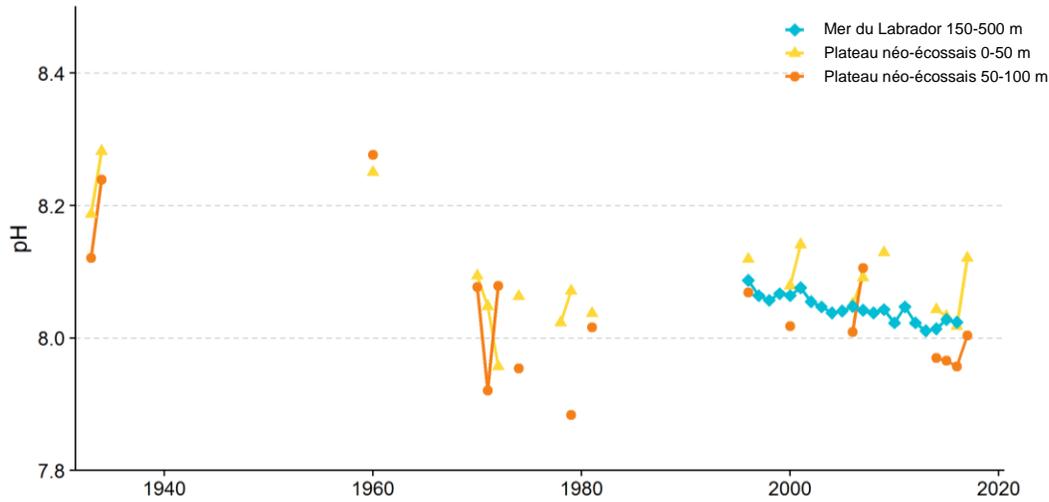


Figure 3.2-6. Acidité (pH) dans la mer du Labrador (plateaux de Terre-Neuve et du Labrador) et sur le plateau néo-écossais. Les données sur le pH dans la mer du Labrador et le plateau néo-écossais proviennent de Kumiko Azetsu-Scott (MPO).

Écoulement

Le ruissellement dans le golfe du Saint-Laurent, particulièrement dans l'estuaire du Saint-Laurent, influence fortement la circulation, la salinité et la stratification (et donc les températures de la couche supérieure de l'eau) dans le golfe et, par le courant de la Nouvelle-Écosse, sur le plateau néo-écossais. La variabilité interannuelle de la stratification saisonnière (mai-octobre) (0-50 m) à la station de Rimouski du PMZA, dans l'estuaire du Saint-Laurent, est fortement corrélée à la moyenne saisonnière de l'écoulement de l'eau fraîche du fleuve Saint-Laurent (1991-2017; $R^2 = 0,71$). Le ruissellement dans l'estuaire du Saint-Laurent a diminué entre le début des années 1970 et 2001, a suivi une tendance à la hausse entre 2001 et 2011 et a été relativement stable de 2012 à 2016 (figure 3.2-3). Combiné au mélange induit par les marées et le vent, le ruissellement exerce un effet moteur sur la circulation estuarienne dans l'estuaire du Saint-Laurent et, dans une moindre mesure, dans l'ensemble du GSL.

Stratification

On considère que la stratification verticale dans la colonne d'eau influence les propriétés de mélange physique et les processus biologiques liés, par exemple, à la plongée du plancton et au mélange ascendant des éléments nutritifs. Un indice de stratification à long terme a été créé à partir de la différence de densité entre la surface et 50 m (figures 3.2-3 et 3.2-7).

À la station 27 du PMZA, située au large de St. John's, la stratification est passée de valeurs inférieures à la normale au milieu des années 1960 à un sommet record en 1995 et suit une tendance principalement à la baisse depuis (Colbourne *et al.* 2017). Depuis 1948, on a assisté à une augmentation de la stratification moyenne sur le plateau néo-écossais, ce qui a entraîné un changement de la différence de densité entre 0 à 50 m de profondeur de $0,36 \text{ kg m}^{-3}$ sur 50 ans. Ce changement dans la stratification moyenne est dû principalement à une diminution de la densité à la surface (76 % du changement total de la densité), composée à parts égales de réchauffement et de rafraîchissement (Hebert *et al.* 2018). Comme nous l'avons mentionné précédemment, la stratification dans l'estuaire du Saint-Laurent est liée au ruissellement saisonnier et a suivi une tendance similaire.

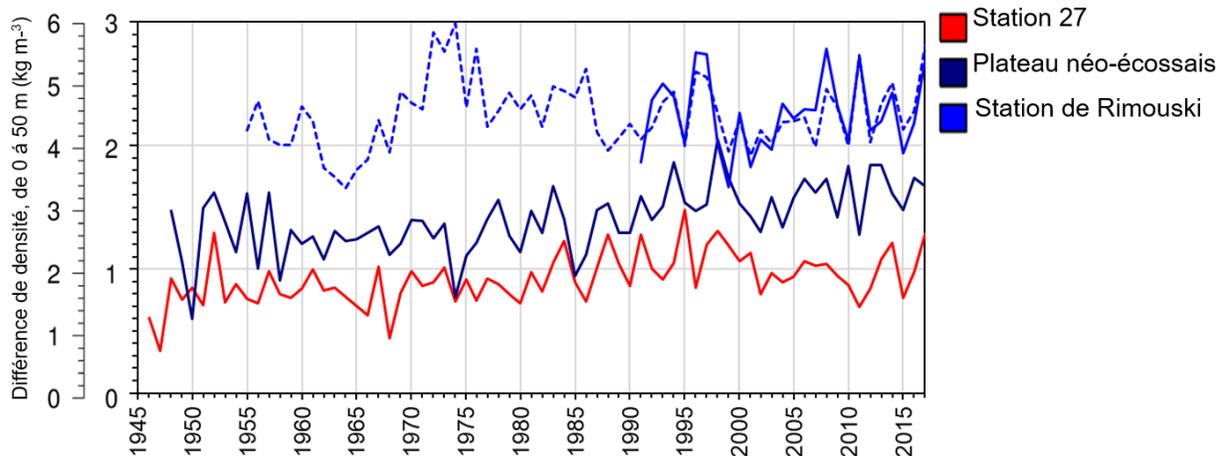


Figure 3.2-7. Tendances de la stratification sur les plateaux du sud de Terre-Neuve et du Labrador (à la station 27), sur le plateau néo-écossais et dans l'estuaire du Saint-Laurent (station de Rimouski). La ligne pointillée de la station de Rimouski est une approximation basée sur le ruissellement. Se reporter à la figure 3.1-1 pour connaître l'emplacement des noms de lieux.

Oscillation nord-atlantique

L'indice de l'oscillation nord-atlantique (ONA) – mesure de la différence de pression atmosphérique de surface entre les régions équatoriale et nord-atlantique – quantifie le forçage atmosphérique hivernal dominant au-dessus de l'océan Atlantique Nord. Il influe sur les vents, la température de l'air, les précipitations et les propriétés hydrographiques sur la côte est du Canada, soit directement, soit par advection. De forts vents du nord-ouest, des températures froides de l'air et de la mer et de la glace lourde dans la région de la mer du Labrador sont habituellement associés à un indice ONA positif élevé, avec des vents plus faibles et des effets opposés se produisant avec un indice ONA négatif (Colbourne *et al.* 2017).

On a constaté que les changements dans les propriétés physiques des eaux du Canada atlantique sont liés à l'oscillation nord-atlantique. Par exemple, Petrie (2007) a trouvé une relation entre les changements des températures de l'eau au fond et l'oscillation nord-atlantique. Toutefois, il est de plus en plus évident qu'au cours des 15 dernières années, l'oscillation nord-atlantique est devenue un prédicteur moins puissant des propriétés océaniques dans la zone atlantique canadienne. La série chronologique de l'oscillation nord-atlantique est présentée sur la figure 3.2-3 à des fins d'illustration (Colbourne *et al.* 2017). Parmi les faits saillants,

mentionnons les records haut (2015) et bas (2010) de la série, enregistrés au cours de la dernière décennie.

Niveau moyen de la mer

Le niveau relatif de la mer (NRM) local observé est influencé par le réchauffement et l'ajustement dynamique des océans, la fonte des glaces terrestres et le mouvement vertical des terres. Dans l'est du Canada, le mouvement vertical des terres associé à l'ajustement isostatique post-glaciaire du continent diffère dans la direction méridionale, le continent s'enfonçant au sud (p. ex. Halifax et Saint John) et s'élevant au nord (p. ex. Harrington Harbour et Nain) (Peltier 2004). Ces mécanismes combinés donnent lieu à des changements spatiaux importants dans la tendance moyenne du NRM (Han *et al.* 2014; figure 3.2-8). Dans la région sud, le NRM augmente de 2 à 4 mm par année (p. ex. North Sydney, Halifax, Yarmouth, Saint John, Charlottetown, St. John's, Argentia et Port aux Basques) et diminue dans le nord à un taux de 2 mm par année (p. ex. Nain). Le long de la côte nord du golfe du Saint-Laurent, les taux du NRM passent de négatifs (en baisse) à Harrington Harbour à positifs (en hausse) à Sept-Îles. Bien que les taux changent également de signe à Rimouski et à Québec dans le sud de l'estuaire du Saint-Laurent, ils ne sont pas différents de zéro à un niveau de confiance de 95 %. Ces résultats suggèrent que l'ampleur de la tendance historique à long terme du NRM est faible le long du nord du golfe du Saint-Laurent et dans l'estuaire du Saint-Laurent. Bien que cela ne soit pas statistiquement significatif, l'élévation du niveau de la mer semble également s'accélérer à certains endroits. Par exemple, la tendance du NRM à Halifax est d'environ 5 mm par année entre 1993 et 2011 et de 3 mm par année entre 1895 et 2011.

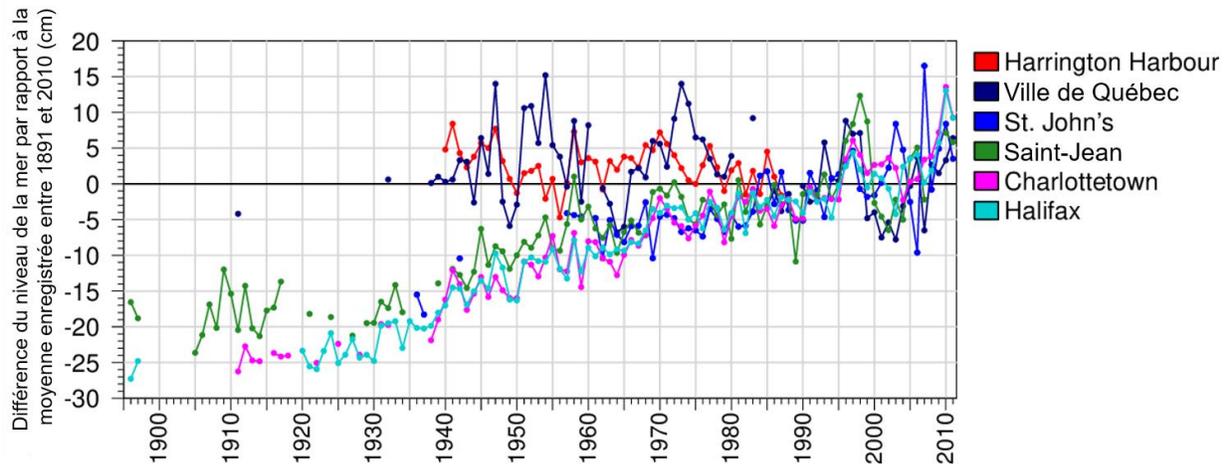


Figure 3.2-8. Moyenne annuelle du niveau relatif de la mer à six sites de la zone atlantique. Les valeurs sont les différences par rapport à la moyenne de 1891-2010 pour chaque série. Se reporter à la figure 3.1-1 pour connaître l'emplacement des noms de lieux.

Résumé

Les températures de l'eau à la surface dans la zone atlantique ont surtout suivi les tendances au réchauffement dues aux changements climatiques observées dans l'atmosphère pendant les mois sans glace. Dans l'ensemble de la zone, deux (2012 et 2014) des cinq années les plus chaudes des relevés satellites pour les mesures de la température de l'eau à la surface de la mer ont eu

lieu dans la période de cinq ans allant de 2012 à 2016. Le réchauffement des hivers a également entraîné une diminution de la couverture de glace de mer et un affaiblissement des couches intermédiaires froides. La période de 2012 à 2016 a été caractérisée par des creux historiques en 2012 pour les volumes de la CIF dans le golfe du Saint-Laurent et sur le plateau néo-écossais, ce qui représente des records des conditions de chaleur. Au cours de la dernière décennie, les volumes de glace sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador, dans le golfe du Saint-Laurent et sur le plateau néo-écossais ont généralement été inférieurs à la normale, atteignant un creux historique dans le golfe du Saint-Laurent en 2010 et sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador en 2011.

Les températures en eaux profondes sur le plateau néo-écossais et dans le golfe du Saint-Laurent sont fortement influencées par une proportion croissante du courant du Gulf Stream par rapport au courant du Labrador. Bien que les plateaux de Terre-Neuve et de Labrador aient été caractérisés par des températures au fond supérieures à la normale au cours de la première moitié de 2012-2016, avec des moyennes presque normales au cours de la deuxième moitié, toutes les anomalies étaient au-dessus de la normale sur le plateau néo-écossais et dans le nord du golfe du Saint-Laurent pendant cette période. Durant la même période, des records de la série ont été enregistrés dans le centre (4W) et l'ouest (4X) du plateau néo-écossais, un record de 33 ans dans la sous-division 3Ps (au sud de Terre-Neuve à l'ouest des Grands Bancs) ainsi qu'un record de 100 ans dans le nord du golfe du Saint Laurent (4S et 4R). L'influence accrue des eaux du Gulf Stream et des températures plus chaudes correspondantes contribue également à l'augmentation des conditions hypoxiques (faibles concentrations d'oxygène dissous) dans l'estuaire du Saint-Laurent. Les eaux profondes de l'estuaire du Saint-Laurent ont été brièvement hypoxiques au début des années 1960 et le sont restées depuis 1984. L'oxygène dissous a atteint sa plus basse moyenne annuelle en 2016, ce qui correspond à une saturation de 18 %.

L'accumulation de CO₂ d'origine anthropique dans l'atmosphère et son invasion graduelle de la surface de l'océan ont entraîné une augmentation du CO₂ dans l'océan et une diminution du pH. Les taux de diminution du pH dans les eaux du Canada atlantique sont généralement plus élevés que dans d'autres parties des océans du monde. Des creux historiques ont été enregistrés dans l'estuaire du Saint-Laurent en 2016.

3.2.2 Niveaux trophiques inférieurs

Pierre Pepin¹, Catherine Johnson², Stéphane Plourde³, Gary Maillet¹, Benoit Casault², Michael Scarratt³, Marjolaine Blais³, Thomas Guyondet⁴, Emmanuel Devred², Carla Caverhill²

¹Ministère des Pêches et des Océans, région de Terre-Neuve et du Labrador, St. John's (Terre-Neuve-et-Labrador)

²Ministère des Pêches et des Océans, région des Maritimes, Dartmouth (Nouvelle-Écosse)

³Ministère des Pêches et des Océans, région du Québec, Mont Joli (Québec)

⁴Ministère des Pêches et des Océans, région du Golfe, Moncton (Nouveau-Brunswick)

Introduction

Les niveaux trophiques inférieurs sont les composantes des réseaux trophiques marins qui canalisent l'énergie du soleil vers les animaux des niveaux trophiques supérieurs, comme les crustacés (crabes, homards, pétoncles et moules), les poissons (morue, hareng et flétan), les mammifères marins (phoques et baleines) et les oiseaux de mer. Les organismes des niveaux

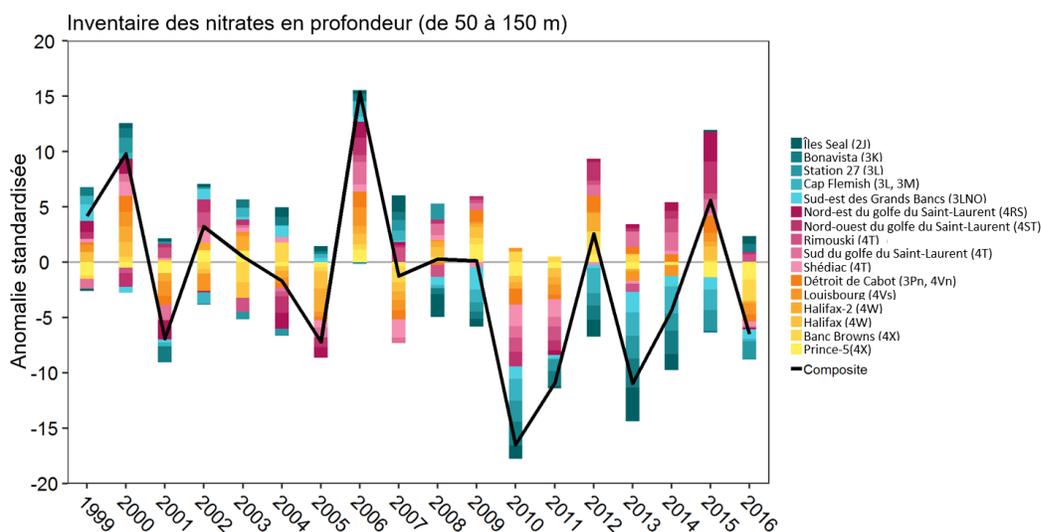
trophiques inférieurs comprennent le phytoplancton et le zooplancton. Le phytoplancton est composé de plantes microscopiques qui occupent une position dans le réseau trophique marin semblable à celle des plantes terrestres. Le zooplancton est composé d'une grande variété de petits animaux de 0,2 à 20 mm de longueur qui dérivent avec les courants océaniques. La taille du phytoplancton varie considérablement, des grandes diatomées aux plus petits flagellés, chaque taxon accomplissant une fonction écologique différente. Le phytoplancton est la principale source de nourriture du zooplancton, qui constitue le lien essentiel entre le phytoplancton et les organismes plus gros. Il existe de nombreux types d'animaux dans la communauté zooplanctonique, comme les copépodes, les filtreurs gélatineux et prédateurs, ou encore les stades larvaires éphémères des invertébrés de fond. Comme pour le phytoplancton, la taille du zooplancton est très variable. Les stades et espèces plus petits sont les principales proies des jeunes stades des poissons et les copépodes plus gros sont surtout consommés par les poissons juvéniles et adultes qui se nourrissent près de la surface. Cependant, comme les copépodes constituent le groupe zooplanctonique dominant en nombre et en biomasse dans l'ouest de l'Atlantique Nord, la présente section ne porte que sur les tendances des changements de l'abondance des copépodes.

La productivité des écosystèmes marins dépend de la photosynthèse, la synthèse par le phytoplancton de la matière organique à partir du dioxyde de carbone et des éléments nutritifs dissous. La lumière fournit l'énergie nécessaire à la transformation des éléments inorganiques en matière organique. Le taux de croissance du phytoplancton dépend de la disponibilité de la lumière et des éléments nutritifs sous forme d'azote (nitrates, nitrites et ammonium), de phosphore (phosphates) et de silice (silicate), cette dernière étant essentielle pour la production des diatomées. Dans les eaux du plateau continental, les nitrates, la forme dominante de l'azote, sont habituellement l'élément nutritif limitant la croissance du phytoplancton. L'explosion de l'abondance du phytoplancton au printemps et en été est connue sous le nom de prolifération printanière. La prolifération printanière se produit principalement dans les eaux proches de la surface de la couche de mélange, la tranche d'eau dans laquelle les propriétés physiques de l'eau sont relativement semblables, mais séparée des couches plus profondes de l'océan par un fort gradient de densité appelé la pycnocline. L'ampleur des proliférations printanières dépend en partie de la quantité d'éléments nutritifs qui sont mélangés dans les eaux superficielles durant l'hiver. La productivité pendant l'été est maintenue grâce au mélange et à l'excrétion d'ammonium par le phytoplancton et le zooplancton. Les caractéristiques de la prolifération (amplitude, ampleur, moment et durée) fournissent des renseignements importants sur les variations régionales de la productivité des écosystèmes et sont liées à la productivité des organismes qui dépendent des niveaux trophiques inférieurs. En automne, une deuxième prolifération moins intense contribue également aux fonctions de l'écosystème marin.

Les renseignements examinés dans cette section proviennent du Programme de monitoring de la zone atlantique (PMZA) (MPO 2017; Maillet *et al.* 2017). Les données présentées ci-après sont tirées de 14 sections océanographiques échantillonnées de façon saisonnière et de cinq sites littoraux échantillonnés une ou deux fois par mois. Nous présentons la quantité d'éléments nutritifs disponibles pour le phytoplancton, l'abondance globale du phytoplancton et les caractéristiques importantes de la prolifération printanière, ainsi que l'abondance des espèces de zooplancton qui sont des proies essentielles pour les animaux du niveau trophique supérieur, selon les données disponibles de 1999 à aujourd'hui.

Éléments nutritifs

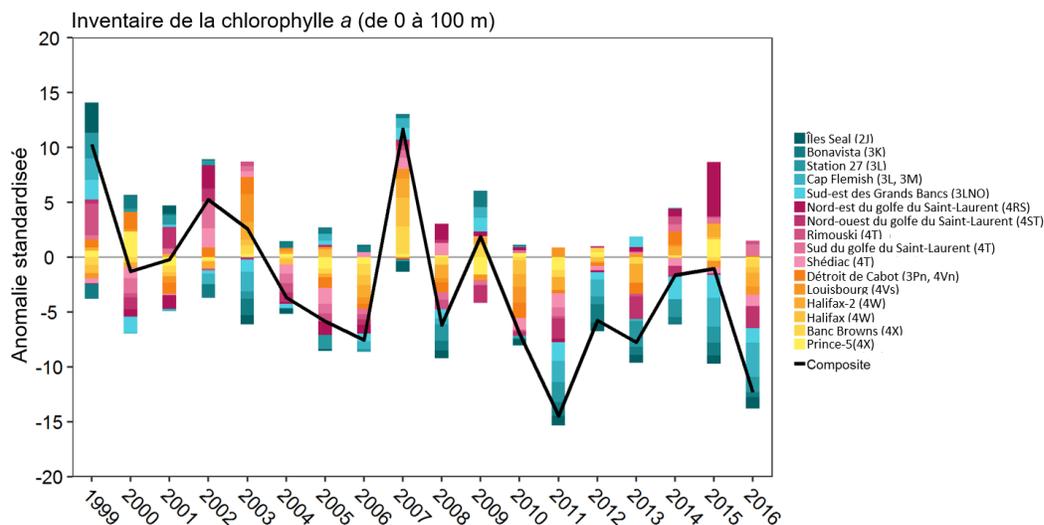
La quantité d'éléments nutritifs n'a pas changé de manière uniforme dans toutes les parties de l'Atlantique; elle est très variable à court terme, et des conditions bien inférieures à la moyenne à long terme ont été fréquemment observées dans différentes parties de l'Atlantique Nord-Ouest au cours des cinq dernières années. Les déclinés les plus marqués, qui ont perduré jusqu'à 2014-2015, se sont produits sur le plateau de Terre-Neuve. Les concentrations d'éléments nutritifs ont varié de façon plus modérée dans le golfe du Saint-Laurent et sur le plateau néo-écossais au fil du temps, et les plus récentes étaient proches de la normale et sous la normale, respectivement. La quantité de nitrates contenue dans les eaux situées sous la couche de mélange superficielle, à des profondeurs de 50 à 150 m, est appelée l'inventaire de nitrates dans les eaux profondes. En général, cet inventaire n'est pas grandement influencé par la croissance du phytoplancton, et constitue ainsi un bon indicateur des ressources qui peuvent se mélanger dans la colonne d'eau pendant l'hiver ou l'été et l'automne pendant la remontée d'eau et deviennent disponibles pour la croissance du phytoplancton. Les inventaires de nitrates et l'abondance relative des autres éléments nutritifs dépendent principalement des eaux d'où ils proviennent, qui constituent les eaux profondes des plateaux continentaux et peuvent varier d'une année à l'autre. Les inventaires de nitrates dans les eaux profondes affichent des variations dans l'Atlantique caractérisées par une tendance générale à la baisse de 1999 à 2010, année où un minimum a été atteint, suivie d'un retour général aux conditions moyennes de 2010 à 2016 (figure 3.2-9).



3.2-9. Résumé des inventaires de nitrates (nitrates et nitrites combinés, qui représentent le principal élément nutritif limitant la croissance du phytoplancton) dans la colonne d'eau inférieure (50-150 m ou le fond si la profondeur est moins grande) de différents transects océanographiques et stations fixes du Programme de monitoring de la zone atlantique de 1999 à 2016. Les anomalies normalisées sont les différences entre la moyenne annuelle pour une année donnée et la moyenne à long terme (1999-2010) divisées par l'écart-type pour chaque section océanographique. Chaque section est déterminée en fonction de MPO (2017) et des sous-secteurs de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord; la ligne pleine représente l'indice composite, qui est la somme des anomalies pour chaque année. La contribution de chaque section est représentée par la couleur et la hauteur de la barre verticale. Voir les divisions de l'OPANO au Canada atlantique sur la figure 3.1-1.

Phytoplancton

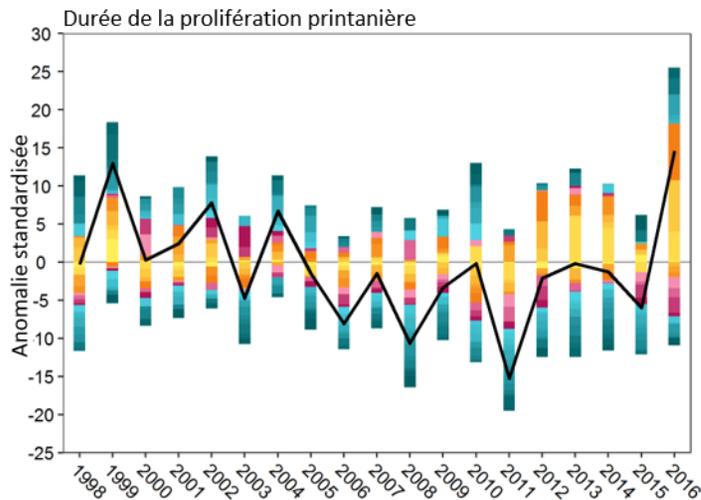
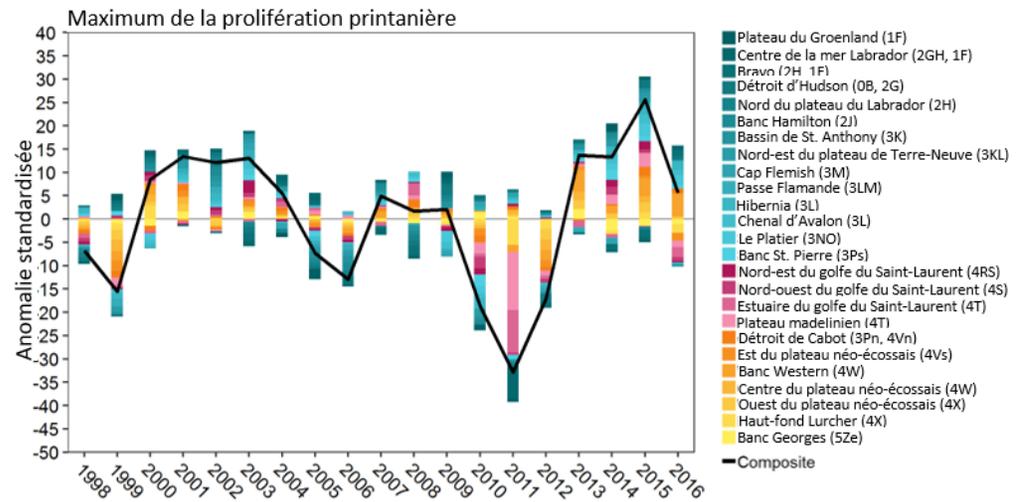
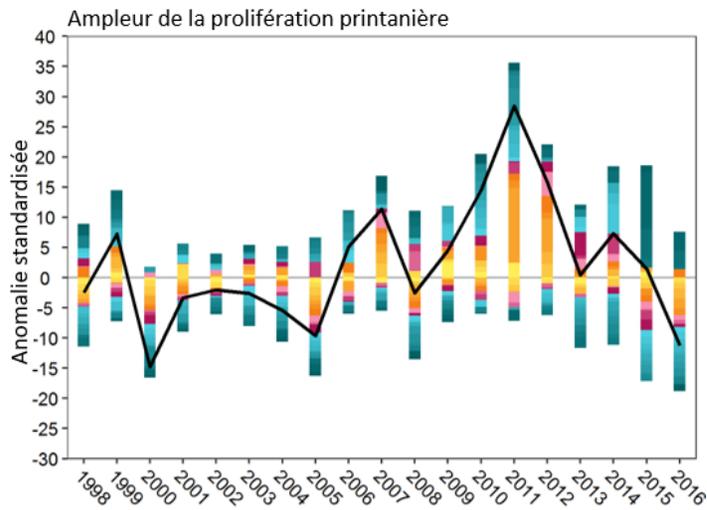
Les inventaires de chlorophylle dans la couche supérieure de l'océan (0-100 m) représentent la biomasse du phytoplancton. Ils affichent un degré élevé de variabilité interannuelle, y compris des valeurs exceptionnelles supérieures ou inférieures à la moyenne à long terme (3.2-10). La tendance générale est à un déclin graduel de l'abondance globale du phytoplancton dans l'Atlantique. Le déclin général de 1999 jusqu'à un minimum en 2011 a été suivi d'un rétablissement graduel aux conditions moyennes en 2015, mais en 2016, les niveaux de phytoplancton étaient bien inférieurs à la normale dans la plupart des parties de la région. Les conditions étaient généralement inférieures à la moyenne en 2016 dans toutes les régions. Les profils de variation de l'abondance du phytoplancton sont généralement semblables à ceux qui ont été indiqués pour les inventaires de nitrates dans les eaux profondes, mais ils accusent un retard d'environ un an par rapport à la variabilité des éléments nutritifs. Bien que la relation soit faible et n'explique que 23 % de la variation des données, il est intéressant de mentionner le lien entre les éléments nutritifs disponibles et le stock permanent de phytoplancton.



3.2-10. Résumé des inventaires de chlorophylle (représentant la biomasse du phytoplancton) dans la colonne d'eau supérieure (0-100 m ou le fond si la profondeur est moins grande) de différents transects océanographiques et stations fixes du Programme de monitoring de la zone atlantique de 1999 à 2016. Les anomalies normalisées sont les différences entre la moyenne annuelle pour une année donnée et la moyenne à long terme (1999-2010) divisées par l'écart-type pour chaque section océanographique. Chaque section est déterminée en fonction de MPO (2017) et des sous-secteurs de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord; la ligne pleine représente l'indice composite, qui est la somme des anomalies pour chaque année. La contribution de chaque section est représentée par la couleur et la hauteur de la barre verticale. Voir les divisions de l'OPANO au Canada atlantique sur la figure 3.1-1.

Les profils de variation des caractéristiques des proliférations printanières de phytoplancton sont relativement uniformes dans l'Atlantique Nord-Ouest (figure 3.2-11). L'ampleur de la prolifération printanière a augmenté entre 1999 et 2011, année où elle a atteint son pic le plus élevé, avant de revenir à un état moyen en 2016. L'amplitude de la prolifération printanière, qui n'est pas illustrée, variait selon un profil semblable. Le jour de l'année où la prolifération atteint son amplitude maximale (période de pointe) a davantage varié d'une année à l'autre que

l'amplitude de la prolifération, passant de généralement tôt ou tard par rapport à la normale sur des périodes de trois à cinq ans. Pendant la période très chaude de 2010-2012, les proliférations printanières de phytoplancton étaient précoces, mais le refroidissement graduel des conditions océaniques qui a suivi semble avoir entraîné un retard général dans l'apparition de la prolifération de 2013 à 2016. La durée de la prolifération varie considérablement d'une région à l'autre de l'Atlantique Nord-Ouest. Cependant, on a observé un déclin général de la durée globale de la prolifération entre 1999 et 2011, après quoi elle est revenue près de la normale à partir de 2012-2015, puis a affiché un pic record en 2016. De nombreuses caractéristiques environnementales contribuent au déclenchement et à la progression saisonnière de la prolifération printanière, notamment le taux de réchauffement, la force des vents, le mélange et la stabilité de la densité de la colonne d'eau, l'étendue et la durée de la couverture de glace et le contenu nutritif des masses d'eaux profondes. Les caractéristiques de la prolifération dans n'importe quelle partie de l'Atlantique sont ainsi influencées par les effets combinés des tendances générales à long terme de l'environnement physique et des conditions locales ou régionales qui varient à plus court terme. La variabilité des paramètres de la prolifération printanière (p. ex. l'amplitude, l'ampleur, le moment et la durée) aura probablement des conséquences différentes sur d'autres organismes des niveaux trophiques supérieurs (zooplancton, poissons, mammifères marins, oiseaux de mer) dans l'écosystème de l'Atlantique Nord-Ouest, et ces conséquences sont à l'étude (voir les études de cas 4.4 et 4.7 dans le présent rapport).



3.2-11. Résumé des anomalies annuelles de la couleur de l'océan observées par satellite dans différentes sous-régions statistiques de la zone atlantique entre 1999 et 2016. Le graphique supérieur gauche montre l'ampleur de la prolifération, le graphique supérieur droit, les anomalies dans la période de pointe de la prolifération, et le graphique inférieur gauche, la durée de la prolifération printanière. Les anomalies normalisées sont les différences entre la moyenne annuelle pour une année donnée et la moyenne à long terme (1998-2010), divisées par l'écart-type. La contribution de chaque sous-région est représentée par la couleur et la hauteur de la barre verticale. Les sous-régions sont classées de la haute mer aux régions du plateau continental régional. Voir les divisions de l'OPANO au Canada atlantique sur la figure 3.1-1.

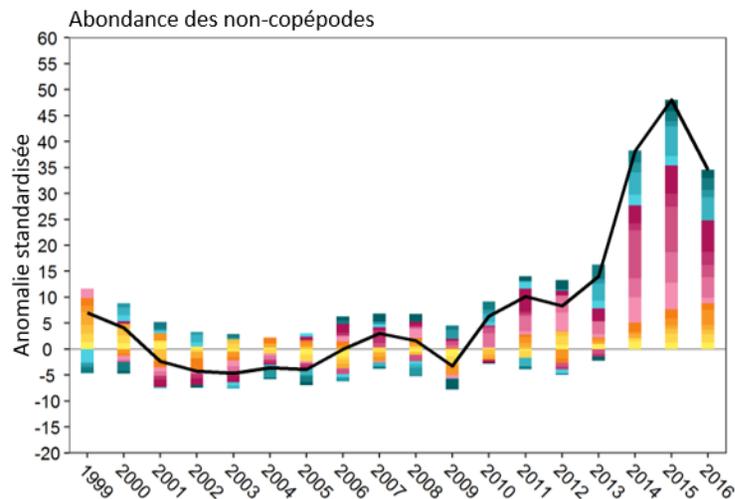
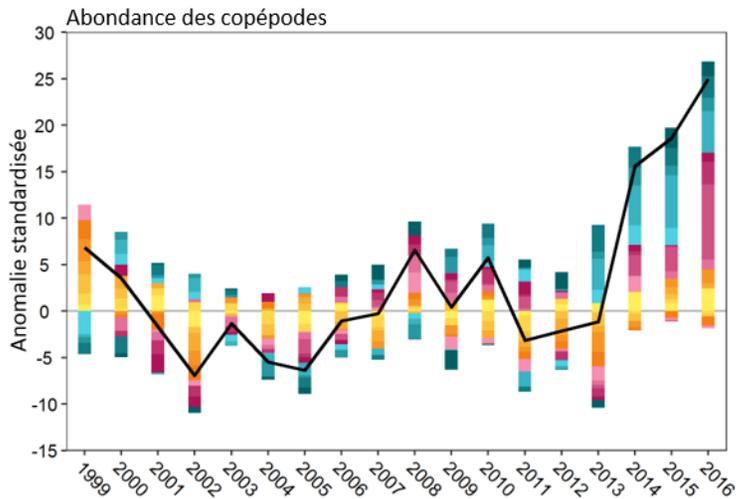
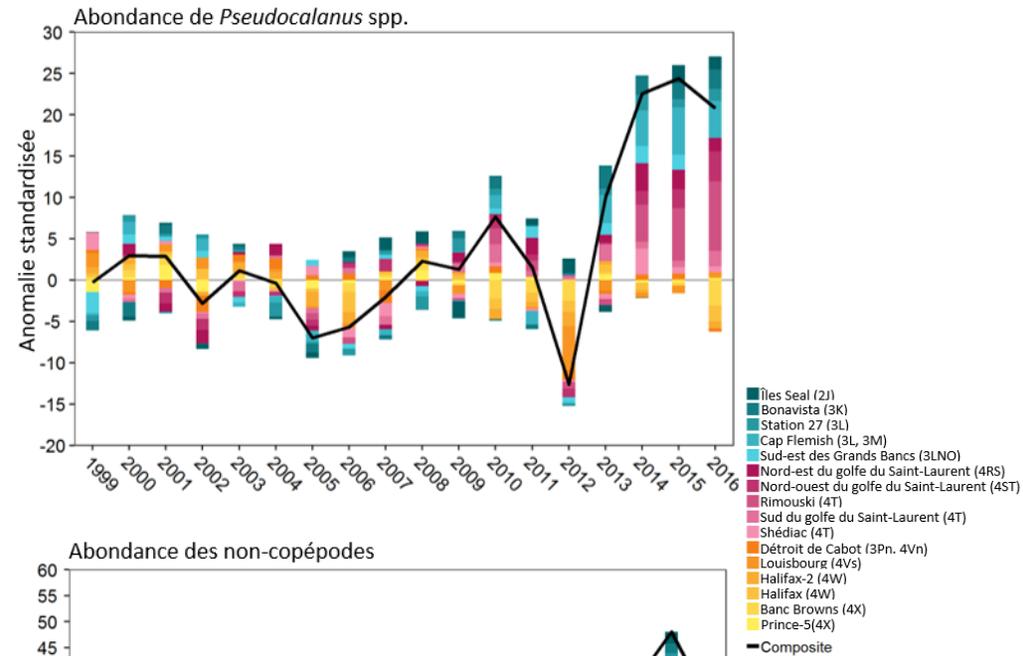
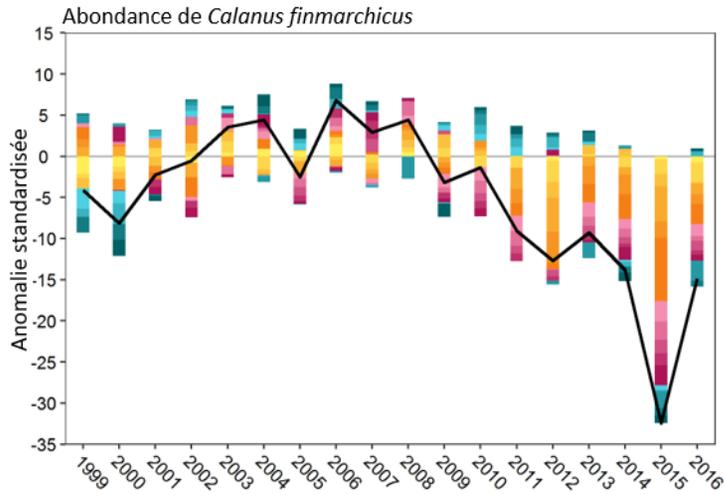
Zooplancton

La structure des communautés de zooplancton est fortement influencée par la profondeur, la température et la saison, et leur complexité diffère considérablement entre les trois biorégions de l'Atlantique Nord-Ouest. Malgré la complexité et la diversité de cette structure dans différentes parties de la région, quatre indices de l'abondance fournissent de bons indicateurs de l'état de la communauté zooplanctonique. Les indices de l'abondance du zooplancton présentent un degré élevé de cohérence spatiale à grande échelle dans leur signal entre différentes parties de la zone atlantique. Deux taxons de copépodes servent à représenter différents grands groupes ayant des cycles biologiques semblables : *Calanus finmarchicus* et *Pseudocalanus* spp. *Calanus finmarchicus* est un grand copépode omniprésent qui accumule de grandes réserves d'énergie aux stades ultérieurs de développement et qui constitue donc une source riche de nourriture pour les poissons pélagiques et une espèce dominante en biomasse dans la majeure partie de la région. Les *Pseudocalanus* spp. sont de petits copépodes qui sont répandus dans toute la zone atlantique et ont individuellement des réserves énergétiques beaucoup plus petites que *C. finmarchicus*, mais les caractéristiques de leur cycle biologique sont généralement représentatives des taxons plus petits de la communauté des copépodes. Les autres indices fournissent des informations sur l'abondance totale des taxons de copépodes et autres.

Un déplacement de la communauté zooplanctonique a été observé ces dernières années, caractérisé par une plus faible abondance du grand copépode riche en énergie *C. finmarchicus*, des abondances plus fortes de petits copépodes et de copépodes d'eau chaude, et des abondances plus grandes de non-copépodes (figure 3.2-12). Les plus fortes anomalies négatives chez *C. finmarchicus* ont été observées sur le plateau néo-écossais, le plus près de la limite sud de son aire de répartition dans le golfe du Maine. En termes généraux, l'abondance de *C. finmarchicus* est en déclin depuis 2009, tout comme l'abondance de deux espèces arctiques semblables de *Calanus*. En revanche, l'abondance de *Pseudocalanus* spp. a affiché une tendance générale à la hausse pendant au moins une décennie. Malgré une baisse à des niveaux très faibles en 2012, l'espèce a atteint une abondance record dans une grande partie de la zone atlantique. L'abondance totale des copépodes a également augmenté à des niveaux supérieurs à la normale depuis 2014. Les membres non-copépodes du zooplancton, qui sont beaucoup moins abondant que les copépodes et se composent principalement de stades larvaires d'invertébrés benthiques, de groupes carnivores qui se nourrissent d'autres zooplanctons et de groupes qui se nourrissent de petites particules, étaient constamment au-dessus de la moyenne dans toute la zone à partir de 2010, des valeurs records étant observées dans les trois biorégions depuis 2014. Les anomalies positives les plus fortes chez les *Pseudocalanus* spp. et les non-copépodes ont été relevées dans le golfe du Saint-Laurent et sur le plateau de Terre-Neuve; les anomalies positives totales chez les copépodes étaient les plus marquées sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador et dans le golfe du Saint-Laurent. Dans l'ensemble, ces récents changements dans la structure de la communauté zooplanctonique (p. ex. les changements de l'abondance des copépodes et l'augmentation relativement plus importante de l'abondance des non-copépodes que celle des copépodes) indiquent que d'importantes variations interviennent dans le flux énergétique des niveaux trophiques inférieurs de l'écosystème marin du Canada atlantique, mais il faudra approfondir l'examen des conséquences sur les niveaux trophiques supérieurs.

Résumé

Dans l'ensemble, des changements importants semblent s'être produits dans les profils généraux de productivité des niveaux trophiques inférieurs ces cinq dernières années. Le déclin général des inventaires d'éléments nutritifs et de chlorophylle peut indiquer que le potentiel de production de l'écosystème est plus faible qu'au cours de la décennie précédente, et le passage de la structure des communautés de zooplancton des grands copépodes riches en lipides à des taxons plus petits peut avoir des conséquences sur l'efficacité du transfert des producteurs primaires aux niveaux trophiques supérieurs.



3.2-12. Séries chronologiques des anomalies de l'abondance des copépodes dominants *Calanus finmarchicus* (graphique supérieur gauche), des *Pseudocalanus* spp. (graphique supérieur droit), des copépodes totaux (graphique inférieur gauche) et des non-copépodes (graphique inférieur droit) de différents transects océanographiques et stations fixes du Programme de monitoring de la zone atlantique de 1999 à 2016. Les anomalies normalisées sont les différences par rapport à la moyenne à long terme (1999-2010) divisées par l'écart-type. La contribution de chaque section est représentée par la couleur et la hauteur de la barre verticale. La ligne noire pleine est l'anomalie cumulative (composite) de toutes les sections une année donnée. Voir les divisions de l'OPANO au Canada atlantique sur la figure 3.1-1.

Références

- Bugden, G.L. 1991. Changes in the temperature-salinity characteristics of the deeper waters of the Gulf of St. Lawrence over the past several decades. *In* The Gulf of St. Lawrence: small ocean or big estuary? Edited by J.-C. Therriault. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 113: viii + 359 p.
- Colbourne, E., Holden, J., Snook, S., Han, G., Lewis, S., Senciall, D., Bailey, W., Higdon, J. et Chen, N. 2017. Physical oceanographic conditions on the Newfoundland and Labrador Shelf during 2016. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/079: v + 50 p.
- Cyr, F., Bourgault, D. et Galbraith, P.S. 2011. Interior versus boundary mixing of a cold intermediate layer. *J. Geophys. Res.* 116: C12029.
- Galbraith, P.S. 2006. Winter water masses in the Gulf of St. Lawrence. *J. Geophys. Res.* 111: C06022.
- Galbraith, P.S. et Larouche, P. 2013. Chapter 1: Trends and variability in eastern Canada sea-surface temperatures. *In* Aspects of climate change in the Northwest Atlantic off Canada. Edited by J.W. Loder, G. Han, P.S. Galbraith, J. Chassé, and A. van der Baaren. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3045: x + 190 p.
- Galbraith P.S., Larouche, P., Chassé, J. et Petrie, B. 2012. Sea-surface temperature in relation to air temperature in the Gulf of St. Lawrence: interdecadal variability and long term trends. *Deep-Sea Res. II* 77-80: 10-20.
- Galbraith, P.S., Chassé, J., Caverhill, C., Nicot, P., Gilbert, D., Pettigrew, B., Lefaivre, D., Brickman, D., Devine, L. et Lafleur, C. 2017. Physical oceanographic conditions in the Gulf of St. Lawrence in 2016. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/044: v + 91 p.
- Gilbert, D. 2004. Propagation of temperature signals from the northwest Atlantic continental shelf edge into the Laurentian Channel. *ICES CM*, 2004/N:07. 12 p.
- Gilbert, D. et Pettigrew, B. 1997. Interannual variability (1948-1994) of the CIL core temperature in the Gulf of St. Lawrence. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54 (Suppl. 1): 57-67.
- Gilbert, D., Sundby, B., Gobeil, C., Mucci, A. et Tremblay, G.-H. 2005. A seventy-two-year record of diminishing deep-water oxygen in the St. Lawrence estuary: The northwest Atlantic connection. *Limnol. Oceanogr.* 50: 1654-1666.
- Han, G., Ma, Z., Bao, H. et Slangen, A. 2014. Regional differences of relative sea level changes in the Northwest Atlantic: Historical trends and future projections. *J. Geophys. Res. Oceans* 119: 156-164.
- Hebert, D., Pettipas, R., Brickman, D. et Dever, M. 2018. Meteorological, sea ice and physical oceanographic conditions on the Scotian Shelf and in the Gulf of Maine during 2016. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2018/016: v + 53 p.
- Lauzier, L.M. et Trites, R.W. 1958. The deep waters of the Laurentian Channel. *J. Fish. Res. Board Can.* 15: 1247-1257.
- Maillet, G., Pepin, P., Johnson, C., Plourde, S., Casault, B., Devred, E., Galbraith, P.S., Caverhill, C., Devine, L., Scarratt, M., Starr, M., Head, E., Spry, J., Porter, C., Cogswell, A., St-Pierre, J.F., St-Amand, L., Joly, P., Fraser, S., Doyle, G., Robar, A., Higdon, J. et Maass, H. 2017. Biological oceanographic conditions in the northwest Atlantic in 2016. North Atlantic Fisheries Organization NAFO SCR Doc. 17/012: 24 p.
- McLellan, H.J. 1957. On the distinctness and origin of the slope water off the Scotian Shelf and its easterly flow south of the Grand Banks. *J. Fish. Res. Board Can.* 14: 213-239.
- MPO. 2017. Conditions océanographiques dans la zone atlantique en 2016. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2017/031 : 27 p.

- Mucci, A., Starr, M., Gilbert, D. et Sundby, B. 2011. Acidification of Lower St. Lawrence Estuary bottom waters. *Atmos.-Ocean*. 49: 206-218.
- Peltier, W.R. 2004. Global glacial isostasy and the surface of the ice-age earth: The ICE-5G (VM2) model and GRACE. *Annu. Rev. Earth Planet. Sci.* 32: 111-149.
- Petrie, B. 2007. Does the North Atlantic Oscillation affect hydrographic properties on the Canadian Atlantic continental shelf? *Atmos.-Ocean*. 45: 141-151.
- Petrie, B. et Drinkwater, K. 1993. Temperature and salinity variability on the Scotian Shelf and in the Gulf of Maine 1945-1990. *J. Geophys. Res.* 98: 20079-20089.
- Umoh, J.U. et Thompson, K.R. 1994. Surface heat flux, horizontal advection, and the seasonal evolution of water temperature on the Scotian Shelf. *J. Geophys. Res.* 99: 20403-20416.
- Umoh, J.U., Loder, J.W. et Petrie, B. 1995. The role of air-sea heat fluxes in annual and interannual ocean temperature variability on the eastern Newfoundland Shelf. *Atmos.-Ocean*. 33: 531-568.
- WMO. 2014. World Meteorological Organization Greenhouse Gas Bulletin. No. 10. 8 p.

3.3 HABITAT, ZONES CÔTIÈRES ET ZONES BENTHIQUES IMPORTANTES

Jeffrey Clements¹, Geneviève Faille², Robert Gregory³, Venitia Joseph¹, Ellen Kenchington⁴, Kira Krumhansl⁵, Caroline Longtin⁶, Michelle Maillet¹, Vonda E. Wareham Hayes³, Melisa Wong⁴

¹Ministère des Pêches et des Océans, région du Golfe, Moncton (Nouveau-Brunswick)

²Ministère des Pêches et des Océans, région du Québec, Mont Joli (Québec)

³Ministère des Pêches et des Océans, région de Terre-Neuve et du Labrador, St. John's, (Terre-Neuve-et-Labrador)

⁴Ministère des Pêches et des Océans, région des Maritimes, Dartmouth (Nouvelle-Écosse)

⁵Fundy Ocean Research Centre for Energy, Parrsboro (Nouvelle-Écosse)

⁶Ministère des Pêches et des Océans, région de la capitale nationale, Ottawa (Ontario)

Introduction

L'Atlantique canadien présente des environnements côtiers et hauturiers divers qui forment des habitats pour toutes les espèces qui vivent dans ces écosystèmes. Pour démontrer cette diversité et les rôles variés et importants que jouent les différents habitats dans les écosystèmes de l'Atlantique, nous avons choisi des habitats représentatifs des zones côtières aux zones hauturières (battures intertidales, zostère marine, herbiers de varech, coraux et éponges et clypéastres). Cette sélection était en partie fondée sur la disponibilité d'informations publiées et examinées par des pairs. Les prochains rapports pourraient ajouter d'autres habitats à mesure que les données deviendront disponibles. En général, on dispose de peu d'information pour évaluer l'état et les tendances des habitats et, par conséquent, ces résumés portent principalement sur la répartition et l'importance écologique.

Battures intertidales

Les battures intertidales sont des habitats importants dans l'Atlantique d'un point de vue écologique et socio-économique. Ces habitats se trouvent juste au-delà du littoral dans les zones côtières et estuariennes et sont submergés par l'eau de mer à marée haute et exposés à l'air à marée basse. Les battures intertidales sont généralement dépourvues de végétation, bien que des phanérogames marines puissent pousser et résider sur certaines. Ces habitats sont constitués de sédiments meubles qui peuvent être classés selon la taille des grains (Wentworth 1922); les sédiments trouvés dans les battures intertidales sont généralement des particules plus petites que des granules (2 à 4 mm de diamètre). Comme les sédiments sont faciles à déloger et à déplacer, la répartition et la forme des battures intertidales sont très dynamiques. Comme d'autres habitats de sédiments meubles, les battures intertidales sont tridimensionnelles, car les organismes peuvent se déplacer horizontalement et verticalement au-dessus et au-dessous de la surface des sédiments. Habituellement, les sédiments plus gros se trouvent plus près de la rive et les plus petits, plus loin. La zonation des sédiments dépend de la pente de la batture intertidale et de la force de l'action des vagues. De plus, les organismes résidant dans ces habitats intertidaux de sédiments meubles peuvent aussi présenter des profils de zonation distincts en fonction de leur tolérance aux conditions environnementales (Peterson 1991).

Une importante biodiversité marine se trouve au-dessus et au-dessous de la surface des sédiments dans les battures intertidales. Les animaux qui vivent au-dessus des sédiments sont appelés épifaune et ceux qui vivent sous les sédiments sont appelés endofaune. Les invertébrés

épifauniques (p. ex. crabes) et les vertébrés (p. ex. poissons et oiseaux de rivage) (MPO 1996) se trouvent au-dessus des sédiments; sous les sédiments vivent une série d'invertébrés limivores et filtreurs (se nourrissent de dépôts et de particules en suspension, respectivement) comme les bivalves, les gastéropodes herbivores et carnivores et une grande variété de vers, d'amphipodes, d'isopodes et de crevettes (tableau 3.3-1). Ces animaux peuvent constituer une importante source de nourriture pour les poissons et les oiseaux de mer et jouent un rôle essentiel dans la bioturbation, en perturbant les sédiments à la surface et en reliant les conditions sous les sédiments à celles des eaux sus-jacentes au-dessus des sédiments (De Backer *et al.* 2011).

Comme ces habitats sont submergés à marée haute et exposés à l'air à marée basse, la vie peut être difficile pour les organismes vivant dans les battures intertidales. La plupart des animaux intertidaux des sédiments meubles sont actifs à marée haute. Pendant ce temps, de nombreux animaux de l'endofaune se nourrissent en filtrant les plantes et les animaux microscopiques de l'eau sus-jacente; des animaux de l'épifaune, comme les crabes et les poissons, sont également présents. À marée basse, de nombreux organismes intertidaux des sédiments meubles sont inactifs et enfouis dans les sédiments pour éviter la dessiccation, la surchauffe et le stress physiologique causés par les changements radicaux de salinité. Les animaux épifauniques comme les crabes et les poissons se retirent le plus souvent avec la marée pour rester submergés, mais certains, comme l'escargot de mer (*Tritia obsoleta*), restent actifs.

Parmi toutes les battures intertidales de l'Atlantique canadien, certaines des plus importantes se situent dans les vasières de la baie de Fundy. Ces vasières sont le résultat de l'érosion et du dépôt de roches sédimentaires provenant du substrat rocheux côtier et bon nombre d'entre elles sont associées à de vastes marais salés (MPO 1996). En raison des marées extrêmes dans la baie de Fundy, les vasières du haut de la baie s'étendent sur plusieurs kilomètres et sont parmi les plus grandes au monde (MPO 1996). Dans ces vasières, les amphipodes comme les crevettes de vase (*Corophium volutator*) peuvent atteindre des densités exceptionnelles ($>40\ 000/m^2$) qui varient selon les vasières (Barbeau *et al.* 2009). Ces fortes densités d'amphipodes constituent une importante source de nourriture pour les oiseaux de rivage migrateurs et on les croit responsables du fait que la baie de Fundy abrite environ 75 % de la population mondiale de bécasseaux semipalmés (*Calidris pusilla*), forte de 2 à 3 millions d'oiseaux (MPO 1996). Les vasières de la baie de Fundy soutiennent également de fortes densités de myes et de vers qui sont récoltés à des fins récréatives et commerciales par les humains depuis plus d'un siècle en Nouvelle-Écosse et au Nouveau-Brunswick (MPO 1997; Sullivan 2007). D'autres battures intertidales à l'extérieur de la baie de Fundy sont également exploitées à des fins commerciales et récréatives (p. ex. le plateau néo-écossais et le détroit de Northumberland).

Tableau 3.3-1. Taxons importants et leurs principaux rôles dans les battures intertidales du Canada atlantique. Il est à noter que cette liste n'est pas exhaustive des taxons qui habitent dans les battures intertidales, mais qu'elle résume certains des taxons « les plus courants » présents dans cet habitat. * indique la présence d'espèces envahissantes non indigènes.

Taxon	Nom scientifique	Nom commun	Rôle majeur
Invertébrés			
Bivalves	<i>Ensis directus</i>	Couteau de l'Atlantique	Nourriture pour d'autres espèces
	<i>Macoma balthica</i>	Macoma baltique	Bioturbation; nourriture pour d'autres espèces
	<i>Mercenaria mercenaria</i>	Palourde américaine	Nourriture pour d'autres espèces; récoltée à des fins commerciales
	<i>Mya arenaria</i>	Mye commune	Nourriture pour d'autres espèces; récoltée à des fins commerciales
	<i>Spisula solidissima</i>	Mactre de l'Atlantique	Nourriture pour d'autres espèces; récoltée à des fins commerciales
Vers	<i>Arenicola marina</i>	Arénicole	Bioturbation
	<i>Cerabratulus lacteus</i>	Cérébratule	Bioturbation; prédateur majeur des palourdes
	<i>Glycera</i> sp.	Ver de vase	Bioturbation; nourriture pour d'autres espèces; récolte commerciale
	<i>Lumbrineris versicolor</i>	Néréide	Bioturbation; prédateur majeur des palourdes
Amphipodes	<i>Alitta virens</i>	Ver marin; grande gravette	Bioturbation; prédateur majeur des palourdes
	<i>Corophium volutator</i>	Amphipode tubicole	Bioturbation; nourriture pour d'autres espèces (N.-B. : espèce clé dans la baie de Fundy)
Crevette	<i>Crangon septemspinosa</i>	Crevette de sable	Bioturbation; nourriture pour d'autres espèces
Gastéropodes	<i>Tritia obsoleta</i>	Nassaire des vases de l'est	Bioturbation; principal brouteur
	* <i>Littorina littorea</i>	Bigorneau commun	Bioturbation; principal brouteur
Crabes	<i>Euspira heros</i>	Natrice de l'Atlantique	Prédateur des palourdes et d'autres mollusques
	<i>Cancer irroratus</i>	Crabe commun	Prédateur majeur des animaux de l'endofaune
	* <i>Carcinus maenas</i>	Crabe vert européen	Prédateur majeur des animaux de l'endofaune
Vertébrés			
Poissons	<i>Fundulus diaphanus</i>	Fondule barré	Prédateur majeur d'animaux de l'endofaune; proie de poissons de plus grande taille et d'oiseaux
	<i>Fundulus heteroclitus</i>	Choquemort	Prédateur majeur d'animaux de l'endofaune; proie de poissons de plus grande taille et d'oiseaux
Oiseaux	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Épinoche à trois épines	Proie de poissons de plus grande taille et d'oiseaux
	<i>Calidris pusilla</i>	Bécasseau semipalmé	Prédateur majeur d'animaux de l'endofaune (N.-B. : 75 % de la population mondiale utilise les vasières de la baie de Fundy pendant les migrations)
	<i>Charadrius melodus</i>	Pluvier siffleur	Prédateur majeur d'animaux de l'endofaune (N.-B. : globalement menacé et en voie de disparition)
	<i>Charadrius semipalmatus</i>	Pluvier semipalmé	Prédateur majeur des animaux de l'endofaune
	<i>Pluvialis squatarola</i>	Pluvier argenté	Prédateur majeur des animaux de l'endofaune
	<i>Tringa flavipes</i>	Petit Chevalier	Prédateur majeur des animaux de l'endofaune
	<i>Tringa melanoleuca</i>	Grand Chevalier	Prédateur majeur des animaux de l'endofaune

Un certain nombre de menaces pèsent sur les organismes vivant dans les battures intertidales, les changements climatiques et les maladies étant particulièrement graves. Les animaux résidant dans ces habitats sont déjà exposés à des conditions environnementales extrêmes, mais sont également touchés par les changements climatiques. Par exemple, le réchauffement des températures et l'eutrophisation peuvent intensifier la densité des tapis d'algues dans les battures intertidales, ce qui peut modifier le comportement fouisseur des bivalves d'importance commerciale et écologique (Auffrey *et al.* 2004), et provoquera ainsi probablement d'importants changements biogéochimiques. Le réchauffement de la température des océans et l'acidification des sédiments peuvent également entraîner des modifications dans les comportements fouisseurs des myes juvéniles, ce qui pourrait influencer sur leurs populations et accroître les effets sur la biogéochimie (Clements *et al.* 2016, 2017). Les sédiments de plus en plus acides peuvent également avoir d'autres impacts sur les bivalves de l'endofaune (voir l'examen dans Clements et Hunt 2017). De même, l'acidification des océans peut modifier le comportement des poissons, comme les épinoches à trois épines (*Gasterosteus aculeatus*) (Jutfelt *et al.* 2013). De plus, les conséquences physiques des changements climatiques, comme l'érosion côtière, l'augmentation de la gravité des tempêtes et le resserrement des côtes (Amos *et al.* 1992; Pontee 2011), peuvent contribuer à modifier les caractéristiques des sédiments, la répartition et la structure des battures intertidales et provoquer la perte des habitats des battures intertidales. Malheureusement, nous ne comprenons pas bien les impacts écologiques des changements climatiques sur les battures intertidales présentant des sédiments meubles. Les maladies sont une autre menace pour les organismes des battures intertidales. Par exemple, l'intensification des activités agricoles et forestières peut donner lieu à des épisodes de néoplasie hémocytaire chez *Mya arenaria* (Mateo *et al.* 2016), et l'intoxication par phycotoxine paralysante a longtemps été un problème pour les myes intertidales (Prakash *et al.* 1971). De plus, les activités humaines, comme la modification des cours d'eau (p. ex. la construction ou la destruction de barrages), peuvent avoir des effets négatifs sur les habitats de *M. arenaria* (Leblanc 2015). Le parasite QPX, que l'on trouve dans les palourdes américaines de la région, est sensible à la température; d'autres études reliant les facteurs environnementaux et l'infection à QPX sont nécessaires (Perrigault *et al.* 2010). L'impact des maladies dans ces habitats peut être influencé par les changements climatiques (Marcogliese 2008), mais les études propres à la zone atlantique sont insuffisantes. Enfin, les espèces aquatiques envahissantes, comme le crabe vert européen prédateur (*Carcinus maenas*), constituent également une menace pour les habitants des battures intertidales (Klassen et Locke 2007).

Zostère marine

La zostère marine (*Zostera marina* (L.)) est une plante aquatique vivace répandue ou, dans certains cas, annuelle (Keddy et Patriquin 1978) qui peut former de vastes prairies intertidales et subtidales dans les estuaires et les baies côtières de la côte sud de l'Arctique (baie James) et sur la côte atlantique du Labrador, au Canada, à la Caroline du Nord, aux États-Unis. La zostère marine est une angiosperme, une plante à fleurs qui se reproduit à partir de fleurs et de graines, mais aussi par voie végétative par le bas au moyen de rhizomes dans le sol. Une variété annuelle de zostère marine pousse dans certaines vasières intertidales et se rencontre dans les zones où l'affouillement glaciaire est le plus important, ce qui permet aux plantes d'hiverner sous forme de graines au lieu d'investir leur énergie dans un système racinaire souterrain (rhizomes dans le sol) (Robertson et Mann 1984; Vandermeulen 2005).

La zostère marine se trouve dans les estuaires, les lagunes et les baies côtières du Canada atlantique et du Québec. Au Nouveau-Brunswick, elle se rencontre surtout le long du golfe du Saint-Laurent et est en grande partie absente de la baie de Fundy, peut-être en raison des conditions turbides et des grandes marées. En Nouvelle-Écosse, on trouve des zostères le long du golfe du Saint-Laurent et des côtes de l'Atlantique (MPO 2009). La zostère marine est répartie sur tout le littoral de l'Île-du-Prince-Édouard. Au Québec, les herbiers de zostère sont distribués géographiquement dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent (Martel *et al.* 2009). Les herbiers de zostère les plus à l'ouest se trouvent dans l'estuaire supérieur, près de Baie-Saint-Paul. Il existe quelques grands herbiers de zostère, comme celui de la péninsule Manicouagan (>1 400 ha), qui sont bien documentés (Grant et Provencher 2007). À Terre-Neuve, la zostère est répartie sur toute l'île, et est la plus abondante sur la côte sud-ouest, où il existe un habitat plus propice à sa croissance. Des relevés aériens et des vérifications au sol ont été effectués à plusieurs endroits à Terre-Neuve, mais l'information est incomplète et en grande partie non quantifiée (Rao *et al.* 2014). L'information sur la répartition générale de la zostère marine est fondée sur l'interprétation de photos aériennes et d'images satellitaires (relevés aériens et par bateau) et sur les connaissances locales (MPO 2009; Vandermeulen 2011, 2014). Des relevés à l'échelle de la baie ont été effectués au Nouveau-Brunswick et à l'Île-du-Prince-Édouard au moyen de la technologie de télédétection LIDAR en vue de quantifier la couverture de zostère marine. Sur les six baies ayant fait l'objet d'un relevé en 2011, la couverture en zostère variait de 26 % de la superficie totale de la baie dans la baie St. Marys, à l'Île-du-Prince-Édouard, à 94 % dans la baie Bedec, au Nouveau-Brunswick (Niles *et al.* 2014).

Les plantes de la zostère marine présentent des profils de croissance saisonniers sous les latitudes tempérées du Canada atlantique (Wong *et al.* 2013). La densité des pousses et la biomasse végétale sont les plus élevées à la fin du printemps et au début de l'été, en raison de la grande disponibilité de lumière et d'éléments nutritifs, ainsi que du réchauffement des températures de l'eau. À l'automne, les plantes commencent à mourir; et on observe souvent de grandes quantités de goémon d'épave sur les rives près des herbiers de zostère marine. De faibles densités de zostère marine persistent pendant l'hiver en utilisant les réserves de glucides stockées dans le système racinaire-rhizome. Le goémon de zostère marine a des propriétés isolantes et est encore parfois utilisé à l'intérieur et autour des maisons du Canada atlantique (Wyllie-Echeverria et Cox 1999).

La répartition en profondeur de la zostère dépend de la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau. La zostère marine se trouve généralement à des profondeurs inférieures à 4 à 5 m dans le sud du golfe du Saint-Laurent, mais la disponibilité de la lumière lui permet d'atteindre de plus grandes profondeurs dans certaines parties de la Nouvelle-Écosse (6 m) et de Terre-Neuve (12 m) (MPO 2009; Wong 2017). La salinité optimale pour la croissance de la zostère marine est de 20 à 26 ‰, mais la zostère tolère des niveaux de salinité allant de doux à marin pendant des périodes plus courtes (Vandermeulen 2005). Elle pousse bien dans une vaste gamme de températures (de 10 à 25 °C) et survit jusqu'à 35 °C le long de la côte du Canada atlantique; cependant, de longues périodes passées au-dessus de 28 °C peuvent réduire la croissance et la survie des plantes (Wong *et al.* 2013). La zostère marine est vulnérable aux maladies, comme la moisissure visqueuse (p. ex. *Labyrinthula zosterae*), à des salinités et des températures plus élevées. Cette moisissure visqueuse a éliminé 90 % de la population de zostère marine sur la côte atlantique dans les années 1930 et les populations ne se sont rétablies que dans les années 1960 (MPO 2009).

Les habitats de zostère marine sont des milieux très productifs qui soutiennent habituellement des densités et une diversité élevées de poissons et d'invertébrés comparativement aux habitats voisins dépourvus de végétation (Orth *et al.* 2006; MPO 2009; Barbier *et al.* 2011; Joseph *et al.* 2013; Wong et Dowd 2015; Wong *et al.* 2016). La fonction de pouponnière d'espèces commerciales et récréatives importantes, comme la morue juvénile et la merluche blanche (*Urophycis tenuis*), a été démontrée dans des études de recherche dans l'Atlantique (Gotceitas *et al.* 1997; Laurel *et al.* 2003; Gregory *et al.* 2006; Wong et Dowd 2015). La complexité structurelle des herbiers de zostère permet de se protéger de la prédation et de profiter de l'enrichissement de la nourriture grâce aux lames qui servent de substrat aux épiphytes et aux bactéries, qui sont ensuite consommés (figure 3.3-1). Les herbiers de zostère marine fournissent une production secondaire élevée à partir des invertébrés macrobenthiques endofauniques et épifauniques associés (Wong 2017). Les habitats de zostère marine filtrent l'eau, stabilisent les sédiments et servent de zone tampon riveraine (MPO 2009). Ils jouent également un rôle important dans le cycle des éléments nutritifs ainsi que dans la production et l'exportation de détritits (Heck *et al.* 2003) puisque les animaux ne mangent généralement pas de zostère marine vivante. Les seuls grands herbivores qui consomment des quantités importantes de zostère marine sont la bernache du Canada (*Branta canadensis*) et d'autres bernaches (Seymour *et al.* 2002); le nombre de ces oiseaux brouteurs a été corrélé avec la disponibilité de la zostère marine (Seymour *et al.* 2002). Comme la perturbation de cette espèce (c.-à-d. la zostère marine) aura probablement des conséquences écologiques beaucoup plus importantes que celles qui résulteraient d'une perte semblable d'une autre espèce associée à cette communauté écologique (MPO 2009), la zostère marine a été désignée espèce d'importance écologique (EIE) pour le Canada atlantique.



Figure 3.3-1. Sigouine de roche dans l'habitat côtier de zostère marine dans le détroit de Newman (Terre-Neuve) en juillet 2007. (Photo : plongeur du MPO)

Les menaces connues qui pèsent actuellement sur la zostère marine du Canada atlantique sont la charge en éléments nutritifs (c.-à-d. l'azote provenant des engrais artificiels et des eaux usées) entraînant l'eutrophisation (Lotze *et al.* 2006; Schmidt *et al.* 2012), les structures aquacoles

(Skinner *et al.* 2013, 2014) et les espèces envahissantes comme le crabe vert (*Carcinus maenas*) (Garbary *et al.* 2014) et les tuniciers coloniaux (Wong et Vercaemer 2012). L'eutrophisation peut entraîner un déclin dramatique de l'abondance des zostères à mesure que les éléments nutritifs excédentaires pénètrent dans le système côtier, favorisant les espèces d'algues opportunistes, comme la laitue de mer (*Ulva* spp.) et d'autres formes filamenteuses d'algues, qui supplantent la zostère. La principale cause de la perte de zostère dans des conditions eutrophiques est la réduction de la pénétration de la lumière causée par les tapis d'algues, l'augmentation de la croissance épiphytique (croissance des algues sur les lames de zostère) et le phytoplancton. La zostère marine est également intolérante aux faibles niveaux d'oxygène (hypoxie) et au manque complet d'oxygène (anoxie) dans la colonne d'eau et les sédiments, qui sont une conséquence de la décomposition qui survient lorsque les tapis d'algues meurent (Deegan *et al.* 2002; Lotze *et al.* 2006; Schmidt *et al.* 2012). Les relevés évaluant les effets de l'eutrophisation en 2012 ont permis de constater une diminution de la biomasse souterraine de zostère marine probablement causée par une anoxie dans les sédiments dans les estuaires de l'Île-du-Prince-Édouard où les niveaux d'eutrophisation étaient plus élevés (Schmidt *et al.* 2012). Le passage de la zostère marine à la laitue de mer (*Ulva lactuca*) modifie la composition des espèces et donc les fonctions de ces habitats côtiers (Schein *et al.* 2011). Avec l'augmentation des niveaux d'eutrophisation, les écosystèmes côtiers connaissent une diminution de la richesse en espèces et un changement dans la composition des espèces (Coffin *et al.* 2017; Schmidt *et al.* 2017). Il a également été démontré que l'activité aquacole des bivalves a des effets négatifs sur la zostère à l'échelle locale. Les structures d'ostréiculture en poches suspendues diminuent les niveaux de lumière, ce qui entraîne une réduction de la productivité et de la biomasse de la zostère marine (Skinner *et al.* 2013, 2014). Les crabes verts réduisent la biomasse de la zostère marine dans certains herbiers principalement en raison de leur comportement fouisseur, ce qui a entraîné une diminution de l'abondance de la morue franche juvénile (Morris *et al.* 2011; Matheson *et al.* 2016). Les tuniciers coloniaux envahissants, comme les botrylloïdes violets et les botrylles étoilés, se fixent sur les lames de zostère et limitent la transmission de la lumière et la photosynthèse (Wong et Vercaemer 2012), réduisant la croissance et la survie des pousses.

Plusieurs effets des changements climatiques influenceront probablement aussi sur les herbiers de zostère du Canada atlantique (Short et Neckles 1999). Le réchauffement des températures de l'eau pourrait entraîner des épisodes de mortalité liés à la température, en particulier dans les herbiers peu profonds (Moore et Jarvis 2008; Moore *et al.* 2012). L'intensification prévue de la fréquence des tempêtes pourrait également entraîner une perte d'habitat en raison de l'action des vagues et une diminution de la production végétale due à l'atténuation accrue de la lumière par l'augmentation des sédiments en suspension (Vandermeulen *et al.* 2012). L'élévation du niveau de la mer pourrait modifier la répartition des herbiers en raison de la diminution de la lumière. L'accroissement du CO₂ peut entraîner des augmentations à court terme de la photosynthèse et de la croissance, bien que les conséquences à long terme soient difficiles à prévoir.

Des déclins de zostère au cours de la dernière décennie ont été signalés dans le sud du golfe du Saint-Laurent et sur la côte atlantique de la Nouvelle-Écosse (Hanson 2004; AMEC Earth & Environmental 2007; MPO 2009; Matheson *et al.* 2016). Dans certaines régions des Maritimes, on a observé une perte de 30 à 95 % des herbiers de zostère sur des échelles de 2 à 20 ans. Plusieurs raisons peuvent expliquer ce déclin de la répartition de la zostère marine, notamment l'eutrophisation, la perturbation (déracinement et broutage) par le crabe vert envahissant, les activités humaines et les changements environnementaux (MPO 2009). À l'Île-du-Prince-Édouard, l'eutrophisation et l'enrichissement en éléments nutritifs des baies et des estuaires

contribuent à réduire la répartition de la zostère marine et menacent sa persistance (Schmidt *et al.* 2012). À Terre-Neuve, l'abondance des zostères semble avoir augmenté de manière générale au cours des 15 dernières années (Warren *et al.* 2010). L'augmentation à certains endroits pourrait être attribuable à l'amélioration des conditions pour la zostère marine, y compris des températures plus douces et moins de glace de mer (MPO 2009).

Bancs de varech

Les bancs de varech se trouvent habituellement dans les zones infralittorales rocheuses peu profondes des écosystèmes côtiers tempérés et arctiques du monde entier et peuvent former de vastes forêts denses si les conditions environnementales sont favorables (p. ex. profondeur, teneurs en éléments nutritifs, eaux plus froides, disponibilité de lumière). Les varechs sont des algues brunes de l'ordre des Laminariales et sont les plus grandes algues biogènes structurantes dans les écosystèmes marins. Une plante de varech individuelle est généralement ancrée au substrat par un crampon, à partir duquel un stipe semi-flexible (tige) se dresse verticalement dans la colonne d'eau. Plusieurs lames ou une seule s'étendent à partir de l'extrémité ou des côtés du stipe; elles peuvent être continues ou divisées. Comme les laminariées n'ont pas de système racinaire souterrain, les éléments nutritifs sont absorbés sur toute la longueur de la lame directement depuis la colonne d'eau. Les plantes individuelles forment des agrégats denses souvent appelés peuplements ou forêts de varech. Trois guildes de varech sont reconnues en fonction de leur morphologie : les varechs de la canopée sont les plus grands et forment des canopées qui flottent à la surface de l'océan; les varechs stipités ont un centre rigide et poussent en agrégats courts et denses; les varechs prostrés reposent sur le fond marin (Steneck *et al.* 2002).

Les varechs alternent entre deux stades du cycle biologique : le sporophyte macroscopique et le gamétophyte microscopique (Dayton 1985). Les observations sur la biomasse et l'abondance du varech sont fondées uniquement sur la phase macroscopique du cycle biologique; on sait peu de choses sur la répartition des gamétophytes microscopiques, bien qu'il ait été suggéré qu'ils pourraient agir de façon analogue aux stocks semenciers terrestres.

Dans le Canada atlantique, les peuplements de varech sont surtout composés de varechs prostrés. La diversité des espèces de varech est relativement faible (~six espèces), les principales étant *Saccharina latissima*, *Laminaria digitata*, *Saccharina nigripes*, *Alaria esculenta* et *Agarum cribrosum*. Ces cinq espèces ont été observées historiquement (avant 2000) et récemment (après 2000) dans la baie de Fundy et sur la côte atlantique de la Nouvelle-Écosse (McDevit et Saunders 2010; Merzouk et Johnson 2011). Dans le golfe et l'estuaire du Saint-Laurent, ces espèces n'ont été observées qu'historiquement et ne sont plus courantes de nos jours (Merzouk et Johnson 2011). *Laminaria digitata* et *S. nigripes* ont tendance à dominer les rivages exposés aux vagues et se trouvent souvent dans des assemblages mixtes de varech. *Saccharina latissima* est plus abondante dans les baies protégées où l'exposition aux vagues est moindre. *Saccharina latissima* est l'espèce de varech dominante en Nouvelle-Écosse atlantique, en Gaspésie et dans l'estuaire du Saint-Laurent. Elle a toujours affiché une abondance (60 individus m⁻²) et une biomasse (5-25 kg m⁻²) élevées, surtout en l'absence de faune herbivore.

Les varechs occupent une bande étroite de la côte, de la zone intertidale basse à la profondeur maximale de pénétration de la lumière (<20 m), et sont influencés par plusieurs facteurs environnementaux (Mann 2000). Une lumière adéquate pour la photosynthèse est nécessaire à tous les stades biologiques et peut varier en fonction de la turbidité ou de la densité des plantes

elles-mêmes (auto-ombrage) (Dayton 1985). Les éléments nutritifs, en particulier l'azote dissous, sont également nécessaires à la croissance et à la survie du varech, et les varechs peuvent les emmagasiner dans leurs tissus pour les utiliser lorsque les éléments nutritifs sont limités (Dayton 1985). La température de l'eau a des effets physiologiques directs sur les varechs en faisant varier les taux photosynthétiques et métaboliques, les températures élevées réduisant les taux de croissance, causant la mortalité et limitant le recrutement (Simonson *et al.* 2015). La température de l'eau a également des effets indirects par le biais d'interactions avec l'apport d'éléments nutritifs et la disponibilité de la lumière. Enfin, le régime hydrodynamique est reconnu depuis longtemps comme une force structurante importante pour les communautés de varech (Dayton 1985). L'action des vagues et les courants créent des perturbations physiques qui délogent les plantes et les tuent. Les varechs ont également des réactions morphologiques à l'exposition aux vagues, ce qui fait que la taille des crampons et l'épaisseur des lames augmentent avec l'exposition.

Les peuplements de varech comptent parmi les écosystèmes les plus productifs au monde (Mann 2000) et assurent une multitude de fonctions et de services écosystémiques précieux. Ce sont des sites où la biodiversité de poissons et d'invertébrés est élevée par rapport aux bancs de sable voisins. Les poissons utilisent souvent les peuplements de varech pour se nourrir, pour se protéger des prédateurs et comme aire de croissance. Dans le Canada atlantique, plusieurs poissons et crustacés importants sur le plan commercial utilisent les bancs de varech pendant leurs stades juvéniles ou tout au long de leur vie : la morue franche (*Gadus morhua*), le poulamon (*Microgadus tomcod*), la merluche blanche, le homard d'Amérique (*Homarus americanus*), le crabe commun (*Cancer irroratus*) et le crabe nordique (*Cancer borealis*). En plus de fournir un habitat essentiel au poisson, les peuplements de varech sont des sites de production primaire élevée et d'exportation de détritiques vers les eaux plus profondes en haute mer, qui alimentent les réseaux trophiques (Krumhansl et Scheibling 2011). Les herbiers de varech sont également importants pour la défense du littoral, car ils réduisent l'érosion côtière en amortissant et en atténuant les vagues. Enfin, plusieurs entreprises récoltent la plante de varech elle-même à l'état sauvage ou la cultivent en aquaculture au Canada atlantique pour l'utiliser dans des produits à base d'algues marines destinés à la consommation humaine, à l'alimentation animale et à l'agriculture.

Les écosystèmes de varech sont menacés par une série de pressions anthropiques, dont la plus importante est l'augmentation de la température de l'eau de mer due aux changements climatiques. On prévoit que la hausse de la température de l'eau aura une incidence sur la répartition, la structure, la productivité et la résilience des peuplements de varech dans le monde entier (Harley *et al.* 2012). Dans la baie de Fundy, le réchauffement de l'eau a été corrélé à la diminution de l'abondance du varech (Longtin et Saunders 2016). On observe aussi de plus en plus, sous l'influence du réchauffement de la température, un passage d'une dominance du varech à un gazon algal. En quelques endroits de la côte atlantique centrale de la Nouvelle-Écosse, la biomasse du varech a diminué de 85 % à 99 % au cours des quatre à six dernières décennies, ce qui a entraîné un changement radical de dominance des peuplements de varech luxuriants aux gazons algaux envahissants (Filbee-Dexter *et al.* 2016). Cette évolution a été fortement associée au réchauffement de la température de l'eau de mer, qui ralentit la croissance, encourage la prolifération des épiphytes sur les lames de varech et cause des dommages cellulaires qui affaiblissent les lames et augmentent la mortalité (Simonson *et al.* 2015). La hausse de la température favorise également la croissance des bryozoaires envahissants *Membranipora membranacea* sur les lames de varech, ce qui amoindrit leur résistance et les rend

plus cassantes pendant les tempêtes (Krumhansl *et al.* 2011). La défoliation du varech par *M. membranacea* facilite la colonisation par l'algue envahissante *Codium fragile* (Scheibling et Gagnon 2006), qui bénéficie également du réchauffement des températures.

Le rétablissement des peuplements de varech de la Nouvelle-Écosse atlantique est actuellement entravé par le gazon algal qui limite le recrutement du varech, par le broutage intensif des peuplements dégradés de varech par les escargots, par la faible densité des adultes reproducteurs et par la mortalité élevée des varechs juvéniles (O'Brien *et al.* 2015; O'Brien et Scheibling 2016). La transition des peuplements de varech au gazon algal sera plus fréquente dans les baies protégées, tandis que les peuplements de varech qui occupent les promontoires exposés dans les eaux plus froides pourraient être moins sensibles aux effets du réchauffement de la température de l'eau (O'Brien 2018).

Historiquement, l'oursin vert (*Strongylocentrotus droebachiensis*) a brouté des peuplements de varech du Canada atlantique jusqu'à les détruire, les transformant en landes dominées d'algues coralliennes (Scheibling *et al.* 1999). Des éclosions épisodiques de maladies chez l'oursin ont causé sa mortalité périodique massive et ont permis le rétablissement des peuplements de varech (Scheibling et Hennigar 1997). Le réchauffement de l'eau de mer et l'intensification des tempêtes tropicales dues aux changements climatiques augmentent la prévalence des maladies de l'oursin, empêchant les populations de croître à nouveau. Bien que cela limite la destruction des peuplements de varech, de faibles niveaux de broutage par les oursins permettent probablement au gazon algal de persister.

D'autres facteurs sont connus pour influencer sur les peuplements de varech dans le monde, par exemple les conditions océanographiques changeantes (p. ex. acidification des océans), l'eutrophisation, la charge sédimentaire et les maladies bactériennes (Campbell *et al.* 2011; Case *et al.* 2011; Harley *et al.* 2012; Mineur *et al.* 2015). Toutefois, le Canada atlantique a une population humaine relativement peu nombreuse et les agents de stress anthropiques comme l'eutrophisation et la charge sédimentaire représentent probablement des impacts mineurs pour les écosystèmes de varech. La hausse de la température de l'eau et les espèces envahissantes demeurent les deux principales menaces pour les peuplements de varech dans le Canada atlantique.

Il existe de nombreuses lacunes importantes dans les connaissances sur le varech : manque d'ensembles de données et de surveillance à long terme; répercussions de la perte de varech sur la diversité faunique, la production secondaire et les fonctions des écosystèmes; persistance à long terme des pertes de varech et mécanismes de rétablissement; réactions propres à une espèce au réchauffement climatique; rôle des promontoires pour offrir des refuges aux populations; répercussions de l'exportation des débris de varech et de gazon algal sur les écosystèmes voisins; et information sur le stade microscopique du cycle biologique.

Coraux et éponges

Les coraux et les éponges sont tous deux considérés comme des ingénieurs de l'écosystème (organismes qui modifient la structure de l'écosystème d'une manière qui est utilisée par d'autres organismes) et leur importance pour les fonctions de l'écosystème a été récemment examinée (Boutilier *et al.* 2010). Les habitats de coraux et d'éponges fournissent aux petits poissons et invertébrés des abris contre les prédateurs, servent de centres d'alimentation, en particulier pour les brouteurs et pour les prédateurs qui appliquent avec des stratégies d'attente et offrent des

avantages alimentaires à d'autres suspensivores (Krieger et Wing 2002) ainsi que des aires de repos contre les courants forts. En conséquence, les communautés coralliennes et les lits d'éponges sont parmi les zones les plus riches en espèces des écosystèmes marins, les centaines d'espèces qui leur sont associées créant des points chauds de la biodiversité (Beazley *et al.* 2013; Rossi *et al.* 2017).

Au Canada, les coraux et les éponges sont protégés en vertu de la *Politique de gestion de l'impact de la pêche sur les zones benthiques vulnérables*. En mars 2016, le Secrétariat canadien de consultation scientifique a procédé à la détermination des zones benthiques importantes dans les eaux de l'Atlantique et de l'est de l'Arctique canadien, un processus qui a permis de localiser des zones benthiques importantes pour les coraux et les éponges de l'est du Canada (figure 3.3-2) (MPO 2017).

Bien que l'on trouve des coraux des grands fonds partout dans le monde et qu'ils soient des composantes importantes de ces écosystèmes, ils ont reçu très peu d'attention scientifique par rapport à leurs parents des zones peu profondes, en grande partie à cause des difficultés logistiques que pose leur étude. On compte plus de 700 espèces de coraux dans le monde et une quarantaine sont connues dans l'est du Canada; cependant, la taxonomie de nombreux groupes est en cours de révision et il est donc difficile d'en dresser une liste complète pour le moment (Wareham et Edinger 2007; Cogswell *et al.* 2009; Murillo *et al.* 2011). La plupart des coraux se fixent à un substrat stable (p. ex. galets, rochers et substrat rocheux), certains s'ancrent dans des sédiments plus fins (p. ex. les pennatules et le grand corail de bambou *Keratoisis*) et d'autres reposent sur le fond marin (comme les madréporaires *Flabellum*). Tous les coraux sont épibenthiques (organismes de fond) et la plupart des coraux documentés au Canada présentent des formes de croissance arborescentes (en forme d'arbre). Leur taille peut varier de quelques centimètres à plus de trois mètres, comme le pennatule géant dans la baie de Baffin (*Umbellula encrinus*) (voir la figure 3.3-3).

Les coraux des grands fonds sont adaptés pour vivre sans lumière et à des températures relativement basses (4 à 13 °C). Ils se nourrissent en capturant le zooplancton et les particules organiques de l'eau qui les entoure. Les taux de croissance sont très bas et l'âge des colonies peut varier de plusieurs décennies à plusieurs siècles (Sherwood et Edinger 2009). Cela signifie que l'analyse chimique de leurs squelettes peut fournir un aperçu des conditions environnementales passées. Les emblématiques gorgones (ainsi nommées en raison de la protéine contenue dans leurs squelettes) *Primnoa resedaeformis* et *Paragorgia arborea* (corail arborescent) sont les grands coraux d'eaux profondes que l'on trouve sur les talus entre la frontière américaine et l'est de l'Arctique. Les coraux des grands fonds se trouvent dans l'est du Canada à des profondeurs de l'ordre de 200 m à 1 500 m. Ils peuvent former des agrégats denses ou « forêts » fournissant un habitat à d'autres espèces. Le seul récif corallien connu dans l'est du Canada est constitué par le corail hermatypique *Lophelia pertusa*, qui se trouve à environ 300 m sur le plateau néo-écossais, où il a été protégé. Le complexe de récifs de *Lophelia pertusa* s'étend sur environ 0,6 km² et se compose de colonies vivantes, de blocs morts et de gravats squelettiques. Les coraux peuvent fournir un habitat structurel lorsqu'ils sont vivants ou morts, car leur squelette peut persister longtemps après la mort du corail. Dans le golfe du Saint-Laurent, on trouve des groupes denses de pennatules (Murillo *et al.* 2018), qui forment des habitats pour d'autres espèces.

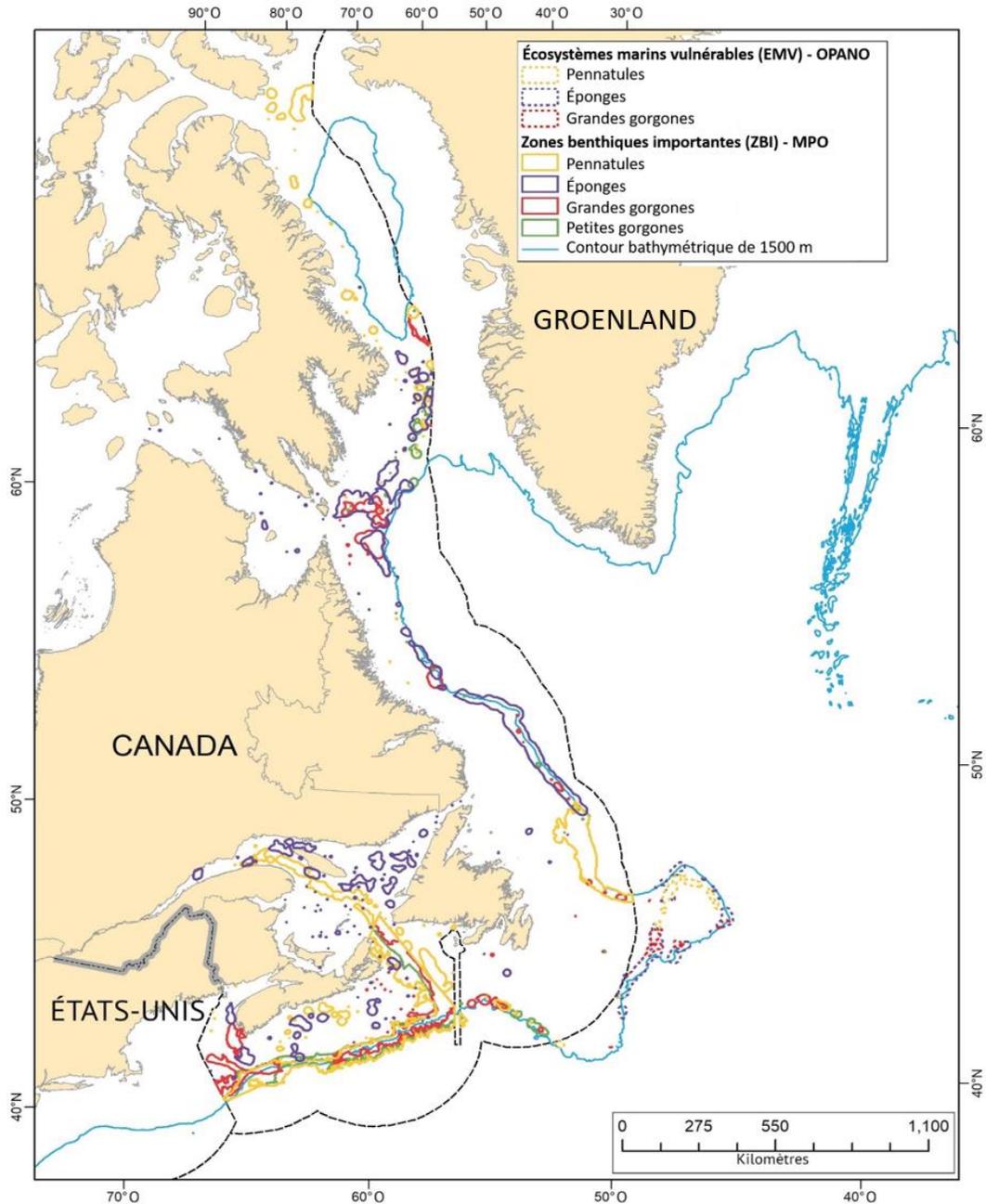


Figure 3.3-2. Carte des zones benthiques importantes et des écosystèmes marins vulnérables pour les éponges, les pennatules et les petites et grandes gorgones sur la côte est du Canada. Les zones benthiques importantes sont désignées par le MPO dans les limites de la zone économique exclusive de 200 milles marins (ligne pointillée), tandis que les écosystèmes marins vulnérables se trouvent à l'extérieur de la zone économique exclusive, comme l'a établi l'OPANO.



Figure 3.3-3. Éponges : 1) *Chondrocladia grandis*, 2) Rosellidae sp., 3) Demospongiae sp., 4) *Vazella pourtalesi*, 5) Demospongiae sp., 6) *Lyssacinosis* sp., 7) *Geodia barretti*, 8) *Asconema leafiate*. Pennatules : 9) *Pennatula* sp., 12) *Halipterus finmarchia*, 15) *Umbellula* sp. Grandes gorgones : 10) *Paragorgia arborea*, 11) *Paragorgia arborea*, 13) *Keratoisis grayi*, 14) *Paramuricea* sp. Petite gorgone : 16) *Acanella arbuscula*. Photos : MPO

L'importance des coraux dans le Gully, un grand canyon creusé dans le plateau néo-écossais, a joué un rôle dans la conception de la grande zone de protection marine (2 364 km²) qui y a été désignée en 2004. Avant 2000, la plupart des connaissances sur les coraux des grands fonds étaient anecdotiques et fondées principalement sur les données relatives aux prises accessoires des pêches. La répartition des coraux dans les eaux profondes est inégale et influencée par plusieurs facteurs environnementaux, notamment le substrat, la température, la salinité et les courants. Les activités humaines telles que la pêche à l'aide d'engins entrant en contact avec le fond et l'extraction d'hydrocarbures peuvent avoir de graves répercussions sur les coraux des grands fonds.

Connues pour exister depuis plus de 600 millions d'années, les éponges (Phylum Porifera) sont le groupe animal vivant le plus ancien de la planète. Avec plus de 8 500 espèces décrites et plus de 25 000 espèces estimées, elles présentent une diversité remarquable dans les océans du monde entier (Maldonado *et al.* 2016). Les éponges offrent un potentiel pour la biotechnologie et l'innovation parce qu'elles contiennent une grande diversité de symbiotes microbiens. Les éponges et les microorganismes qui leur sont associés constituent la source la plus riche et la plus prolifique de produits naturels marins ayant des applications en santé humaine, plus de 30 % du nombre total - soit près de 5 000 composés - découvert à ce jour venant des éponges. Une caractéristique remarquable des éponges est leur capacité de filtration. Grâce à leur grande capacité d'alimentation par filtration (jusqu'à 14 litres d'eau de mer g⁻¹h⁻¹), à une alimentation principalement composée de matières organiques dissoutes et à un squelette silicifié, les éponges

sont connues pour être des acteurs majeurs du couplage benthopélagique, contribuant de façon significative aux cycles de l'azote, du carbone et du silicium.

La diversité des éponges sur la côte est du Canada est encore à l'étude; cependant, des travaux récents visant à identifier les éponges à partir de relevés au chalut dans le détroit de Davis, dans l'est de l'Arctique, ont identifié 94 espèces différentes. Trois étaient nouvelles pour la science. D'autres études sur les éponges réalisées à l'aide de véhicules sous-marins téléguidés (VTG) ont permis d'identifier 12 autres espèces à ajouter à la liste croissante. Dans de nombreuses régions, les éponges sont de loin les organismes dominants sur le plan de l'abondance (jusqu'à 16 individus par m²) et de la biomasse (plus de 90 % de la biomasse totale d'invertébrés) (Murillo *et al.* 2012; Beazley *et al.* 2013), formant des écosystèmes structurellement complexes appelés lits, jardins, agrégats et récifs d'éponges.

Dans l'est de l'Arctique, les espèces les plus fréquemment rencontrées étaient *Asconema foliata* et *Mycale (Mycale) lingua*; cette dernière est également présente dans le golfe du Saint-Laurent avec les espèces *Halichondria* et *Polymastia*. Les *Geodia barretti* et les espèces étroitement apparentées forment des lits denses sur les talus du détroit de Davis aux Grands Bancs, et *Vazella pourtalesi* présente des agrégats touffus sur le plateau néo-écossais (voir la figure 3.3-3).

Les écosystèmes d'éponges de l'est du Canada se trouvent le long des plateaux continentaux, des talus, des canyons et des fjords profonds, à des profondeurs variant de 30 à environ 3 000 m, ce qui les place en contact direct avec certaines des pêches commerciales les plus importantes. Laissés intacts, les lits d'éponges peuvent persister pendant des milliers d'années, et même après la mort, les spicules siliceux qu'ils laissent derrière eux peuvent former des habitats benthiques distincts pour la macrofaune vivant sur ou dans le fond marin (Murillo *et al.* 2016). Les écosystèmes d'éponges sont considérés comme très sensibles aux impacts humains en raison de leur longévité, de leurs modes de reproduction inconnus et des longs temps de rétablissement prévus. On sait que les engins qui entrent en contact avec le fond endommagent les éponges et les arrachent, modifiant la composition des communautés. Cependant, l'impact réel ne peut être déterminé tant que les lacunes dans les connaissances ne seront pas comblées, notamment en ce qui concerne la reproduction des éponges, la dynamique des populations et leurs rôles écosystémiques.

Les coraux et éponges des grands fonds sont très vulnérables aux activités humaines, en particulier à la pêche, et il existe un fort mouvement international de conservation pour leur protection. Le Canada fait sa part pour protéger les coraux et les éponges des grands fonds (MPO 2013) en élaborant une Stratégie de conservation des coraux et des éponges de l'est du Canada (MPO 2015) et en délimitant les zones où les concentrations de coraux et d'éponges sont importantes (figure 3.3-2; Kenchington *et al.* 2016; MPO 2017). Les prochaines étapes consisteront à mettre en œuvre des mesures de protection en consultation avec les intervenants et les socioéconomistes pour assurer la conservation à long terme des coraux et des éponges au Canada tout en favorisant la durabilité des pêches.

Clypéastres

Les clypéastres sont considérés comme des ingénieurs de l'écosystème parce qu'ils sont des bioturbateurs. La bioturbation, c'est-à-dire la modification biogénique des sédiments par le remaniement des particules et la ventilation des trous, est un aspect clé de nombreux processus géochimiques importants dans les systèmes marins. Les gisements de clypéastres sont formés par

le clypéastre commun (*Echinarachnius parma*), que l'on trouve du Labrador au Canada au cap Hatteras, en Caroline du Nord, aux États-Unis, des eaux intertidales peu profondes aux plateaux continentaux hauturiers (figure 3.3-4). *Echinarachnius parma* est circumpolaire et se rencontre également en Alaska, en Colombie-Britannique, de Washington à la baie Puget, en Sibérie et au Japon où il peut être trouvé jusqu'à 1 600 m de profondeur.

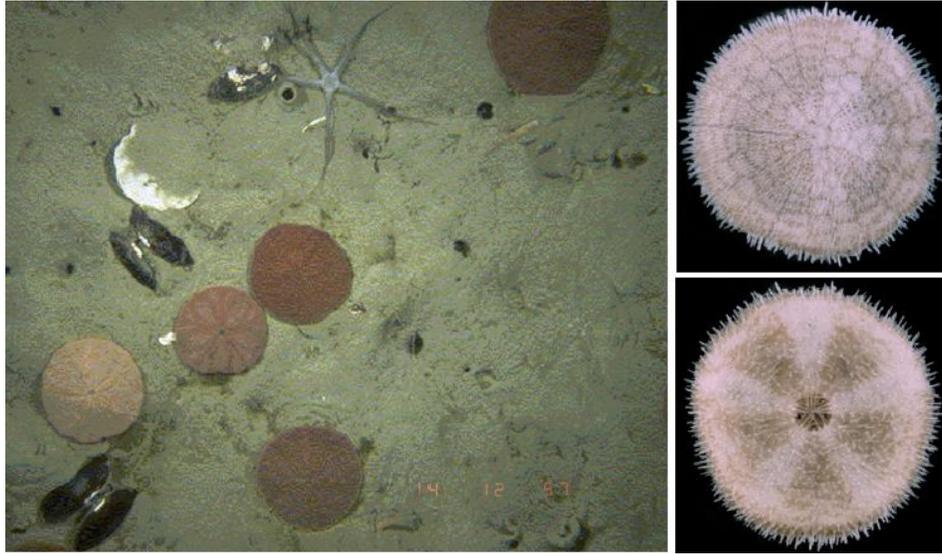


Figure 3.3-4. Clypéastres (*Echinarachnius parma*) vivant sur un fond sablonneux sur le banc Banquereau, dans l'est du plateau néo-écossais (panneau de gauche). Gros plan de la surface supérieure (à droite, photo du haut) et de la surface inférieure (à droite, photo du bas) montrant les petits tentacules allongés qui lui servent à se déplacer dans le sédiment.

En raison de sa grande taille (>50 mm) et de sa tendance à former des agrégats ou des gisements denses avec des centaines d'individus par mètre carré, *E. parma* a été considéré comme une espèce clé (Steimle 1989), et les gisements de clypéastres ont été pris en compte dans la mise en place des zones d'importance écologique et biologique (ZIEB) (Kenchington 2014). Cette espèce est particulièrement abondante dans la baie de Fundy, à l'est du plateau néo-écossais (figure 3.3-5), sur le banc de Georges (Steimle 1989), dans le golfe du Saint-Laurent (Brunel *et al.* 1998; MPO, région du Golfe, données inédites sur le clypéastre provenant de relevés de pétoncles) et sur les Grands Bancs (Kenchington *et al.* 2001), et présente la répartition géographique et écologique la plus importante parmi tous les oursins plats (Ghiold 1983). Sur le plateau néo-écossais, le clypéastre vient au deuxième rang en importance, après les tempêtes, pour la bioturbation des sédiments de surface (Stanley et James 1971). Sur le banc de l'île de Sable, on a constaté que les clypéastres modifiaient au moins un tiers de la surface totale dans une zone d'étude et qu'ils atteignaient des densités de 180 individus m⁻² (Stanley et James 1971). Sur le banc de Georges, ils forment de 40 % à 50 % de la biomasse totale de la macrofaune benthique (Steimle 1989).

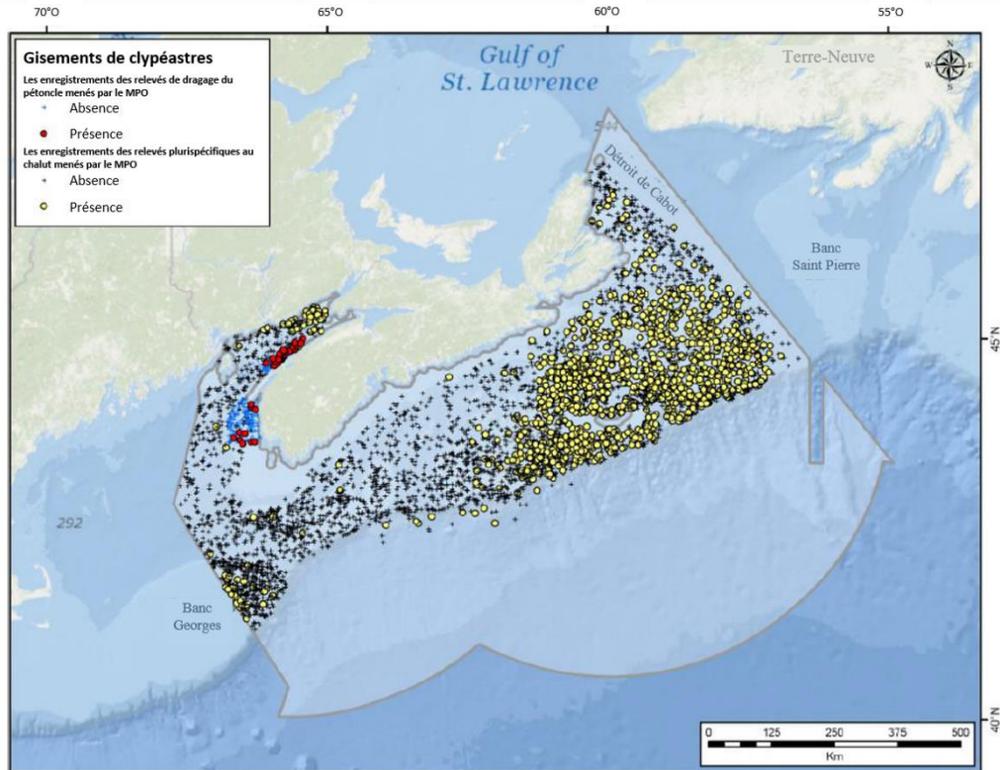


Figure 3.3-5. Répartition des clypéastes (*Echinarachnius parma*) dans la région des Maritimes du MPO à partir des relevés multispécifiques au chalut du MPO (1999-2015) et des relevés d'évaluation des stocks de pétoncles (1997, 2007). Reproduit avec la permission de Beazley *et al.* (2017).

Dans la zone intertidale, les clypéastes sont souvent enfouis ou se trouvent dans des canaux de drainage à marée basse pour réduire les effets de l'exposition à l'air (Harold et Telford 1982). Les coquilles calcaires des clypéastes morts sont souvent retrouvées échouées sur les plages. Contrairement à ce qu'indique son nom, le clypéastre, surnommé « dollar de sable », peut se rencontrer sur une gamme de types de sédiments allant du sable graveleux grossier au limon fin (Harold et Telford 1982). Il se nourrit de diatomées benthiques (algues), de débris et d'autres petites particules pendant qu'ils creusent (Ghiold 1983). *Echinarachnius parma* est également consommé par un certain nombre de poissons, dont l'aiglefin (*Melanogrammus aeglefinus*), le cardeau d'été (*Paralichthys dentatus*), la plie canadienne (*Hippoglossoides platessoides*) et la limande à queue jaune (*Limanda ferruginea*), mais son contenu nutritionnel est faible comparativement aux autres espèces benthiques (Steimle 1989).

Le chalutage de fond est une menace connue pour cette espèce, avec une étude sur les Grands Bancs montrant une réduction de 37 % immédiatement après le chalutage (Kenchington *et al.* 2001). Cependant, cette espèce a un recrutement régulier et peut frayer plus d'une fois par an, au moins dans certaines parties de son aire de répartition (Steimle 1989), ce qui favorise le rétablissement. L'abondance des populations non perturbées varie dans le temps (Steimle 1989; Kenchington *et al.* 2001), mais l'emplacement des gisements est stable à plus grande échelle spatiale. Étant donné la biomasse et l'abondance relativement élevées de l'espèce, ses activités de bioturbation et sa position trophique, il est nécessaire d'obtenir plus d'information sur son rôle dans l'écosystème.

Références

- AMEC Earth & Environmental. 2007. Northumberland Strait Ecosystem Overview Report, Moncton, New Brunswick. File No. TE61035: i + 240 p.
- Amos, C.L., Daborn, G.R., Christian, H.A., Atkinson, A. et Robertson, A. 1992. In situ erosion measurements on fine-grained sediments from the Bay of Fundy. *Mar. Geol.* 108: 175-196.
- Auffrey, L.M., Robinson, S.M.C. et Barbeau, M.A. 2004. Effect of green macroalgal mats on burial depth of soft-shelled clams *Mya arenaria*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 278: 193-203.
- Barbeau, M.A., Grecian, L.A., Arnold, E.E., Sheahan, D.C. et Hamilton, D.J. 2009. Spatial and temporal variation in the population dynamics of the intertidal amphipod *Corophium volutator* in the upper Bay of Fundy, Canada. *J. Crustacean Biol.* 29: 491-506.
- Barbier, E.B., Hacker, S.D., Kennedy, C., Koch, E.W., Stier, A.C. et Silliman, B.R. 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecol. Monogr.* 81: 169-193.
- Beazley, L.I., Kenchington, E.L., Murillo, F.J. et Sacau, M. 2013. Deep-sea sponge grounds enhance diversity and abundance of epibenthic megafauna in the Northwest Atlantic. *ICES J. Mar. Sci.* 70: 1471-1490.
- Beazley, L., Kenchington, E. et Lirette, C. 2017. Species distribution modelling and kernel density analysis of benthic Ecologically and Biologically Significant Areas (EBSAs) and other benthic fauna in the Maritimes Region. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3204: vi + 159 p.
- Boutillier, J., Kenchington, E. et Rice, J. 2010. A review of the biological characteristics and ecological functions served by corals, sponges and hydrothermal vents, in the context of applying an ecosystem approach to fisheries. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2010/048: iv + 36 p.
- Brunel, P.L., Bossé, L. et Lamarche, G. 1998. Catalogue des invertébrés marins de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. *Publ. spéc. can. sci. halieut. aquat.* 126 : 405 p.
- Campbell, A.H., Harder, T., Nielsen, S., Kjelleberg, S. et Steinberg, P.D. 2011. Climate change and disease: bleaching of a chemically defended seaweed. *Global Change Biol.* 17: 2958-70.
- Case, R.J., Longford, S.R., Campbell, A.H., Low, A., Tujula, N., Steinberg, P.D. et Kjelleberg, S. 2011. Temperature induced bacterial virulence and bleaching disease in a chemically defended marine macroalga. *Environ. Microbiol.* 13: 529-537.
- Clements, J.C. et Hunt, H.L. 2017. Effects of CO₂-driven sediment acidification on infaunal marine bivalves: A synthesis. *Mar. Poll. Bull.* 117: 6-16.
- Clements, J.C., Woodard, K.W. et Hunt, H.L. 2016. Porewater acidification alters the burrowing behavior and post-settlement dispersal of juvenile soft-shell clams (*Mya arenaria*). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 477: 103-111.
- Clements, J.C., Bishop, M.M. et Hunt, H.L. 2017. Elevated temperature has adverse effects on GABA-mediated avoidance behaviour to sediment acidification in a wide-ranging marine bivalve. *Mar. Biol.* 164: 56.
- Coffin, M.R.S., Courtenay, S.C., Knysh, K.M., Pater, C.C. et van den Heuvel, M.R. 2018. Impacts of hypoxia on estuarine macroinvertebrate assemblages across a regional nutrient gradient. *FACETS* 3: 23-44.
- Cogswell, A.T., Kenchington, E.L.R., Lirette, C.G., MacIsaac, K., Best, M.M., Beazley, L.I. et Vickers, J. 2009. The current state of knowledge concerning the distribution of coral in the Maritimes Provinces. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2855: v + 66 p.

- Dayton, P.K. 1985. Ecology of kelp communities. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 16: 215-245.
- De Backer, A., Van Collie, F., Montserrat, F., Provoost, P., Van Colen, C., Vincx, M., Degraer, S. 2011. Bioturbation effects of *Corophium volutator*: Importance of density and behavioural activity. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 91: 306-313.
- Deegan, L.A., Wright, A., Ayvazian, S.G., Finn, J.T., Golden, H., Merson, R.R. et Harrison, J. 2002. Nitrogen loading alters seagrass ecosystem structure and support of higher trophic levels. *Aquat. Conserv.* 12: 193-212.
- Filbee-Dexter, K., Feehan, C.J. et Scheibling, R.E. 2016. Large-scale degradation of a kelp ecosystem in an ocean warming hotspot. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 543: 141-152.
- Garbary, D.J., Miller, A.G., Williams, J. et Seymour, N.R. 2014. Drastic decline of an extensive eelgrass bed in Nova Scotia due to the activity of the invasive green crab (*Carcinus maenas*). *Mar. Biol.* 161: 3-15.
- Ghiold, J. 1983. The role of external appendages in the distribution and life habits of the sand dollar *Echinarachnius parma* (Echinodermata: Echinoidea). *J. Zool.* 200: 405-419.
- Gotceitas, V., Fraser, S. et Brown, J.A. 1997. Use of eelgrass beds (*Zostera marina*) by juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 1306-1319.
- Grant, C. et Provencher, L. 2007. Caractérisation de l'habitat et de la faune des herbiers de *Zostera marina* (L.) de la péninsule de Manicouagan (Québec). *Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat.* 2772 : viii + 65 p.
- Gregory, R.S., Morris, C., Sheppard, G.L., Thistle, M.E., Linehan, J.E. et Schneider, D.C. 2006. Relative strength of the 2003 and 2004 year-classes, from nearshore surveys of demersal age 0 & 1 Atlantic cod in Newman Sound, Bonavista Bay. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2006/038: i + 16 p.
- Hanson, A. (éd.). 2004. Status and conservation of eelgrass (*Zostera marina*) in Eastern Canada. Technical Report Series No. 412. Canadian Wildlife Service, Atlantic Region. viii + 40 p.
- Harley, C.D., Anderson, K.M., Demes, K.W., Jorve, J.P., Kordas, R.L., Coyle, T.A. et Graham, M.H. 2012. Effects of climate change on global seaweed communities. *J. Phycol.* 48: 1064-1078.
- Harold, A.S. et Telford, M. 1982. Substrate preference and distribution of the northern sand dollar, *Echinarachnius parma* (Lamarck). *In International Echinoderm Conference, Tampa Bay.* Edited by J.M. Lawrence. A.A. Balkema, Rotterdam. pp. 243-249.
- Heck, K.L., Hays, G. et Orth, R.J. 2003. Critical evaluation of the nursery role hypothesis for seagrass meadows. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 253: 123-136.
- Joseph, V., Schmidt, A.L. et Gregory, R.S. 2013. Use of eelgrass habitats by fish in eastern Canada. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2012/138.
- Jutfelt, F., de Souza, K.B., Vuylsteke, A. et Sturve, J. 2013. Behavioural disturbances in a temperate fish exposed to sustained high-CO₂ levels. *PLoS ONE* 8: e65825.
- Keddy, C.J. et Patriquin, D.G. 1978. An annual form of eelgrass in Nova Scotia. *Aquat. Bot.* 5: 163-170.
- Kenchington, E. 2014. A general overview of benthic Ecological or Biological Significant Areas (EBSAs) in Maritimes Region. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3072: iv + 45 p.
- Kenchington, E., Prena, J., Gilkinson, K.D., Gordon, D.C., MacIsaac, K., Bourbonnais, C., Schwinghamer, P.J., Rowell, T.W., McKeown, D.L. et Vass, W.P. 2001. Effects of experimental otter trawling on the Grand Banks of Newfoundland. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 1043-1057.

- Kenchington, E., Beazley, L., Lirette, C., Murillo, F.J., Guijarro, J., Wareham, V., Gilkinson, K., Koen-Alonso, M., Benoît, H., Bourdages, H., Sainte-Marie, B., Treble, M. et Siferd, T. 2016. Delineation of coral and sponge significant benthic areas in eastern Canada using kernel density analyses and species distribution models. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/093: vi + 178 p.
- Klassen, G. et Locke, A. 2007. Synthèse de la biologie du crabe vert européen (*Carcinus maenas*). Rapp. manus. can. sci. halieut. aquat. 2818 : vii + 82 p.
- Krieger, K.J. et Wing, B.L. 2002. Megafauna associations with deepwater corals (*Primnoa* spp.) in the Gulf of Alaska. *Hydrobiologia*. 471: 83-90.
- Krumhansl, K.A. et Scheibling, R.E. 2011. Detrital production in Nova Scotian kelp beds: patterns and processes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 421: 67-82.
- Krumhansl, K.A., Lee, J. M. et Scheibling, R.E. 2011. Grazing damage and encrustation by an invasive bryozoan reduce the ability of kelps to withstand breakage by waves. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 407: 12-18.
- Laurel, B.J., Gregory, R.S. et Brown, J.A. 2003. Predator distribution and habitat patch area determine predation rates on Age-0 juvenile cod *Gadus* spp. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 251: 245-254.
- Leblanc, A.R. 2015. Population assessments of soft-shell clams (*Mya arenaria*) in Eel River Bar, New Brunswick, from 2010 to 2013. *Can. Manusc. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3063: vii + 13 p.
- Longtin, C.M. et Saunders, G.W. 2016. The relative contribution of *Saccharina nigripes* (Phaeophyceae) to the Bay of Fundy Laminariaceae: spatial and temporal variability. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 543: 153-162.
- Lotze, H.K., Lenihan, H.S., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R.G., Kay, M.C., Kidwell, S.M., Kirby, M.X., Peterson, C.H. et Jackson, J.B. 2006. Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science* 312(5781): 1806-1809.
- Maldonado, M., Aguilar, R., Bannister, R.J., Bell, J., Conway, K.W., Dayton, P.K., Diaz, C., Gutt, J., Kelly, M.L., Kenchington, E.L.R., Leys, S.P., Pomponi, S.A., Rapp, H.T., Rutzler, K., Tendal, O.S., Vacelet, J. et Young, C.M. 2016. Sponge grounds as key marine habitats: a synthetic review of types, structure, functional roles, and conservation concerns. *In Marine Animal Forests: the ecology of benthic biodiversity hotspots*. Edited by S. Rossi, L. Bramanti, A. Gori, and C. Orejas. Springer International Publishing, Switzerland. pp. 145-183.
- Mann, K.H. 2000. *Ecology of coastal waters: With implications for management*. Wiley-Blackwell, Massachusetts, USA. 432 p.
- Marcogliese, D.J. 2008. The impact of climate change on the parasites and infectious diseases of aquatic animals. *Rev. Sci. Tech.* 27: 467-484.
- Martel, M.-C., Provencher, L., Grant, C., Ellefsen, H.-F. et Pereira, S. 2009. Distribution et description des herbiers de zostère du Québec. *Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech.* 2009/050 : viii + 37 p.
- Mateo, D.R., MacCallum, G.S., McGladdery, S.E. et Davidson, J. 2016. Distribution of haemic neoplasia of soft-shelled clams in Prince Edward Island: an examination of anthropogenic factors and effect of experimental fungicide exposure. *J. Fish Dis.* 39: 585-596.
- Matheson, K., McKenzie, C.H., Gregory, R.S., Robichaud, D.A., Bradbury, I.A., Snelgrove, P.V.R. et Rose, G.A. 2016. Linking eelgrass decline and impacts on associated fish communities to European green crab *Carcinus maenas* invasion. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 548: 31-45.
- McDevit, D. et Saunders, G. 2010. A DNA barcode examination of the Laminariaceae (Phaeophyceae) in Canada reveals novel biogeographical and evolutionary insights. *Phycologia* 49: 235-248.

- Merzouk, A. et Johnson, L.E. 2011. Kelp distribution in the northwest Atlantic Ocean under a changing climate. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 400: 90-98.
- Mineur, F., Arenas, F., Assis, J., Davies, A.J., Engelen, A.H., Fernandes, F. et Vranken, S. 2015. European seaweeds under pressure: Consequences for communities and ecosystem functioning. *J. Sea Res.* 98: 91-108.
- MPO. 1996. Au bord de la mer : Guide de la zone côtière du Canada Atlantique. Module 5 : Vasières. Pêches et Océans Canada, Moncton (N.-B.), 38 p.
- MPO. 1997. Mye de la baie de Fundy. Rapport du MPO sur l'état des stocks, Pêches de l'Atlantique, 1996/127 : 4 p.
- MPO. 2009. La zostère (*Zostera marina*) remplit-elle les critères d'espèce d'importance écologique? Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2009/018 : 12 p.
- MPO. 2013. Cadre d'évaluation du risque écologique pour les communautés à prédominance de coraux d'eau froide et d'éponges. Cadre pour la pêche durable (CPD) : Politique de gestion des impacts de la pêche sur les zones benthiques vulnérables. Pêches et Océans Canada, gouvernement du Canada. 19 p.
- MPO. 2015. Stratégie de conservation des coraux et des éponges de l'est du Canada 2015. Pêches et Océans Canada, gouvernement du Canada, 72 p.
- MPO. 2017. 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. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2017/007: 49 p.
- Moore, K.A. et Jarvis, J.C. 2008. Environmental factors affecting recent summertime eelgrass diebacks in the lower Chesapeake Bay: Implications for long-term persistence. *J. Coast. Res. S.I.* 55: 135-147.
- Moore, K.A., Shields, E.C., Parrish, D.B. et Orth, R.J. 2012. Eelgrass survival in two contrasting systems: role of turbidity and summer water temperatures. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 448: 247-258.
- Morris, C.J., Gregory, R.S., Laurel, B.J., Methven, D.A. et Warren, M.A. 2011. Potential effect of eelgrass (*Zostera marina*) loss on nearshore Newfoundland fish communities, due to invasive green crab (*Carcinus maenas*). *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2010/140: iv + 17 p.
- Murillo, F.J., Durán Muñoz, P., Altuna, A. et Serrano, A. 2011. Distribution of deep-water corals of the Flemish Cap, Flemish Pass, and the Grand Banks of Newfoundland (Northwest Atlantic Ocean): interaction with fishing activities. *ICES J. Mar. Sci.* 68: 319-332.
- Murillo, F.J., Durán Muñoz, P., Cristobo, F.J., Ríos, P., González, C., Kenchington, E. et 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: 842-854.
- Murillo, F.J., Kenchington, E., Lawson, J.M., Li, G. et Piper, D.J.W. 2016. Ancient deep-sea sponge grounds on the Flemish Cap, northwest Atlantic. *Mar. Biol.* 163: 63.
- Murillo, F.J., MacDonald, B.W., Kenchington, E., Campana, S.E., Sainte-Marie, B. et Sacau, M. 2018. Morphometry and growth of sea pen species from dense habitats in the Gulf of St. Lawrence, eastern Canada. *Mar. Biol. Res.* 14: 366-382.
- Niles, M., Locke, A., Landry, T., Webster, T., Collins, K., Robichaud, G., Hanson, A., Mahoney, M., Vandermeulen, H., Doiron, S. et Maillet, M.-J. 2014. Bivalve aquaculture and eelgrass coverage on a bay-wide scale utilizing bathymetric lidar and aerial photography. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3103: xiv + 82 p.

- O'Brien, J.M. 2018. Processes reinforcing regime shift to turf-forming algae in a kelp bed ecosystem. Thesis (Ph.D) Dalhousie University, Halifax, N.S. 199 p.
- O'Brien, J.M. et Scheibling, R.E. 2016. Nipped in the bud: mesograzers feeding preference contributes to kelp decline. *Ecology*. 97: 1873-1886.
- O'Brien, J.M., Scheibling, R.E. et Krumhansl, K.A. 2015. Positive feedback between large-scale disturbance and density-dependent grazing decreases resilience of a kelp bed ecosystem. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 522: 1-13.
- Orth, R.J., Carruthers, T.J.B., Dennison, W.C., Duarte, C.M., Fourqurean, J.W., Heck, K.L. et Hughes, A.R. 2006. A global crisis for seagrass ecosystems. *Bioscience* 56: 987-996.
- Perrigault, M., Dahl, S.F., Espinosa, E.P., Gambino, L. et Allam, B. 2010. Effects of temperature on hard clam (*Mercentaria mercenaria*) immunity and QPX (Quahog Parasite Unknown) disease development: II. Defense parameters. *J. Invertebr. Pathol.* 106: 322-332.
- Peterson, C.H. 1991. Intertidal zonation of marine invertebrates in sand and mud. *Am. Nat.* 79: 236-249.
- Pontee, N.I. 2011. Reappraising coastal squeeze: a case study from the NW England. *P. I. Civil Eng. Mar. En.* 164: 127-138.
- Prakash, A., Medcof, J.C. et Tennant, A.D. 1973. L'intoxication paralysante par les mollusques dans l'est du Canada, bulletin n° 177. *J. Off. rech. pêch. Can.*, Ottawa, 90 p.
- Rao, A.S., Gregory, R.S., Murray, G., Ings, D.W., Coughlan, E.J. et Newton, B.H. 2014. Eelgrass (*Zostera marina*) locations in Newfoundland and Labrador. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3113: vi + 19 p.
- Robertson, A.I., Mann, K.H. 1984. Disturbance by ice and life-history adaptations of the seagrass *Zostera marina*. *Mar. Biol.* 80: 131-141.
- Rossi, S., Bramanti, L., Gori, A. et Orejas, C. 2017. Animal Forests of the World: An Overview. *In* Marine Animal Forests: the ecology of benthic biodiversity hotspots. Edited by S. Rossi, L. Bramanti, A. Gori, and C. Orejas. Springer International Publishing, Switzerland. pp. 1-28.
- Scheibling, R.E. et Gagnon, P. 2006. Competitive interactions between the invasive green alga *Codium fragile* ssp. *tomentosoides* and native canopy-forming seaweeds in Nova Scotia (Canada). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 325: 1-14.
- Scheibling, R.E. et Hennigar, A.W. 1997. Recurrent outbreaks of disease in sea urchins *Strongylocentrotus droebachiensis* in Nova Scotia: evidence for a link with large-scale meteorologic and oceanographic events. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 152: 155-165.
- Scheibling, R.E., Hennigar, A.W. et Balch, T. 1999. Destructive grazing, epiphytism, and disease: the dynamics of sea urchin-kelp interactions in Nova Scotia. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56(12): 2300-2314.
- Schein, A., Courtenay, S.C., Crane, C.S., Teather, K.L. et van den Heuvel, M.R. 2012. The role of submerged aquatic vegetation in structuring the nearshore fish community within an estuary of the southern Gulf of St. Lawrence. *Estuar. Coast.* 35: 799-810.
- Schmidt, A.L., Wysmyk, J.K.C., Craig, S.E. et Lotze, H.K. 2012. Regional-scale effects of eutrophication on ecosystem structure and services of seagrass beds. *Limnol. Oceanogr.* 57: 1389-1402.
- Schmidt, A.L., Coll, M. et Lotze, H.K. 2017. Regional-scale differences in eutrophication effects on eelgrass-associated (*Zostera marina*) macrofauna. *Estuar. Coast.* 40: 1096-1112.
- Seymour, N.R., Miller, A.G. et Garbary, D.J. 2002. Decline of Canada geese (*Branta canadensis*) and common goldeneye (*Bucephala clangula*) associated with a collapse of eelgrass (*Zostera marina*) in a Nova Scotia estuary. *Helgol. Mar. Res.* 55: 198-202.

- Sherwood, O.A. et 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.* 66: 142-152.
- Short, F.T. et Neckles, H.A. 1999. The effects of global climate change on seagrasses. *Aquat. Bot.* 63: 169-196.
- Simonson, E.J., Scheibling, R.E. et Metaxas, A. 2015. Kelp in hot water: I. Warming seawater temperature induces weakening and loss of kelp tissue. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 537: 89-104.
- Skinner, M.A., Courtenay, S.C. et McKindsey, C.W. 2013. Reductions in distribution, photosynthesis, and productivity of eelgrass *Zostera marina* associated with oyster *Crassostrea virginica* aquaculture. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 486: 105-119.
- Skinner, M.A., Courtenay, S.C., McKindsey, C.W., Carver, C.E. et Mallet, A.L. 2014. Experimental determination of the effects of light limitation from suspended bag oyster (*Crassostrea virginica*) aquaculture on the structure and photosynthesis of eelgrass (*Zostera marina*) *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 459: 169-180.
- Stanley, D.J. et James, N.P. 1971. Distribution of *Echinarachnius parma* (Lamarck) and associated fauna on Sable Island Bank, Southeast Canada. *Smithsonian Cont. Earth Sci.* 6: 1-24.
- Steimle, F.W. 1989. Population dynamics, growth and production estimates for the sand dollar *Echinarachnius parma*. *Fish. Bull.* 88: 179-189.
- Steneck, R.S., Graham, M.H., Bourque, B.J., Corbett, D., Erlandson, J.M., Estes, J.A. et Tegner, M.J. 2002. Kelp forest ecosystems: biodiversity, stability, resilience and future. *Environ. Conserv.* 29: 436-459.
- Sullivan, D. 2007. Digging into the past: clam harvesting in the Annapolis Basin. Report for the Bay of Fundy Marine Resource Centre as part of the Coastal Community University Research Alliance Project. 35 p.
- Vandermeulen, H. 2005. Assessing marine habitat sensitivity: A case study with eelgrass (*Zostera marina* L.) and kelps (*Laminaria*, *Macrocystis*). *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2005/032: ii + 53 p.
- Vandermeulen, H. 2011. Mapping the nearshore using a unique towfish. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2959: v + 18 p.
- Vandermeulen, H. 2014. Bay-scale assessment of eelgrass beds using sidescan and video. *Helgoland Mar. Res.* 68: 559-569.
- Vandermeulen, H., Surette, J. et Skinner, M. 2012. Responses of eelgrass (*Zostera marina* L.) to stress. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2011/095: vi + 43 p.
- Wareham, V.E. et Edinger, E.N. 2007. Distributions of deep-sea corals in the Newfoundland and Labrador region, Northwest Atlantic Ocean. *Bull. Mar. Sci.* 81: 289-313.
- Warren, M.A., Gregory, R.S., Laurel, B.J. et Snelgrove, P.V.R. 2010. Increasing density of juvenile Atlantic (*Gadus morhua*) and Greenland cod (*G. ogac*) in association with spatial expansion and recovery of eelgrass (*Zostera marina*) in a coastal nursery habitat. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 394:154-160.
- Wentworth, C.K. 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. *J. Geol.* 30: 377-392.
- Wong, M.C. 2017. Secondary production of macrobenthic communities in seagrass (*Zostera marina*, eelgrass) beds and bare soft sediments across differing environmental conditions in Atlantic Canada. *Estuar. Coast.* 41: 536-548.
- Wong, M.C. et Dowd, M. 2015. Patterns in taxonomic and functional diversity of macrobenthic invertebrates across seagrass habitats: a case study in Atlantic Canada. *Estuar. Coast.* 38: 2323-2336.

- Wong, M. et Vercaemer, B. 2012. Effects of invasive colonial tunicates and a native sponge on the growth, survival, and light attenuation of eelgrass (*Zostera marina*). *Aquat. Invasions*. 7: 315-326.
- Wong, M.C., Bravo, M.A. et Dowd, M. 2013. Ecological dynamics of *Zostera marina* (eelgrass) in three adjacent bays in Atlantic Canada. *Bot. Mar.* 56: 413-424.
- Wong, M.C., Dowd, M., Bravo, M., Giroux, C., Haverstock, A., Humble, M., MacFarlane, M., Roach, S. et Rowsell, J. 2016. Nekton in *Zostera marina* (eelgrass) beds and bare soft-sediment bottom on the Atlantic coast of Nova Scotia, Canada: Species specific density and data calibrations for sampling gear and day-night differences. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3155: v + 40 p.
- Wyllie-Echeverria, S. et Cox, P.A. 1999. The seagrass (*Zostera marina*) industry of Nova Scotia (1907–1960). *Econ. Bot.* 53: 419.

3.4 COMMUNAUTÉS DE POISSONS ET D'INVERTÉBRÉS

Mariano Koen-Alonso¹, Hugo Bourdages², Denis Chabot², Tyler D. Tunney³, Jenni McDermid³, Amélie Rondeau³, Alida Bundy⁴, Catalina Gomez⁴, Donald Clark⁵, Catriona Regnier-McKellar⁵

¹Ministère des Pêches et des Océans, région de Terre-Neuve et du Labrador, St. John's (Terre-Neuve-et-Labrador)

²Ministère des Pêches et des Océans, région du Québec, Mont Joli (Québec)

³Ministère des Pêches et des Océans, région du Golfe, Moncton (Nouveau-Brunswick)

⁴Ministère des Pêches et des Océans, région des Maritimes, Dartmouth (Nouvelle-Écosse)

⁵Ministère des Pêches et des Océans, région des Maritimes, St. Andrews (Nouveau-Brunswick)

Introduction

Les communautés marines sont constituées d'espèces qui nagent dans les eaux libres et d'autres qui sont liées au fond marin. Les poissons et les invertébrés de ces communautés font partie d'un réseau écologique complexe qui les intègre à l'environnement physique, chimique et biologique dans lequel ils vivent. Les poissons et invertébrés marins occupent différents niveaux du réseau trophique et jouent un rôle important dans le transfert d'énergie entre les différents niveaux trophiques. Certaines espèces, comme le homard d'Amérique (*Homarus americanus*), le crabe des neiges (*Chionoecetes opilio*), la crevette nordique (*Pandalus borealis*) et la morue franche (*Gadus morhua*), sont connues car elles sont ciblées par la pêche, mais les communautés marines comprennent également des espèces moins connues qui jouent des rôles importants dans l'écosystème. Par exemple, de nombreuses espèces sont importantes pour le transfert d'énergie des niveaux trophiques inférieurs vers les niveaux trophiques supérieurs, y compris des espèces bien connues comme le capelan (*Mallotus villosus*) et le hareng de l'Atlantique (*Clupea harengus*) et des espèces-proie moins connues comme le lançon (*Ammodytes dubius*) et le poisson-lanterne (Myctophidae).

L'évaluation de l'état des communautés de poissons et d'invertébrés marins exige une surveillance attentive et des analyses scientifiques. Les pêches apportent des renseignements utiles (les débarquements des pêches commerciales), mais elles ciblent également des espèces précises, de sorte que les données qui en sont tirées ne reflètent pas entièrement toute la communauté des poissons et des invertébrés. Pour compenser, des chercheurs effectuent régulièrement des relevés scientifiques (relevés multispécifiques au chalut et relevés acoustiques) dans certaines régions afin de recueillir des données supplémentaires et de fournir des informations sur des communautés marines plus vastes. Toutefois, certains de ces relevés scientifiques ont des limites d'échantillonnage, car certaines espèces ne sont pas échantillonnées efficacement par certains types d'équipement d'échantillonnage, comme c'est le cas pour l'évaluation des poissons pélagiques et des invertébrés au chalut. C'est pourquoi on procède parfois à des relevés ciblant des espèces précises dans certaines biorégions pour certains stocks pélagiques (p. ex. des relevés acoustiques pour le capelan sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador).

Nous résumons ici les principaux renseignements sur les communautés de poissons et d'invertébrés dans les eaux du Canada atlantique. L'information est d'abord présentée selon la biorégion (golfe du Saint-Laurent, plate-forme néo-écossaise et plateaux de Terre-Neuve et du Labrador). Ces synopsis régionaux sont suivis d'une section sommaire qui résume les tendances

communes et les différences entre les régions. Nous complétons également ces résumés à l'échelle de l'écosystème par des exemples précis pour les espèces clés.

Golfe du Saint-Laurent

Deux grands relevés au chalut sont effectués chaque année dans le golfe du Saint-Laurent pour estimer l'abondance relative des poissons démersaux et des invertébrés benthiques : un en août (depuis 1990) dans l'estuaire et le nord du golfe du Saint-Laurent et un en septembre (depuis 1971) dans le sud du golfe du Saint-Laurent. C'est pourquoi les deux sous-régions sont présentées séparément.

La communauté de poissons démersaux du nord du golfe, en particulier la morue franche, s'est effondrée au début des années 1990 (figure 3.4-1). Cet effondrement a été attribué à la surpêche et à des conditions environnementales défavorables, car cette période était très froide (Chouinard et Fréchet 1994; Dutil *et al.* 1999; Dutil et Lambert 2000). À la fin des années 1990 et au début des années 2000, la communauté de poissons démersaux dans les eaux hauturières s'est peu améliorée, sauf le flétan du Groenland (*Reinhardtius hippoglossoides*), une espèce qui habite uniquement les chenaux profonds et dont l'abondance a augmenté pendant les années 1990 et est demeurée élevée jusqu'en 2015, mais a diminué depuis (Bourdages *et al.* 2017; MPO 2017a, 2018c). Après 2010, les poissons démersaux ont connu une forte hausse, surtout les espèces de sébaste, mais aussi le flétan de l'Atlantique (*Hippoglossus hippoglossus*) (MPO 2016a, 2018a, 2018b, 2018c) (figure 3.4-1). L'abondance de la morue franche a augmenté lentement au cours de la période 2000-2016, mais a de nouveau diminué en 2017, les prises dans le relevé des navires de recherche de 2017 étant revenues à la moyenne pour 1990-2016 (MPO 2017b, 2018d).

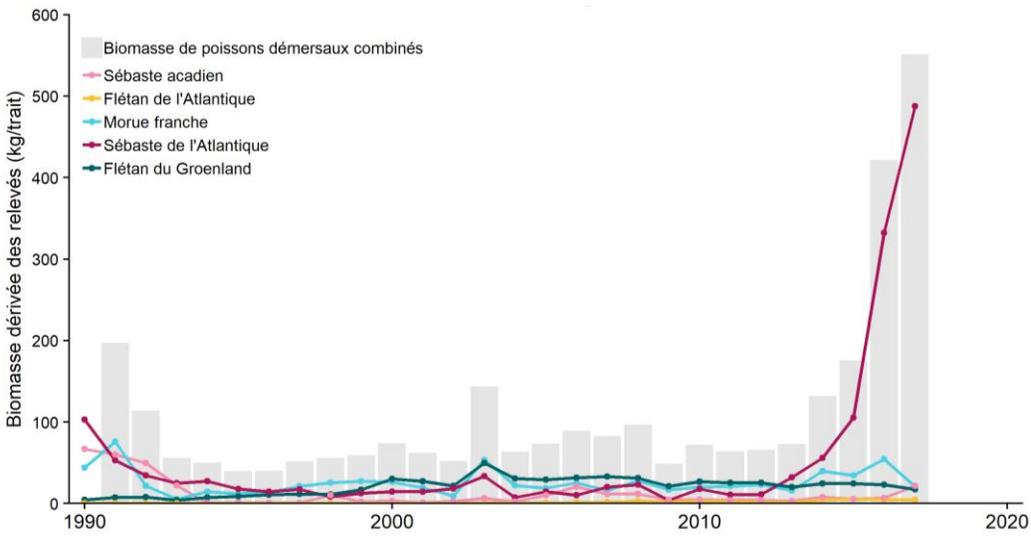


Figure 3.4-1. Indice du relevé de recherche de la biomasse (kg/trait) pour l'ensemble des poissons démersaux et les différentes espèces dans le nord du golfe du Saint-Laurent.

Trois espèces de poissons pélagiques, exploitées commercialement, dominent dans le nord du golfe du Saint-Laurent : le hareng de l'Atlantique, le maquereau (*Scomber scombrus* L.) et le capelan. Les variations de l'abondance du maquereau et de deux des stocks de hareng sont illustrées sur la figure 3.4-2. De ce nombre, le hareng de l'Atlantique et le maquereau ont connu

un faible recrutement ces dernières années et certains stocks de hareng sont considérés comme épuisés. On croit que les conditions environnementales des deux dernières décennies ont contribué au faible recrutement du hareng (MPO 2016b, 2017d). Le mauvais état du maquereau ne se limite pas au nord du golfe, car ce stock fait partie, et est représentatif, d'une importante population qui occupe les eaux au large de la côte est du Canada et des États-Unis. Ce vaste stock de maquereau a diminué dans les années 1990, s'est quelque peu amélioré dans les années 2000, puis s'est effondré dans les années 2010 en raison de la surpêche (MPO 2017e). Le capelan ne vit pas longtemps et son abondance peut varier considérablement en peu de temps. Bien que les débarquements moyens de capelan provenant de la pêche commerciale aient diminué dans le golfe du Saint-Laurent (divisions 4RST de l'OPANO), le MPO n'a actuellement aucun relevé scientifique visant à en estimer l'abondance dans cette zone (MPO 2013, 2015a).

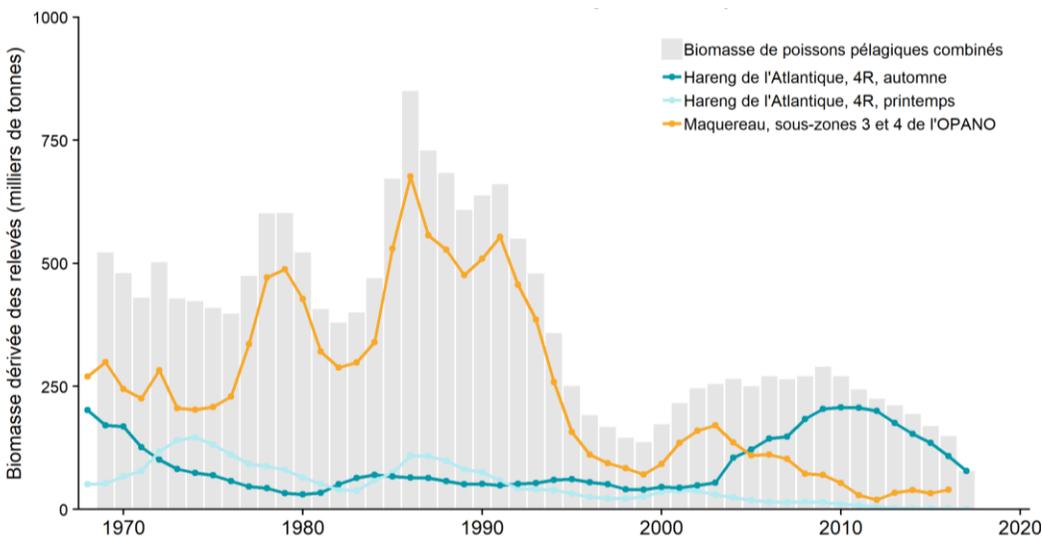


Figure 3.4-2. Biomasse tirée du relevé de l'ensemble des poissons pélagiques, du maquereau et de deux des stocks de hareng (zone 4R de l'OPANO, printemps et automne) du nord du golfe du Saint-Laurent. Les relevés du capelan et du hareng 4S (printemps et automne) ne sont pas représentés (et exclus de la biomasse totale). Voir les divisions de l'OPANO au Canada atlantique sur la figure 3.1-1.

De nombreuses espèces d'invertébrés benthiques sont échantillonnées par le relevé du navire de recherche. Cependant, la crevette nordique, importante pour la pêche commerciale, est l'espèce d'invertébrés la plus dominante échantillonnée dans ces relevés. Les tendances pour la crevette nordique dans le nord du golfe étaient opposées à celles observées pour les poissons démersaux, sauf pour le flétan du Groenland. L'abondance de la crevette nordique a augmenté régulièrement pendant les années 1990 jusqu'en 2005 environ (figure 3.4-3). On peut supposer que c'est en raison des taux plus faibles de prédation par les poissons démersaux et des conditions favorables (eau froide) (MPO 2017c). Depuis 2005, la crevette nordique est en déclin (figure 3.4-3). Ce déclin a été attribué à des conditions de réchauffement défavorables (Galbraith *et al.* 2017) et à une pression accrue de la prédation par les poissons démersaux, en particulier le sébaste, dont l'abondance est celle qui augmente le plus rapidement (Bourdages *et al.* 2017) et qui est un prédateur connu de la crevette dans le golfe du Saint-Laurent (Dutil *et al.* 2003; Savenkoff *et al.* 2006).

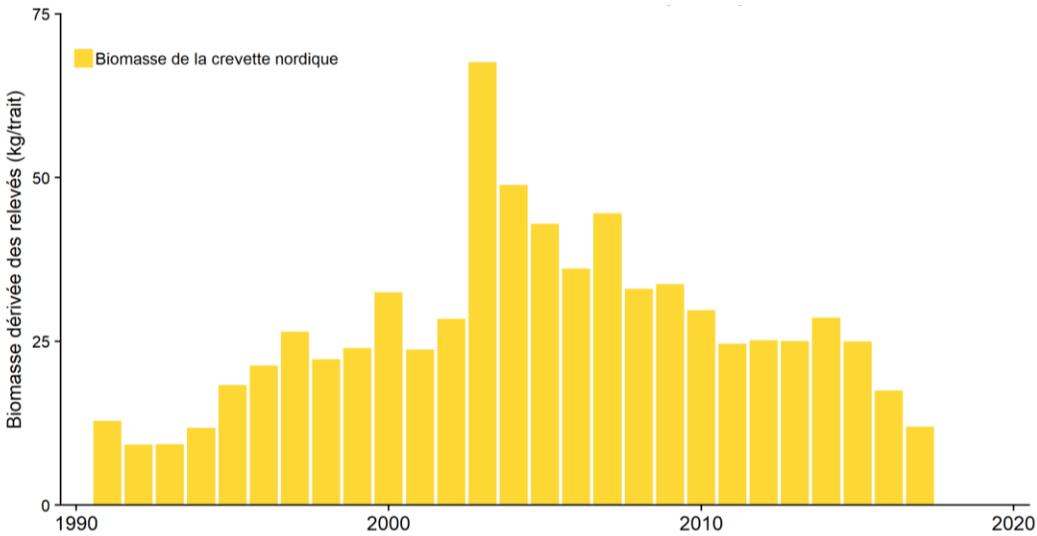


Figure 3.4-3. Biomasse tirée du relevé (kg/trait) de la crevette nordique dans le nord du golfe du Saint-Laurent.

La communauté côtière de l'estuaire et du nord du golfe du Saint-Laurent n'est pas échantillonnée par des relevés exhaustifs; on utilise donc plutôt les tendances des débarquements. Il est à noter que des changements apportés à l'effort de pêche peuvent entraîner des variations dans les débarquements, de sorte que les débarquements ne reflètent pas toujours les changements de l'abondance. Les débarquements d'invertébrés côtiers ont fait un bond important avec le début de la pêche du crabe des neiges au début des années 1980 (figure 3.4-4). De nouvelles pêches de l'oursin vert (*Strongylocentrotus droebachiensis*), de l'holothurie (*Cucumaria frondosa*) et de la mactre de Stimpson (*Mactromeris polynyma*) sont apparues dans les années 1990 et 2000, ce qui a également contribué à l'augmentation des prises ces dernières années (MPO 2015b, 2016c et 2017f) (figure 3.4-4). La tendance générale est à une forte augmentation des débarquements depuis le début des années 1980 jusqu'à aujourd'hui, principalement en raison des changements dans les débarquements de homard d'Amérique et de crabe des neiges, avec de grandes fluctuations causées par les cycles naturels du recrutement du crabe des neiges (MPO 2016d, 2016e, 2016f, 2017g). Le réchauffement récent des eaux de surface, côtières et profondes a commencé à influencer les débarquements et peut-être même l'abondance des invertébrés. Par exemple, le crabe des neiges est une espèce d'eau froide qui préfère des températures de -1 à 4 °C et la superficie du fond offrant cette fourchette de températures a commencé à diminuer. Les eaux de surface sont également devenues plus chaudes en été (Galbraith *et al.* 2017), ce qui a été lié à l'augmentation de la productivité et de la répartition du homard d'Amérique, une espèce connue pour être plus productive dans des températures plus chaudes que celles qu'elle rencontre actuellement dans le nord du golfe (MPO 2016e).

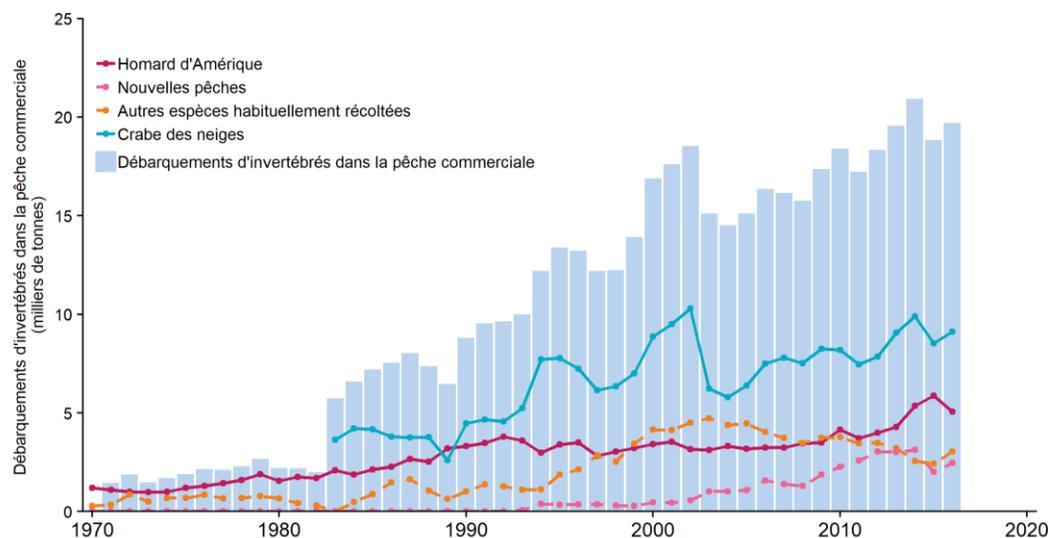


Figure 3.4-4. Débarquements dans la pêche commerciale d'invertébrés benthiques et de certaines espèces dans le nord du golfe du Saint-Laurent. Parmi les nouvelles pêches figurent la pêche de l'oursin vert, de l'holothurie et de la mactre de Stimpson. Les autres espèces traditionnellement exploitées comprennent le crabe commun, le crabe araignée, le pétoncle géant, le buccin, la mye commune, le couteau de l'Atlantique et la mactre de l'Atlantique.

Tout comme son homologue du nord du golfe, la communauté marine du sud du golfe du Saint-Laurent a également subi des changements considérables. Les données des relevés montrent qu'à long terme, la communauté de poissons du sud du golfe du Saint-Laurent est passée d'une communauté dominée par les gros poissons démersaux, comme la morue franche, à une communauté dominée par une plus grande proportion de poissons pélagiques plus petits, comme le hareng de l'Atlantique (figure 3.4-5). Ce changement de dominance est attribué à l'effondrement des poissons démersaux au début des années 1990 et à l'augmentation relative de certaines espèces pélagiques comme le hareng de l'Atlantique qui a commencé dans les années 1980 (figure 3.4-5).

L'effondrement des espèces démersales dans le sud du golfe est considéré comme le résultat de l'intense récolte des espèces commerciales. Bien que les poissons démersaux aient été peu pêchés depuis les années 1990, plusieurs espèces démersales auparavant abondantes, comme la morue franche et la plie canadienne (*Hippoglossoides platessoides*), se sont peu rétablies (figure 3.4-6). Seules quelques espèces démersales ont vu leur biomasse augmenter ces dernières années, dont le sébaste et le flétan de l'Atlantique (figure 3.4-6). On croit que la mortalité naturelle élevée des individus de taille commerciale est le facteur le plus important qui limite le rétablissement de nombreux poissons démersaux comme la morue franche, autrefois abondante (MPO 2007; Swain *et al.* 2011; Swain et Benoît 2015). La prédation exercée par la population à croissance rapide de phoques gris dans le sud du golfe du Saint-Laurent est considérée comme une source importante de mortalité naturelle (Chouinard *et al.* 2005; Benoît *et al.* 2011; Swain *et al.* 2011).

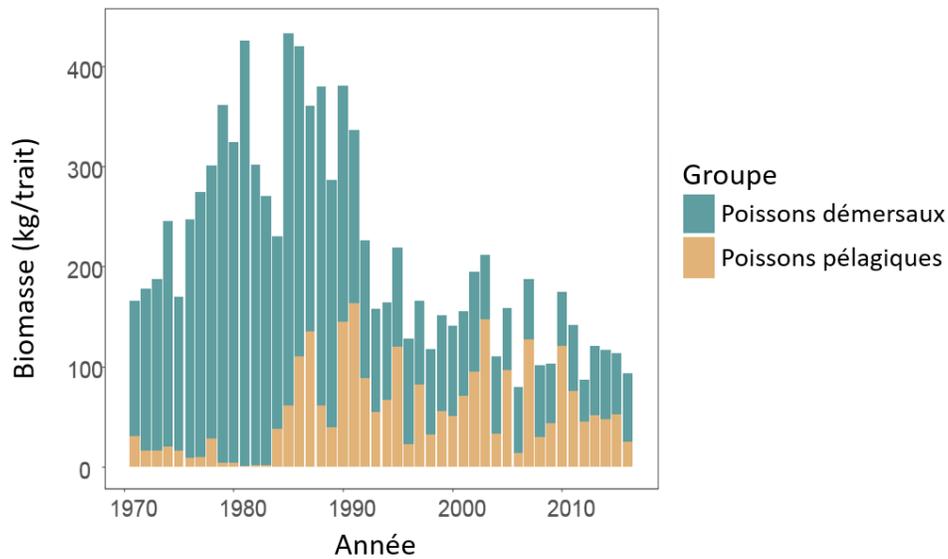


Figure 3.4-5. Proportion de la biomasse des poissons démersaux par rapport à celle des poissons pélagiques (kg/trait) dans le relevé de recherche au chalut du sud du golfe du Saint-Laurent (1971-2016). Selon Benoît et Swain (2003), les valeurs de la biomasse ont été normalisées pour l'ensemble de la série chronologique à l'aide du progiciel Gulf R 1.0.7 (Surette et Vergara 2014).

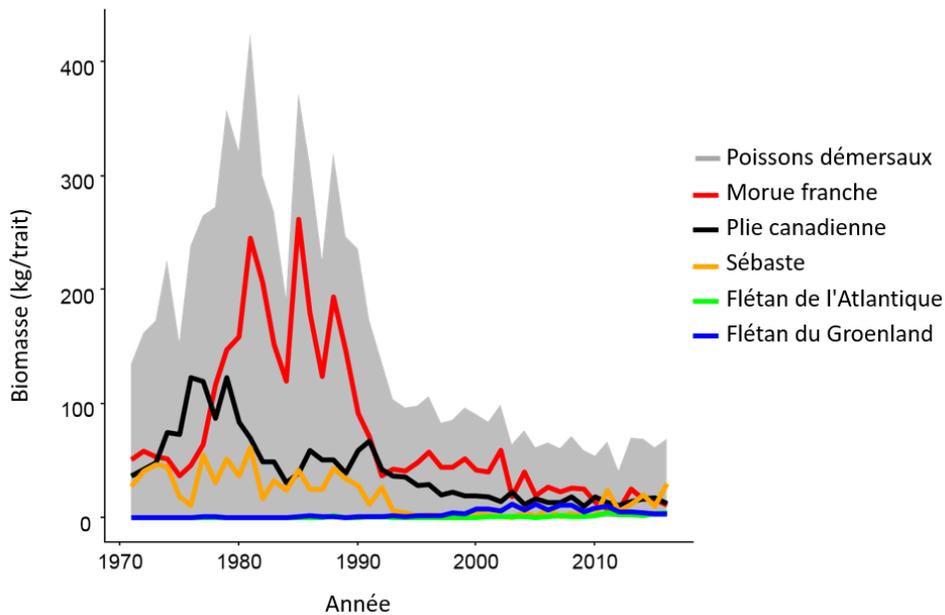


Figure 3.4-6. Indice de la biomasse de poissons démersaux (kg/trait), tiré des relevés effectués par le navire de recherche dans le sud du golfe du Saint-Laurent (1971-2016). La zone grisée reflète la somme de la biomasse moyenne par trait pour tous les poissons démersaux. Les lignes colorées représentent chacun des cinq premiers taxons classés selon les valeurs de 2016. Selon Benoît et Swain (2003), les valeurs de la biomasse ont été normalisées pour l'ensemble de la série chronologique à l'aide du progiciel Gulf R 1.0.7 (Surette et Vergara 2014).

La biomasse des poissons pélagiques a augmenté dans le relevé du sud du golfe à la fin des années 1980 comparativement aux niveaux observés depuis le début des années 1970. Cette hausse est en grande partie attribuable à celle de la biomasse du hareng de l'Atlantique (figure 3.4-7). Néanmoins, le hareng de l'Atlantique et d'autres poissons pélagiques affichent une certaine diminution depuis 2011 (figure 3.4-7). En particulier, la biomasse du hareng frayant au printemps est actuellement en déclin et à de faibles niveaux dans le sud du golfe (MPO 2016g). Comme on l'a signalé dans de nombreuses autres régions, la population de maquereau dans le sud du golfe du Saint-Laurent de 2012 à 2016 a une faible biomasse et la taille moyenne des individus a diminué (MPO 2017e).

Le sud du golfe du Saint-Laurent abrite une grande variété d'invertébrés benthiques, dont des espèces commerciales comme le homard d'Amérique et le crabe des neiges. Bien que la biomasse des invertébrés benthiques dans le relevé de recherche du sud du golfe ait moins fluctué avec le temps que celle des poissons démersaux et pélagiques (figure 3.4-8), certains changements ont été observés. Par exemple, les données des relevés de recherche montrent que la biomasse du homard d'Amérique a augmenté considérablement ces dernières années (figure 3.4-8). Cette augmentation a été attribuée au réchauffement des températures, qui pourrait avoir élargi l'habitat du homard dans certaines régions du sud du golfe, et aux pratiques de gestion qui ont augmenté la taille minimale du homard pêché (MPO 2016h). La biomasse du crabe des neiges dans le relevé de recherche a fluctué (figure 3.4-8). La biomasse du crabe des neiges de taille exploitable semble avoir une périodicité; les données de relevés récents ont atteint un sommet en 2006 et un autre en 2016 (Benoît 2017).

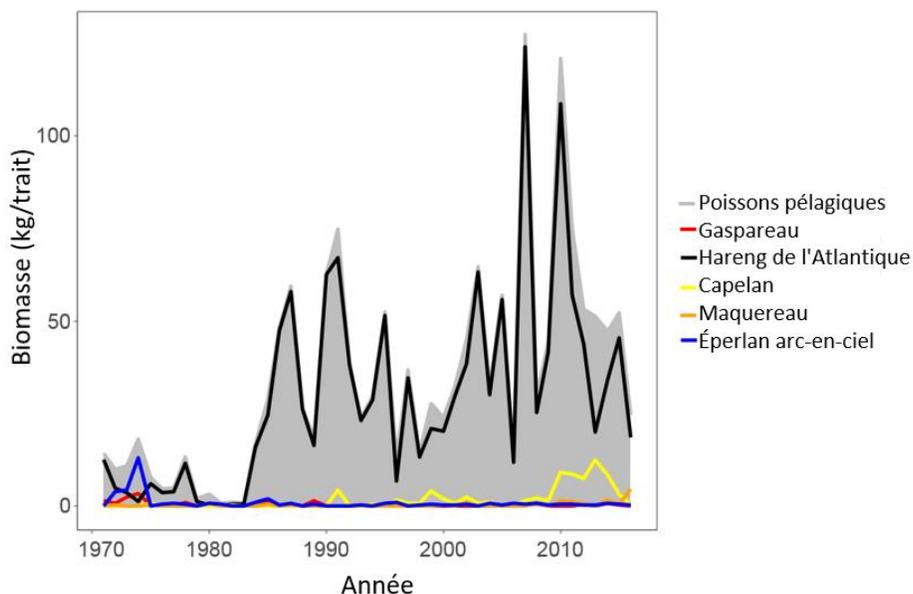


Figure 3.4-7. Indice de la biomasse de poissons pélagiques (kg/trait), tiré des relevés effectués par le navire de recherche dans le sud du golfe du Saint-Laurent (1971-2016). La zone grisée reflète la somme de la biomasse moyenne par trait pour tous les poissons pélagiques. Les lignes colorées représentent chacun des cinq premiers taxons classés selon les valeurs de 2016. Selon Benoît et Swain (2003), les valeurs de la biomasse ont été normalisées pour l'ensemble de la série chronologique à l'aide du progiciel Gulf R 1.0.7 (Surette et Vergara 2014).

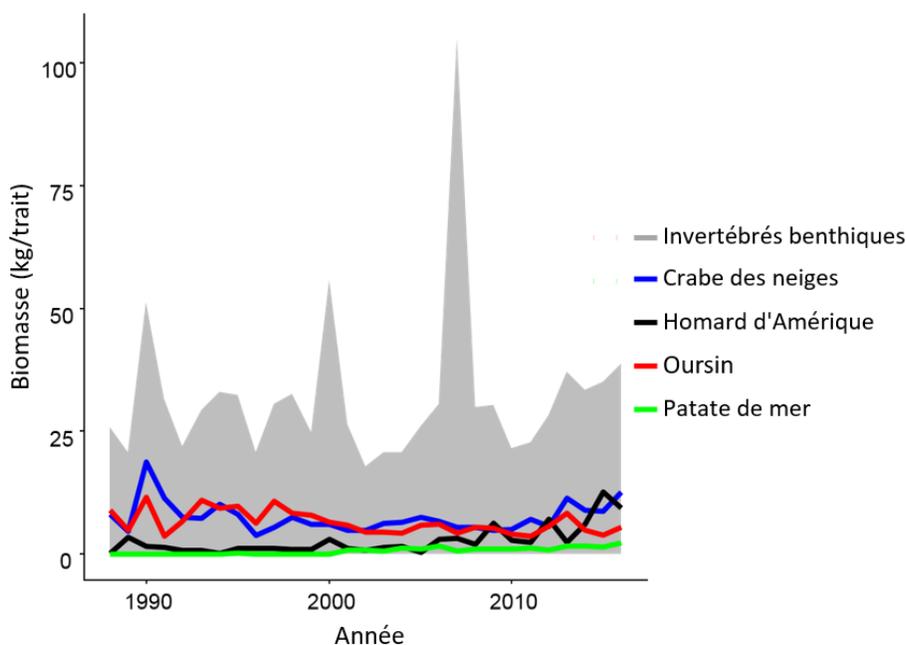


Figure 3.4-8. Indice de la biomasse d'invertébrés démersaux (kg/trait), tiré des relevés effectués par le navire de recherche dans le sud du golfe du Saint-Laurent (1988-2016). La zone grisée reflète la somme de la biomasse moyenne par trait pour tous les invertébrés benthiques. Les lignes colorées représentent chacun des quatre premiers taxons classés selon les valeurs de 2016. Selon Benoît et Swain (2003), les valeurs de la biomasse ont été normalisées pour l'ensemble de la série chronologique à l'aide du progiciel Gulf R 1.0.7 (Surette et Vergara 2014).

Plateau néo-écossais

Le plateau néo-écossais peut être divisée en deux grandes régions pour décrire la communauté de poissons et d'invertébrés : l'est du plateau néo-écossais (4W, 4Vs) et l'ouest (4X) (voir les divisions de l'OPANO au Canada atlantique sur la figure 3.1-1). L'est du plateau néo-écossais a toujours été dominé par les poissons démersaux, en particulier la morue franche et l'aiglefin (*Melanogrammus aeglefinus*), qui étaient les principales cibles des pêches commerciales. L'ouest du plateau néo-écossais comptait aussi une grande abondance de hareng de l'Atlantique, qui soutenait une importante pêche pélagique.

La pression de la pêche était très élevée sur le plateau néo-écossais dans les années 1960 et au début des années 1970, les prises dépassant la capacité durable de ces écosystèmes (Zwanenburg *et al.* 2006). Même si les prises des pêches ont diminué (probablement en raison du déclin des stocks) dans les années 1980 (figure 3.4-9), de nombreux stocks ne s'étaient pas remis de la décennie précédente d'exploitation.

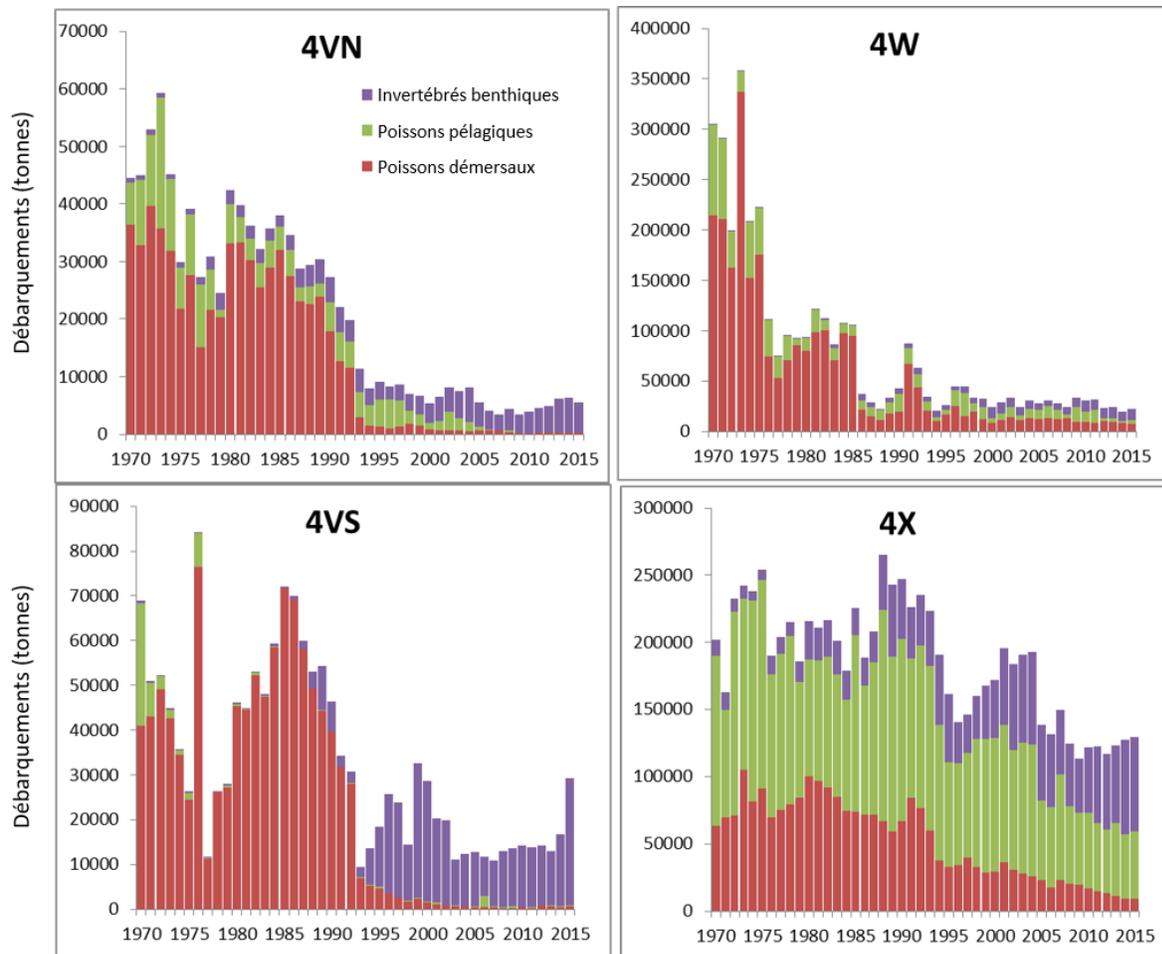


Figure 3.4-9. Débarquements de poissons sur le plateau néo-écossais (tonnes) pour différentes divisions de l'OPANO (1970-2015). Voir les divisions de l'OPANO au Canada atlantique sur la figure 3.1-1.

Dans l'est du plateau néo-écossais, les conditions environnementales sont également devenues moins favorables à la production de poissons démersaux entre le milieu des années 1980 et les années 1990 (Zwanenburg *et al.* 2006). Les eaux plus froides de l'est favorisaient les invertébrés benthiques, comme la crevette nordique et le crabe des neiges. Sous l'effet de ces pressions combinées de la pêche et de l'environnement, l'écosystème du plateau néo-écossais a changé radicalement à la fin des années 1980 et au début des années 1990, avec un déclin important de la biomasse des poissons démersaux (espèces commerciales et non commerciales) sur l'ensemble du plateau néo-écossais (Breeze *et al.* 2002; Zwanenburg *et al.* 2006) (figures 3.4-10 et 3.4-11).

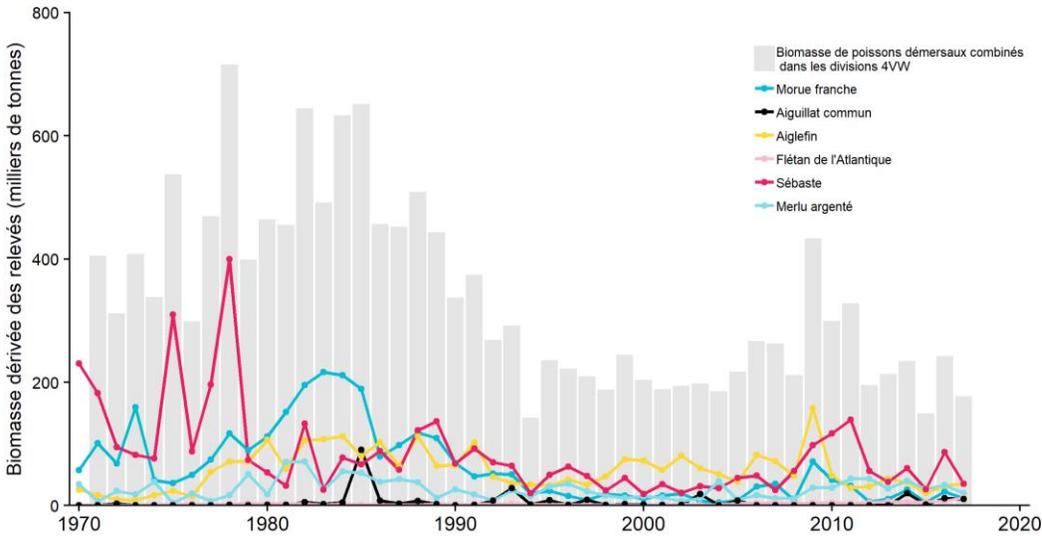


Figure 3.4-10. Biomasse totale dérivée des relevés de recherche des poissons démersaux et d'espèces individuelles dans l'est du plateau néo-écossais (4VW). Voir les divisions de l'OPANO au Canada atlantique sur la figure 3.1-1.

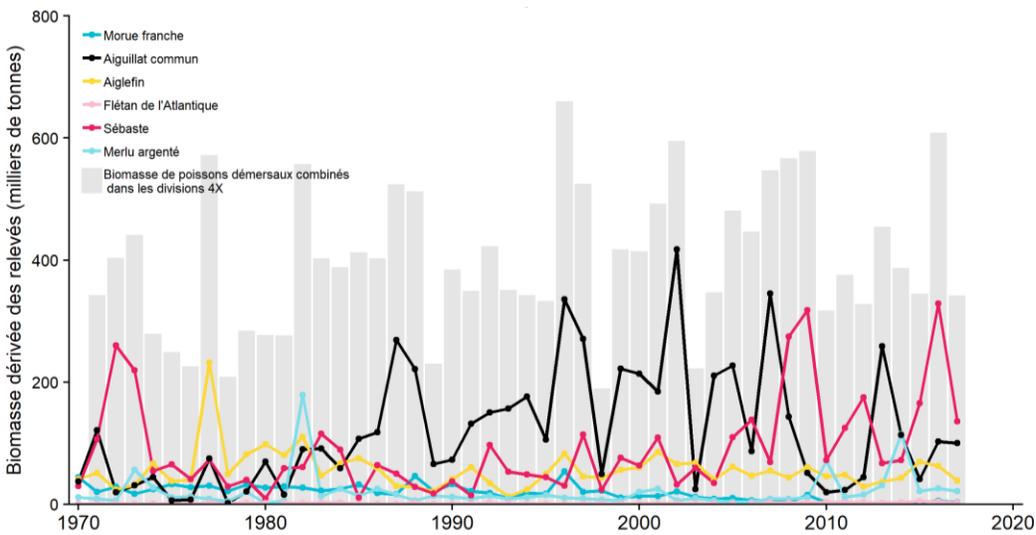


Figure 3.4-11. Biomasse totale dérivée des relevés de recherche des poissons démersaux et d'espèces individuelles dans l'ouest du plateau néo-écossais (4X). Voir les divisions de l'OPANO au Canada atlantique sur la figure 3.1-1.

Dans l'est, ce changement a été très marqué, avec l'effondrement total des pêches de la morue et du hareng de l'Atlantique et le déclin spectaculaire de certains poissons démersaux comme l'aiglefin, la merluche blanche (*Urophycis tenuis*), la goberge (*Pollachius virens*), le merlu argenté (*Merluccius bilinearis*) et la raie épineuse (*Amblyraja radiata*) au début des années 1990 (MPO 2003, Bundy 2005). L'information tirée des relevés effectués par les navires de recherche indique une augmentation de l'abondance des petits poissons pélagiques dans l'est du plateau néo-écossais. Toutefois, on ne connaît pas l'ampleur de cette augmentation parce que la méthode de relevé au chalut utilisée dans cette zone n'a pas été conçue pour surveiller les poissons

pélagiques et qu'il n'existe aucune série de données fiables fondées sur des relevés (Bundy et Fanning 2005; McQuinn 2009).

Dans l'ouest du plateau néo-écossais, le déclin des stocks commerciaux de poissons démersaux a été moins marqué et la biomasse démersale totale a été très variable, en raison de la variabilité de la biomasse de l'aiguillat commun (*Squalus acanthias*) (Shackell et Frank 2007) (figure 3.4-11). Toutefois, la taille du stock de hareng de l'Atlantique a fortement diminué à la fin des années 1980 et au début des années 1990, ce qui a entraîné un déclin continu de cette pêche depuis (Power *et al.* 2011). La pêche des poissons démersaux et du hareng de l'Atlantique se poursuit dans cette région, mais les prises sont faibles par rapport aux périodes précédentes (figures 3.4-9 et 3.4-12).

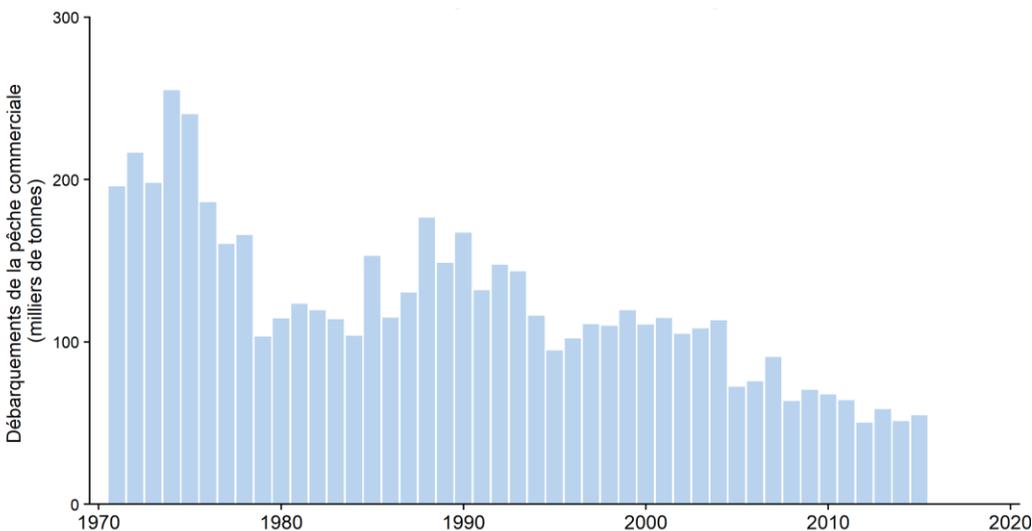


Figure 3.4-12. Débarquements commerciaux de poissons pélagiques (milliers de tonnes) le long du plateau néo-écossais.

Dans l'ensemble du plateau néo-écossais, la biomasse des poissons démersaux demeure basse, mais variable. Ces dernières années, on a noté une augmentation de certaines espèces de poissons démersaux, comme l'aiglefin dans la division 4X et le merlu argenté le long du plateau néo-écossais. La biomasse de certaines espèces démersales, comme le sébaste dans la division 4X et le flétan de l'Atlantique sur le long du plateau néo-écossais, est au niveau le plus élevé jamais observé. Malgré certains signes précurseurs prometteurs, la morue franche ne s'est pas rétablie (figures 3.4-10 et 3.4-11).

Entre-temps, les débarquements et la biomasse des invertébrés benthiques ont augmenté sur l'ensemble du plateau néo-écossais et soutiennent d'importantes pêches dans la région (figure 3.4-13). La biomasse des invertébrés pélagiques enregistrée dans les relevés de recherche est dominée par l'encornet nordique (*Illex illecebrosus*) et a fluctué au fil du temps sans afficher de tendance (non illustrée). À l'heure actuelle, à mesure que la température de l'eau augmente dans la biorégion, les espèces d'eau froide comme la crevette nordique et le crabe des neiges sont en déclin. En revanche, le homard d'Amérique, qui profite des températures plus chaudes, a vu sa biomasse augmenter rapidement depuis 2010 dans l'ouest du plateau néo-écossais (4X) et a

étendu sa répartition plus à l'est (4W) et en eaux plus profondes (figure 3.4-13) (voir les divisions de l'OPANO au Canada atlantique sur la figure 3.1-1).

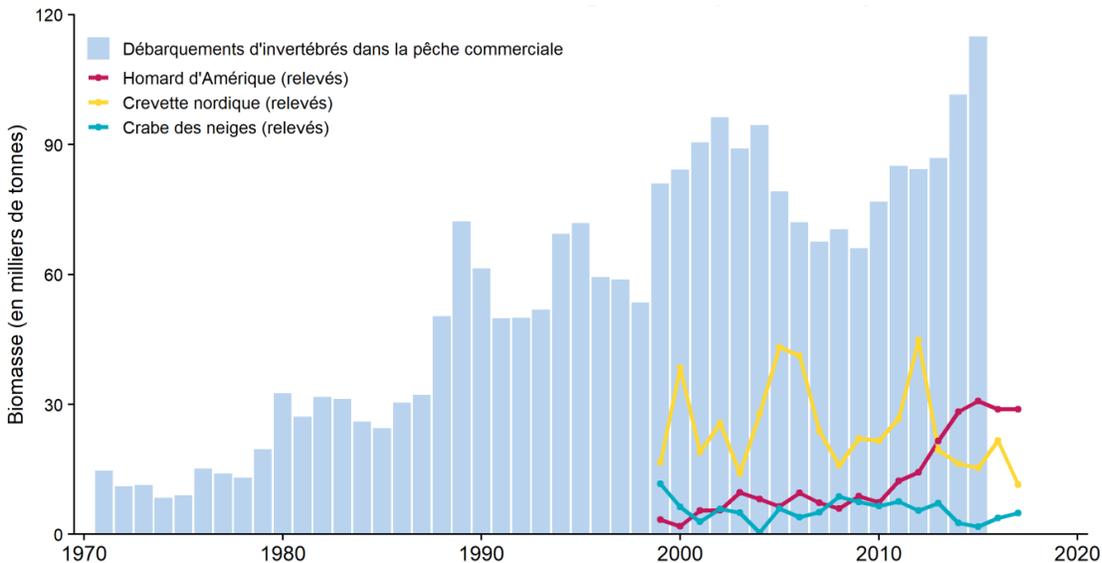


Figure 3.4-13. Débarquements commerciaux sur le plateau néo-écossais pour les invertébrés benthiques et biomasse tirée des relevés (milliers de tonnes) pour les différentes espèces d'invertébrés benthiques. Les débarquements de la pêche commerciale affichent une tendance à long terme à la hausse. La collecte des données des relevés de recherche a commencé en 1999.

Plateaux de Terre-Neuve et du Labrador

Quatre écosystèmes fonctionnels sont actuellement localisés dans la biorégion des plateaux de Terre-Neuve et du Labrador, et on dispose de données à long terme sur trois d'entre eux : le plateau de Terre-Neuve, le Grand Banc et le sud de Terre-Neuve. Historiquement, ces écosystèmes étaient dominés par les poissons démersaux, en particulier la morue franche, qui étaient également la principale cible des pêches qui y étaient pratiquées (figure 3.4-14).

La pression exercée par la pêche sur ces écosystèmes a été très forte au cours des années 1960 et au début des années 1970, avec des prises à des niveaux supérieurs à la capacité durable de ces écosystèmes. Même si les prises des pêches étaient plus faibles dans les années 1980, de nombreux stocks ne s'étaient pas rétablis après la décennie d'exploitation précédente et certains étaient encore surexploités à un moment où les conditions environnementales devenaient moins favorables à la production de poissons démersaux (Koen-Alonso *et al.* 2010, 2013; NAFO 2010, 2014, 2015a et 2016).

À la fin des années 1980 et au début des années 1990, toute la biorégion a subi un changement abrupt dans la structure des communautés (MPO 2006, 2014; NAFO 2010; Koen-Alonso *et al.* 2010; Dawe *et al.* 2012; Dempsey *et al.* 2017; Pedersen *et al.* 2017). Les changements ont été observés plus tôt et ont été plus marqués dans le secteur nord (plateau de Terre-Neuve) et moins prononcés dans le sud (sud de Terre-Neuve), mais se sont fait sentir tout autour. Ils ont entraîné d'importants déclin chez les poissons démersaux et pélagiques, les espèces commerciales et non

commerciales et, surtout, l'effondrement du stock de morue du Nord. Le capelan, une espèce fourragère clé, s'est effondré en 1991 et n'a pas encore retrouvé ses niveaux d'avant 1991. Durant cette période, on pense que les conditions environnementales froides et la réduction de la pression de la prédation des poissons démersaux ont permis l'accumulation des invertébrés benthiques, comme la crevette nordique et le crabe des neiges (figures 3.4-14 et 3.4-15). Même si l'évolution des conditions environnementales a été un facteur majeur de ce brusque changement écosystémique, on croit que la surpêche de nombreux stocks de poissons importants a affaibli la capacité de ces écosystèmes à tolérer les perturbations environnementales (Koen-Alonso *et al.* 2010, 2013; Buren *et al.* 2014; Pedersen *et al.* 2017). Les effets combinés des forces climatiques et humaines ont créé la tempête écologique parfaite.

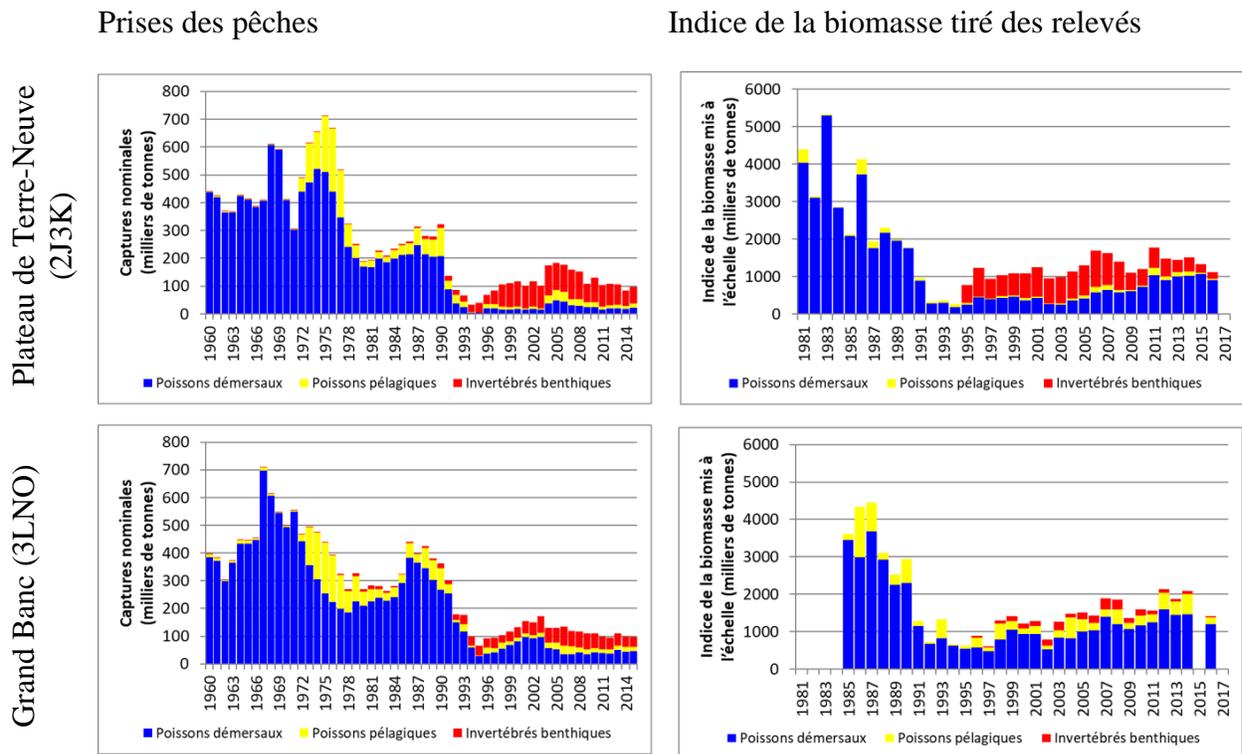


Figure 3.4-14. Prises des pêches et tendances de la communauté marine dans deux écosystèmes fonctionnels de la biorégion des plateaux de Terre-Neuve et du Labrador : le plateau de Terre-Neuve (graphiques en haut) et le Grand Banc (graphiques en bas). Les graphiques de gauche montrent les prises nominales des pêches (poids total des prises débarquées, à l'exclusion des prises rejetées non déclarées); les graphiques de droite illustrent les tendances des groupes d'espèces d'après les relevés au chalut effectués par les navires de recherche. Voir les divisions de l'OPANO au Canada atlantique sur la figure 3.1-1.

Les engins d'échantillonnage pour les relevés au chalut effectués par les navires de recherche (figure 3.4-15) ont changé en 1994-1995; des facteurs d'échelle ont donc été appliqués pour rendre les biomasses grossièrement comparables (NAFO 2014; Dempsey *et al.* 2017). Les données sur les invertébrés benthiques ne sont disponibles qu'après le changement d'engin; cependant, malgré cette limitation, la biomasse des invertébrés benthiques (dominée par la crevette nordique) était plus faible dans les années 1980 que celle qui a été observée dans les années 2000 (Lilly *et al.* 2000; MPO 2018b).

À la fin des années 1990 et au début des années 2000, des changements limités se sont produits dans la communauté de poissons, sans croissance évidente des poissons démersaux et avec des biomasses élevées des invertébrés benthiques. C'est au cours de cette période que les pêches de la crevette et du crabe des neiges sont devenues dominantes dans cette biorégion (MPO 2014; NAFO 2014, 2015b).

Vers le milieu et la fin des années 2000, les premiers signes de changement sont apparus. Des conditions environnementales plus chaudes, plus favorables à la production de poissons démersaux que d'invertébrés d'eau froide, ainsi que quelques améliorations modestes des niveaux du capelan ont entraîné une augmentation de la biomasse des poissons démersaux alors que les invertébrés benthiques baissaient (MPO 2014) (figure 3.4-15).

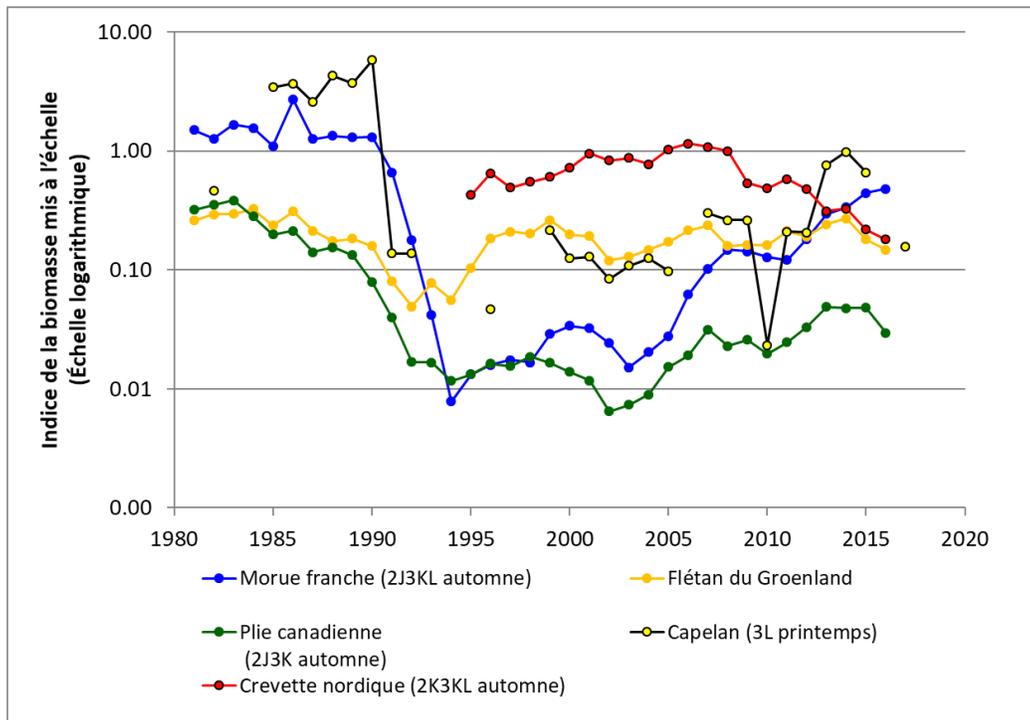


Figure 3.4-15. Tendances de la biomasse dans le relevé de recherche des principaux stocks de poissons des divisions 2J3K, 2J3KL et 3L de l'OPANO dans la biorégion du plateau continental de Terre-Neuve et du Labrador (voir les divisions de l'OPANO au Canada atlantique sur la figure 3.1-1). Ces indices de la biomasse sont basés sur des relevés au chalut, à l'exception du capelan qui est fondé sur des relevés acoustiques, une meilleure méthode d'estimation pour les petits poissons pélagiques. La saison et la couverture spatiale du relevé, indiquées par les divisions de l'OPANO, figurent entre parenthèses à côté du nom de chaque espèce. Les tendances sont présentées à l'échelle logarithmique, chaque ligne horizontale représentant un décuplement de la biomasse par rapport à la précédente afin de permettre une meilleure visualisation des trajectoires aux niveaux de biomasse inférieurs. Les données des relevés de la crevette sont accessibles depuis 1995 seulement.

Ces tendances témoignent également de la structure interne changeante de ces écosystèmes, les poissons démersaux redevenant dominants dans la communauté marine. Cependant, ces changements ne signifient nécessairement pas un retour à la structure écosystémique qui existait avant les années 1990. Les espèces d'eau plus chaudes comme le merlu argenté dominant de plus

en plus dans certaines régions (figure 3.4-16), ce qui indique le genre de changements que nous pourrions observer à l'avenir à mesure que les changements climatiques se poursuivent.

Malgré l'accumulation récente de poissons démersaux, la biomasse totale de ces écosystèmes demeure bien en deçà des niveaux d'avant l'effondrement. Depuis le milieu des années 2010, on observe des signes de baisse de la productivité et, dans certains cas, de la biomasse totale (figure 3.4-16).

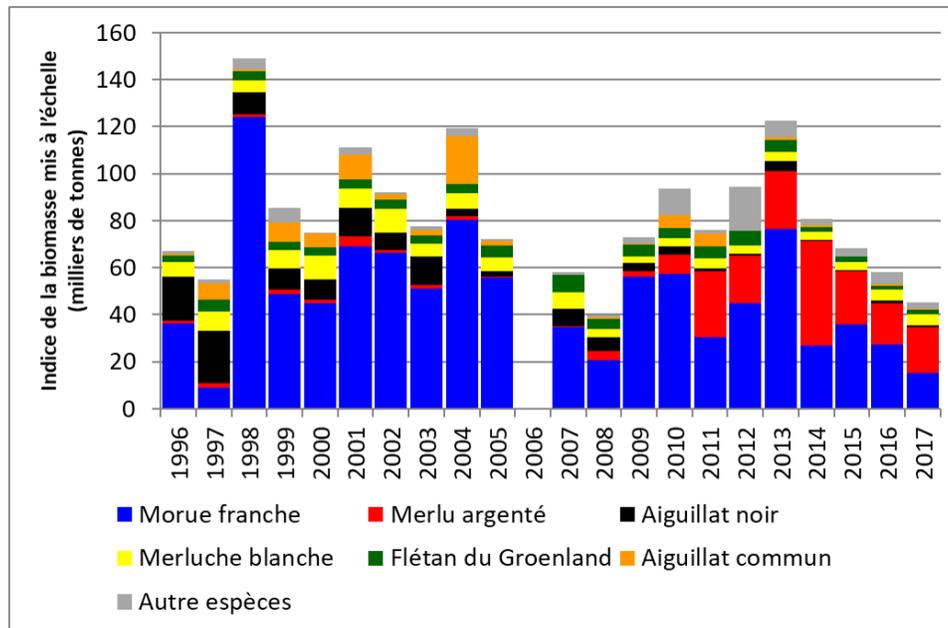


Figure 3.4-16. Tendances de la biomasse dans les relevés effectués par le navire de recherche d'après les relevés printaniers pour les poissons démersaux piscivores (mangeant surtout des poissons) dans l'écosystème du sud de Terre-Neuve (sous-division 3Ps de l'OPANO; voir les divisions de l'OPANO au Canada atlantique sur la figure 3.1-1). La morue franche est l'espèce historiquement dominante dans ce groupe, mais le merlu argenté est de plus en plus dominant ces dernières années. La biomasse globale de ce groupe d'espèces est en déclin depuis 2014.

Résumé

Les communautés de poissons et d'invertébrés marins des eaux du Canada atlantique ont connu des changements spectaculaires à la fin des années 1980 et au début des années 1990. L'effondrement des poissons démersaux a été un changement majeur dans toutes les biorégions de l'Atlantique Nord-Ouest. Parallèlement, les invertébrés benthiques d'eau froide comme la crevette nordique et le crabe des neiges ont augmenté rapidement dans de nombreuses régions. Le maquereau a décliné dans tout l'Atlantique Nord-Ouest, mais en tant que groupe, les poissons pélagiques n'affichaient pas de tendances uniformes dans les trois biorégions. D'importants poissons pélagiques se sont effondrés dans certaines régions, comme le capelan sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador et le hareng de l'Atlantique dans l'ouest du plateau néo-écossais.

Depuis le milieu des années 1990, les conditions environnementales se sont généralement réchauffées, avec des records enregistrés dans les biorégions à la fin des années 2000 et dans les années 2010. Ces conditions plus chaudes peuvent avoir amélioré les conditions pour les invertébrés benthiques côtiers comme le homard d'Amérique, dont l'abondance et la répartition ont augmenté dans de nombreuses régions. Cette tendance au réchauffement semble également associée à une augmentation ou à une expansion vers le nord des poissons démersaux d'eau chaude (p. ex. le merlu argenté et le flétan de l'Atlantique). En revanche, les invertébrés benthiques d'eau froide (comme la crevette nordique et le crabe des neiges) ont diminué dans certaines régions; ce déclin a été attribué à la prédation accrue de la crevette nordique dans certaines régions et aux conditions de réchauffement tant pour la crevette nordique que pour le crabe des neiges.

On a observé des signes précoces de reconstitution des poissons démersaux dans certaines biorégions, mais pas dans d'autres, depuis quelques années. Entre le milieu et la fin des années 2000, les populations de poissons démersaux des plateaux de Terre-Neuve et du Labrador, y compris la morue franche, ont commencé à augmenter. De même, les espèces démersales (principalement le sébaste, mais aussi le flétan de l'Atlantique, le flétan du Groenland et la morue franche) ont augmenté dans le nord du golfe du Saint-Laurent, bien que le flétan du Groenland ait récemment diminué et que la morue franche ait décliné en 2017. La morue franche ne s'est pas rétablie sur le plateau néo-écossais et continue de décliner dans le sud du golfe du Saint-Laurent en raison d'une mortalité naturelle élevée. De plus, l'augmentation de la biomasse globale des poissons démersaux dans l'écosystème du plateau continental de Terre-Neuve a stagné et la biomasse des poissons démersaux sur le Grand Banc a diminué.

De nombreux poissons pélagiques qui ont décliné au début des années 1990 n'ont pas encore montré de signes de rétablissement. Plusieurs populations, y compris celles qui ne se sont pas effondrées, ont affiché une tendance à la baisse dans les années 2010. Il s'agit notamment du hareng de l'Atlantique dans tout le golfe du Saint-Laurent et l'ouest du plateau néo-écossais, et du maquereau, qui s'est effondré dans l'Atlantique Nord. Depuis le milieu des années 2010, le capelan a de nouveau diminué sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador, après quelques modestes améliorations à la fin des années 2000 et au début des années 2010. Les espèces pélagiques constituent une importante source de nourriture pour de nombreuses espèces démersales et, à ce titre, leur déclin peut influencer le rétablissement des espèces démersales.

Cette synthèse a révélé d'autres tendances émergentes qui sont importantes pour comprendre et évaluer l'état des communautés de poissons et d'invertébrés marins dans l'Atlantique Nord-Ouest. Tout d'abord, bien que les communautés de poissons et d'invertébrés présentent des tendances communes et des facteurs semblables dans les biorégions, il existe également de nombreuses différences importantes entre les biorégions. Ensuite, les communautés de poissons et d'invertébrés ont subi de nombreux changements depuis les années 1980. Ce profil historique de changement devrait servir à mettre en garde contre l'hypothèse selon laquelle les tendances récentes des communautés se poursuivront encore longtemps à l'avenir. Enfin, plusieurs des changements documentés dans les communautés de poissons et d'invertébrés, comme l'effondrement des espèces de poissons démersaux, seraient attribuables à une longue histoire de surpêche, à un environnement en évolution rapide et à des interactions trophiques, mais beaucoup de ces tendances dans les communautés marines ne sont pas encore complètement expliquées. Ensemble, ces tendances suggèrent que la conservation et la gestion de la communauté de poissons et d'invertébrés dans les eaux canadiennes de l'Atlantique nécessitent

une surveillance (y compris dans la zone côtière) et des recherches visant à comprendre les impacts d'un ensemble complexe de facteurs écosystémiques tels que la pêche, le climat et les interdépendances des espèces.

Références

- Benoît, H.P. 2017. Trends in the biomass, spatial distribution and size composition of snow crab (*Chionoecetes opilio*) based on the multi-species bottom trawl survey of the southern Gulf of St. Lawrence, 1980-2016. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/050: v + 14 p.
- Benoît, H.P. et Swain, D.P. 2003. Standardizing the southern Gulf of St. Lawrence bottom-trawl survey time series: adjusting for changes in research vessel, gear and survey protocol. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2505: iv + 95 p.
- Benoît, H.P., Swain, D.P., Bowen, W.D., Breed, G.A., Hammill, M.O. et Harvey, V. 2011. Evaluating the potential for grey seal predation to explain elevated natural mortality in three fish species in the southern Gulf of St. Lawrence. Mar. Ecol. Prog. Ser. 442: 149-167.
- Bourdages, H., Brassard, C., Desgagnés, M., Galbraith, P., Gauthier, J., Légaré, B., Nozères, C. et Parent, É. 2017. Résultats préliminaires du relevé multidisciplinaire de poissons de fond et de crevette d'août 2016 dans l'estuaire et le nord du golfe du Saint-Laurent. Secr. can. de consult. sci du MPO, Doc. de rech. 2017/002. v + 88 p.
- Breeze, H., Fenton, D.G., Rutherford, R.J. et Silva, M.A. 2002. The Scotian Shelf: an ecological overview for ocean planning. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2393: 259 p.
- Bundy, A. 2005. Structure and functioning of the eastern Scotian Shelf ecosystem before and after the collapse of groundfish stocks in the early 1990s. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 62: 1453-1473.
- Bundy, A. et Fanning, L.P. 2005. Can Atlantic cod (*Gadus morhua*) recover? Exploring trophic explanations for the non-recovery of the cod stock on the eastern Scotian Shelf, Canada. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 62: 1474-1489.
- Buren, A.D., Koen-Alonso, M., Pepin, P., Mowbray, F., Nakashima, B., Stenson, G., Ollerhead, N. et Monteverchi, W.A. 2014. Bottom-up regulation of capelin, a keystone forage species. PLoS ONE 9: e87589.
- Chouinard, G.A., et Fréchet, A. 1994. Fluctuations in the cod stocks of the Gulf of St Lawrence. ICES Mar. Sci. Symp. 198: 1211-1239.
- Chouinard, G.A., Swain, D.P. et Poirier, G.A. 2005. Covariation between grey seal (*Halichoerus grypus*) abundance and natural mortality of cod (*Gadus morhua*) in the southern Gulf of St. Lawrence. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 62: 1991-2000.
- Dawe, E., Koen-Alonso, M., Chabot, D., Stansbury, D. et Mullaney, D. 2012. Trophic interactions between key predatory fish and crustaceans: comparison of two Northwest Atlantic systems during a period of ecosystem change. Mar. Ecol. Prog. Ser. 469: 233-248.
- Dempsey, D.P., Koen-Alonso, M., Gentleman, W.C. et Pepin, P. 2017. Compilation and discussion of driver, pressure, and state indicators for the Grand Bank ecosystem, Northwest Atlantic. Ecol. Indic. 75: 331-339.
- Dutil, J.-D. et Lambert, Y. 2000. Natural mortality from poor condition in Atlantic cod (*Gadus morhua*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57: 826-836.
- Dutil, J.-D., Castonguay, M., Gilbert, D. et Gascon, D. 1999. Growth, condition, and environmental relationships in Atlantic cod (*Gadus morhua*) in the northern Gulf of St. Lawrence and implications for management strategies in the Northwest Atlantic. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56: 1818-1831.

- Dutil, J.-D., Chabot, D., Miller, R. et Lambert, Y. 2003. 10.3 Régime alimentaire de *S. fasciatus* et de *S. mentella*. In Programme de recherche multidisciplinaire sur le sébaste (1995-1998) : Rapport final. D. Gascon, éditeur. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2462, xiv + 148 p.
- Galbraith, P.S., Chassé, J., Caverhill, C., Nicot, P., Gilbert, D., Pettigrew, B., Lefaivre, D., Brickman, D., Devine, L. et Lafleur, C. 2017. Physical oceanographic conditions in the Gulf of St. Lawrence in 2016. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/044: vi + 91 p.
- Koen-Alonso, M., Pepin, P. et Mowbray, F. 2010. Exploring the role of environmental and anthropogenic drivers in the trajectories of core fish species of Newfoundland-Labrador marine community. NAFO SCR Doc. 10/037: 16 p.
- Koen-Alonso, M., Fogarty, M., Pepin, P., Hyde, K. et Gamble, R. 2013. Ecosystem production potential in the Northwest Atlantic. NAFO SCR Doc. 13/075: 13 p.
- Lilly, G., Parsons, D. et Kulka, D., 2000. Was the increase in shrimp biomass on Northeast Newfoundland shelf a consequence of a release in predation pressure from cod? J. Northwest Atl. Fish. Sci. 27: 45-61.
- McQuinn, I.H. 2009. Pelagic fish outburst or suprabenthic habitat occupation: legacy of the Atlantic cod (*Gadus morhua*) collapse in eastern Canada. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 66: 2256-2262.
- MPO. 2003. État de l'écosystème de l'est du plateau néo-écossais. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rapp. sur l'état des écosystèmes 2003/004: 28 p.
- MPO. 2006. Final Report of the Fisheries Oceanography Committee 2006 Annual Meeting; 29-31 March 2006. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Proceed. Ser. 2006/033: vi + 62 p.
- MPO. 2007. Prise en considération des changements dans la mortalité naturelle au sein des stocks de morue du golfe du Saint-Laurent. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2007/002 : 13 p.
- MPO. 2013. Évaluation du stock de capelan de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent (Divisions 4RST) en 2012. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2013/021 : 16 p.
- MPO. 2014. Perspectives à court terme pour les stocks de morue, de crabe et de crevette dans la région de Terre-Neuve et du Labrador (divisions 2J3KL). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2014/049 : 22 p.
- MPO. 2015a. Mise à jour des indicateurs de l'état du stock de capelan de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent (divisions 4RST) en 2014. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2015/032 : 7 p.
- MPO. 2015b. Évaluation des stocks de mactre de Stimpson des eaux côtières du Québec en 2014. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2015/031 : 10 p.
- MPO. 2016a. Évaluation des stocks de sébastes (*Sebastes fasciatus* et *S. mentella*) des unités 1 et 2 en 2015. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2016/047 : 22 p.
- MPO. 2016b. Évaluation des stocks de hareng de la côte ouest de Terre-Neuve (Division 4R) en 2015. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2016/024, 13 p.
- MPO. 2016c. Évaluation de la pêche à l'oursin vert dans le nord de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent en 2015. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2016/054 : 14 p.
- MPO. 2016d. Évaluation de l'état du stock de homard des Îles-de-la-Madeleine (ZPH 22), Québec, en 2015. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2016/045 : 12 p.
- MPO. 2016e. Évaluation de l'état des stocks de homard de la Côte-Nord (ZPH 15, 16 et 18) et de l'Île d'Anticosti (ZPH 17), Québec, en 2015. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2016/044 : 9 p.

- MPO. 2016f. Évaluation de l'état des stocks de homard de la Gaspésie (ZPH 19, 20 et 21), Québec, en 2015. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2016/043 :13 p.
- MPO. 2016g. Évaluation du hareng de l'Atlantique (*Clupea harengus*), composantes des reproducteurs de printemps et d'automne, du sud du golfe du Saint-Laurent (division 4T de l'OPANO) et avis pour les pêches de 2016 et de 2017. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2016/036 : 33 p.
- MPO. 2016h. Mise à jour des indicateurs de l'état des stocks de homard américain (*Homarus americanus*) du sud du golfe du Saint-Laurent. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2016/051 : 15 p. (Erratum : mars 2017).
- MPO. 2017a. Évaluation du flétan du Groenland du golfe du Saint-Laurent (4RST) en 2016. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2017/049 : 19 p.
- MPO. 2017b. Évaluation du stock de morue du nord du golfe du Saint-Laurent (3Pn, 4RS) en 2016. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2017/042 : 14 p.
- MPO. 2017c. Mise à jour de l'indicateur de l'état des stocks de crevette nordique de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2017/008 : 7 p.
- MPO. 2017d. Évaluation des stocks de hareng de la Côte-Nord du Québec (Division 4S) en 2016. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2017/027 : 11 p.
- MPO. 2017e. Évaluation du stock de maquereau bleu du nord-ouest de l'Atlantique (sous-régions 3 et 4) en 2016. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2017/ 034 : 15 p.
- MPO. 2017f. Évaluation de la pêche au concombre de mer dans les eaux côtières du Québec en 2016. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2017/050 : 12 p.
- MPO. 2017g. Évaluation des stocks de crabe des neiges de l'estuaire et du nord du golfe du Saint-Laurent (Zones 13 À 17, 12A, 12B, 12C et 16A) en 2016. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2017/020 : 21 p.
- MPO. 2018a. Évaluation du stock de flétan atlantique du golfe du Saint-Laurent (4RST) en 2016. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2017/052 : 15 p.
- MPO. 2018b. Évaluation de la crevette nordique (*Pandalus borealis*) dans les zones de pêche de la crevette 4 à 6 en 2017. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2018/018 : 25 p.
- MPO. 2018c. Mise à jour des indicateurs de suivi de l'état du stock de flétan du Groenland du golfe du Saint-Laurent (4RST) en 2017. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2018/004: 10 p.
- MPO. 2018d. Mise à jour des indicateurs de l'état du stock de morue du nord du golfe du Saint-Laurent (3PN, 4RS) en 2017. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2018/008: 7 p.
- NAFO. 2010. Report of the NAFO Scientific Council Working Group on Ecosystem Approaches to Fisheries Management (WGEAFM). 1-5 February, 2010, Vigo, Spain. NAFO SCS Doc. 10/19: 101 p.
- NAFO. 2014. Report of the 7th Meeting of the NAFO Scientific Council Working Group on Ecosystem Science and Assessment (WGESA). 18-27 November 2014, Dartmouth, Canada. NAFO SCS Doc. 14/023: 126 p.
- NAFO. 2015a. Report of the Scientific Council (SC) June Meeting. Halifax, NS, 29 May-11 June 2015. NAFO SCS Doc. 15/12: 233 p.
- NAFO. 2015b. Report of the 8th Meeting of the NAFO Scientific Council (SC) Working Group on Ecosystem Science and Assessment (WGESA) [Formerly SC WGEAFM]. Dartmouth, NS, 17-26 November, 2015. NAFO SCS Doc. 15/19: 176 p.

- NAFO. 2016. Report of the 9th Meeting of the NAFO Scientific Council Working Group on Ecosystem Science and Assessment (WG-ESA). 9-17 November, 2016, Lisbon, Portugal. NAFO SCS Doc. 16/21: 105 p.
- Pedersen, E.J., Thompson, P.L., Aaron Ball, R., Fortin, M.-J., Gouhier, T.C., Link, H., Moritz, C., Nenzen, H., Stanley, R.R.E., Taranu, Z.E., Gonzalez, A., Guichard, F. et Pepin, P. 2017. Signatures of the collapse and incipient recovery of an overexploited marine ecosystem. *R. Soc. Open Sci.* 4: 170215.
- Power, M.J., Knox, D. et Melvin, G.D. 2011. 2010 Evaluation of 4VWX Herring. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2010/112: vi + 124 p.
- Savenkoff, C., Morin, B., Chabot, D. et Castonguay, M. 2006. Main prey and predators of redfish (*Sebastes* spp.) in the northern Gulf of St. Lawrence during the mid-1980s, mid-1990s, and early 2000s. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2648: vi + 23 p.
- Shackell, N.L. et Frank, K.T. 2007. Compensation in exploited marine fish communities on the Scotian Shelf, Canada. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 336: 235-247.
- Surette, T. et Vergara, P. 2014. Gulf: Access, Manipulate, Display and Analyze Southern Gulf Data. R package version 1.0.7.
- Swain, D.P. et Benoît, H.P. 2015. Extreme increases in natural mortality prevent recovery of collapsed fish populations in a Northwest Atlantic ecosystem. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 519: 165-182.
- Swain, D.P., Benoît, H.P., Hammill, M.O., McClelland, G. et Aubry, E. 2011. Alternative hypothesis for causes of the elevated natural mortality of cod (*Gadus morhua*) in the southern Gulf of St. Lawrence: the weight of evidence. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/036: iv + 33 p.
- Zwanenburg, K.C.T., Bundy, A., Strain, P., Bowen, W.D., Breeze, H., Campana, S.E., Hannah, C., Head, E. et Gordon, D. 2006. Implications of ecosystem dynamics for the integrated management of the eastern Scotian Shelf. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2652: 91 p.
- Zador, S.G., Holsman, K.K., Aydin, K.Y. et Gaichas, S.K. 2017. Ecosystem considerations in Alaska: the value of qualitative assessments. *ICES J. Mar. Sci.* 74: 421-430.

3.5 MAMMIFÈRES MARINS

Garry B. Stenson¹, Mike O. Hammill², Cornelia E. den Heyer³, Alejandro Buren¹, Jack Lawson¹, Jean-François Gosselin², Hilary Moors-Murphy³, Stephanie Ratelle⁴

¹Ministère des Pêches et des Océans, région de Terre-Neuve et du Labrador, St. John's (Terre-Neuve-et-Labrador)

²Ministère des Pêches et des Océans, région du Québec, Mont Joli (Québec)

³Ministère des Pêches et des Océans, région des Maritimes, Dartmouth (Nouvelle-Écosse)

⁴Ministère des Pêches et des Océans, région du Golfe, Moncton (Nouveau-Brunswick)

L'Atlantique Nord-Ouest est une zone de transition entre les écosystèmes arctiques et tropicaux. Ainsi, plusieurs espèces de mammifères marins de l'Atlantique Nord-Ouest se sont adaptées à la vie sous des latitudes élevées au point de passer toute leur vie dans la région, notamment des espèces de phoques et de baleines. En outre, plusieurs espèces de cétacés migrent dans les eaux nordiques pour profiter de la productivité estivale élevée, et donc des possibilités d'alimentation, mais passent le reste de l'année dans leurs aires de répartition plus vastes et essentiellement tempérées. Les mammifères marins sont des consommateurs de production secondaire à la plupart des niveaux trophiques dans l'Atlantique Nord-Ouest; certains se nourrissent de zooplancton (p. ex. rorquals bleus; Beauchamp *et al.* 2009), tandis que d'autres sont des prédateurs de haut niveau (p. ex. phoques du Groenland; Lawson et Stenson 1997). En raison de leur abondance élevée (p. ex. phoques du Groenland) ou de leur biomasse importante (p. ex. grands cétacés), les mammifères marins sont des espèces trophiques clés dans l'Atlantique Nord-Ouest, où ils exercent une influence descendante importante sur la structure et la fonction des communautés qu'ils occupent. On dispose de renseignements complets sur les espèces qui ont été ou qui sont encore récoltées et sur celles dont la conservation est préoccupante alors que les autres espèces sont mal connues.

La partie nord de la région est dominée par le courant du Labrador, qui amène l'eau froide de l'Arctique le long des plateaux de Terre-Neuve et du Labrador et constitue la pénétration la plus au sud des eaux polaires dans l'hémisphère Nord (Rice 2002). La partie sud de la région, le plateau néo-écossais, est réchauffé par le Gulf Stream, lequel remonte du sud, ce qui donne un milieu de mélange riche et une zone de productivité élevée. Le golfe du Saint-Laurent est une zone semi-fermée qui reçoit les apports marins du courant du Labrador, par le détroit de Belle-Isle et le détroit de Cabot, ainsi que l'eau douce du fleuve Saint-Laurent. Ainsi, chaque région présente un mélange variable d'espèces de mammifères marins de l'Arctique et des régions tempérées.

On trouve une trentaine d'espèces de pinnipèdes et de cétacés dans l'Atlantique Nord-Ouest (tableau 3.5-1). Plusieurs espèces, dont le morse de l'Atlantique, le phoque annelé, le phoque barbu, le béluga, le narval et la baleine boréale, sont considérées comme des espèces arctiques et ont une répartition circumpolaire (CAFF 2017). Un certain nombre d'espèces vagabondes ne sont présentes qu'occasionnellement (tableau 3.5-1).

Tableau 3.5-1. Statut de résidence, disponibilité des estimations de l'abondance et tendances de l'abondance des mammifères marins dans l'Atlantique Nord-Ouest. * indique les espèces qui sont inscrites comme espèces en péril aux termes de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) dans les eaux du Canada atlantique.

Nom commun	Nom scientifique	Statut de résidence	Abondance	Tendance	Référence
Pinnipèdes					
Morse de l'Atlantique*	<i>Odobenus rosmarus</i>	Résident toute l'année	Non	Inconnue	
Phoque barbu	<i>Erignathus barbatus</i>	Résident toute l'année	Non	Inconnue	
Phoque gris	<i>Halichoerus grypus</i>	Résident toute l'année	Oui (2016)	En hausse	Hammill <i>et al.</i> (2017a)
Phoque commun	<i>Phoca vitulina</i>	Résident toute l'année	Approximative	Inconnue	Hammill et Stenson (2000)
Phoque du Groenland	<i>Pagophilus groenlandicus</i>	Résident toute l'année	Oui (2014)	Stable	Hammill <i>et al.</i> (2015)
Phoque à capuchon	<i>Cystophora cristata</i>	Résident toute l'année	Oui (2006)	En hausse/inconnue	Hammill et Stenson (2006)
Phoque annelé	<i>Pusa hispida</i>	Résident toute l'année	Non	Inconnue	Kingsley (1998)
Cétacés					
Rorqual bleu*	<i>Balaenoptera musculus</i>	Migrateur saisonnier; certains individus hivernant	Approximative	Stable ou en baisse	Beauchamp <i>et al.</i> (2009)
Rorqual commun*	<i>Balaenoptera physalus</i>	Migrateur saisonnier	Oui (2007)	Inconnue	Heide-Jørgensen <i>et al.</i> (2010); NAMMCO 2016; Lawson et Gosselin (2009)
Rorqual à bosse	<i>Megaptera novaeangliae</i>	Migrateur saisonnier	Oui (2007)	En hausse	Heide-Jørgensen et Laidre (2015); NAMMCO 2016; Lawson et Gosselin (2009)
Petit rorqual	<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	Migrateur saisonnier	Oui (2007)	Inconnue	Lawson et Gosselin (2009); Heide-Jørgensen <i>et al.</i> (2010); NAMMCO 2016
Baleine boréale	<i>Balaena mysticetus</i>	Résident toute l'année	Oui (2013)	En hausse	Doniol-Valcroze <i>et al.</i> (2015a)
Béluga*	<i>Delphinapterus leucas</i>	Résident toute l'année	Oui (2015)	En déclin	Marcoux <i>et al.</i> (2016); Mosnier <i>et al.</i> 2015; NAMMCO 2016
Narval	<i>Monodon monoceros</i>	Résident toute l'année	Oui (2013)	Inconnue	Doniol-Valcroze <i>et al.</i> (2015b); NAMMCO 2016
Baleine noire de l'Atlantique Nord*	<i>Eubalaena glacialis</i>	Migrateur saisonnier	Oui (2016)	En déclin	Pace <i>et al.</i> 2017
Grand cachalot	<i>Physeter macrocephalus</i>	Résident toute l'année	Non	Inconnue	
Rorqual boréal	<i>Balaenoptera borealis</i>	Migrateur saisonnier	Non	Inconnue	
Épaulard	<i>Orcinus orca</i>	Résident toute l'année	Approximative	Inconnue	J.W. Lawson, MPO, données inédites
Baleine à bec commune	<i>Hyperoodon ampullatus</i>	Résident toute l'année	Nouvelle-Écosse : Oui (2009)	Stable	COSEPAC (2011)
Population de le plateau néo-écossais*			Détroit de Davis :	Inconnue	
Population du détroit de Davis – baie de Baffin – mer du Labrador			Inconnue		
Globicéphale noir	<i>Globicephala melas</i>	Résident toute l'année	Oui (2007)	Inconnue	NAMMCO 2016; Lawson et Gosselin (2009)
Marsouin commun*	<i>Phocoena phocoena</i>	Résident toute l'année	Oui (2007)	Inconnue	NAMMCO 2016; Lawson et Gosselin (2009)
Dauphin à bec blanc	<i>Lagenorhynchus albirostris</i>	Résident toute l'année	Oui (2007)	Inconnue	NAMMCO 2016; Lawson et Gosselin (2009)
Dauphin à flancs blancs de l'Atlantique	<i>Lagenorhynchus acutus</i>	Résident toute l'année	Oui (2007)	Inconnue	Lawson et Gosselin (2009)
Dauphin commun	<i>Delphinus delphis</i>	Résident toute l'année	Oui (2007)	Inconnue	Lawson et Gosselin (2009)
Baleine à bec de Sowerby*	<i>Mesoplodon bidens</i>	Résident toute l'année	Non	Inconnue	
Baleine à bec de Cuvier	<i>Ziphius cavirostris</i>	Résident toute l'année	Non	Inconnue	
Baleine à bec de True	<i>Mésoplodon mirus</i>	Résident toute l'année	Non	Inconnue	
Dauphin à gros nez	<i>Tursiops truncatus</i>	Migrateur estival	Non	Inconnue	

Historiquement, on trouvait des morses et des baleines boréales dans le golfe du Saint-Laurent et sur le plateau néo-écossais, mais ils ont disparu du pays à cause de la chasse au début des années 1800. Le phoque du Groenland et le phoque à capuchon résident de façon saisonnière dans les régions arctiques de l'Atlantique Nord-Ouest, mais la plupart des individus se déplacent vers le sud pour se reproduire et se nourrir près de la bordure sud de la banquise saisonnière durant l'hiver.

Un certain nombre d'espèces des régions tempérées sont présentes toute l'année, principalement dans les zones méridionales : phoques communs, phoques gris, baleines à bec communes, dauphins à flancs blancs de l'Atlantique, marsouins communs, dauphins à bec blanc, globicéphales noirs et épaulards. Beaucoup de grands cétacés migrent l'été sous des latitudes plus élevées : dauphins communs, dauphins à gros nez, baleines noires de l'Atlantique Nord. On pense qu'ils donnent naissance et s'accouplent dans les eaux tempérées et tropicales en hiver, puis qu'ils remontent vers le nord pour se nourrir dans des écosystèmes très productifs où les eaux froides et chaudes se mélangent. Ces baleines exploitent une variété d'espèces et de tailles de poissons et de crustacés, mais elles se nourrissent généralement sélectivement de capelan, de hareng de l'Atlantique et de krill (p. ex. Stevick *et al.* 2003; Wassmann *et al.* 2006). Lorsqu'elles arrivent dans leur aire d'alimentation septentrionale, elles sont extrêmement maigres, mais pendant leur séjour, en particulier à la fin de l'été et en automne (juillet-septembre; Næss *et al.* 1998), elles accumulent des réserves énergétiques dans leur couche de graisse. Cependant, même dans ce groupe, un certain nombre d'individus peuvent demeurer dans les eaux nordiques pendant l'hiver, comme le petit rorqual et le rorqual bleu.

Notre compréhension de la répartition des mammifères marins varie considérablement d'une espèce à l'autre. Pour certains, en particulier les phoques du Groenland, les phoques à capuchon et les phoques gris, nous avons été en mesure de surveiller leurs mouvements et leur comportement en plongée grâce au suivi télémétrique par satellite (p. ex. Bailleul *et al.* 2012; Harvey *et al.* 2012; Andersen *et al.* 2013; Lesage *et al.* 2016). À partir de là, nous avons déterminé leur répartition saisonnière et leur utilisation de l'habitat (p. ex. pour les phoques à capuchon, voir la figure 3.5-1). Notre compréhension de la répartition de nombreux cétacés est basée sur des observations provenant d'études et de rapports opportunistes (figure 3.5-2). Les modèles d'habitat élaborés à partir de cette information nous donnent une idée de l'endroit où les mammifères marins peuvent se trouver et des facteurs qui influencent leur répartition. Par exemple, Gomez et ses collaborateurs (2017) ont localisé un habitat potentiel du rorqual bleu et de la baleine à bec commune dans les eaux canadiennes à l'aide d'un modèle qui intègre les données d'observation disponibles, les caractéristiques physiques et la productivité primaire (chlorophylle persistante) (figure 3.5-3). Les modèles ont prédit les zones prioritaires pour les rorquals bleus le long des marges extérieures de l'est et de l'ouest du plateau néo-écossais et dans les parties sud du plateau de Terre-Neuve. Les zones de faible priorité pour les rorquals bleus se trouvaient dans le nord du Labrador et au large de l'est de Terre-Neuve. Dans le cas de la baleine à bec commune, la profondeur était le principal prédicteur et des zones primaires ont été prévues le long des marges extérieures du plateau néo-écossais et des plateaux de Terre-Neuve et du Labrador. Jusqu'à présent, la plupart des modèles d'habitat se sont fondés principalement sur des variables physiques (p. ex. profondeur, température de la surface de la mer, complexité topographique et chlorophylle) comme approximations d'autres facteurs auxquels les animaux réagissent directement. À mesure que nous comprenons mieux l'influence de l'abondance des proies sur la répartition des prédateurs (p. ex. Laidre *et al.* 2010) et comment, à son tour, l'abondance des proies réagit aux changements de l'environnement physique

(Fosshem *et al.* 2015), nous serons mieux à même de comprendre quels habitats sont utilisés par ces espèces et ainsi de prévoir l'impact des changements dans leurs écosystèmes.

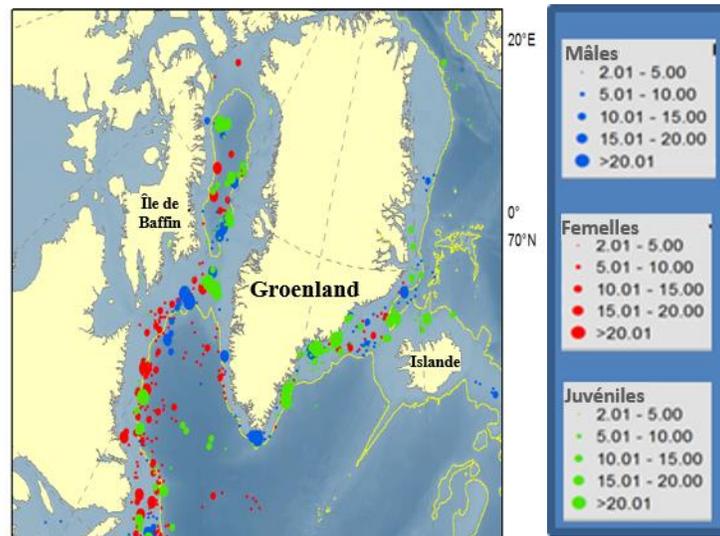


Figure 3.5-1. Zones importantes utilisées par les phoques à capuchon pendant l'automne et l'hiver (d'après Andersen *et al.* 2013).

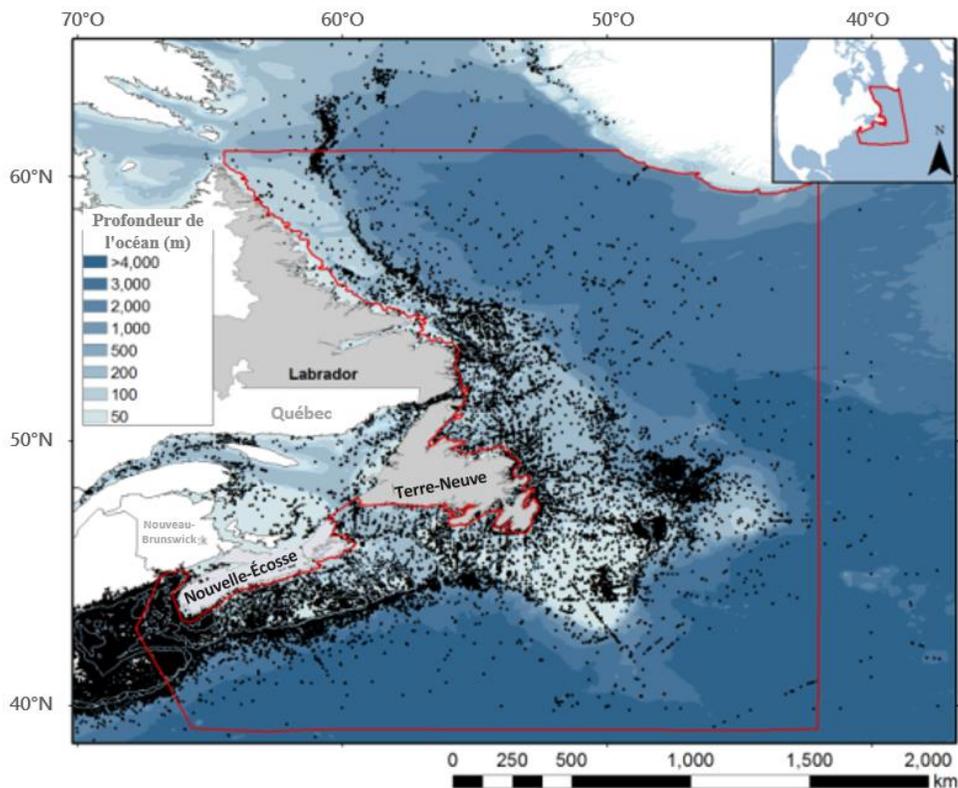


Figure 3.5-2. Observations de cétacés (toutes espèces confondues) pendant la période postérieure à la chasse à la baleine (1975-2015) (J.W. Lawson, MPO, données inédites).

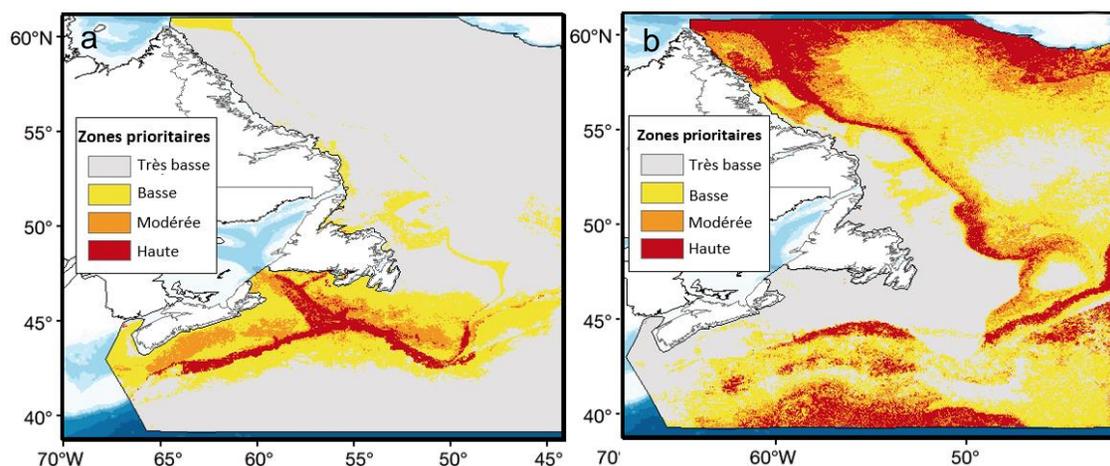


Figure 3.5-3. Résultats d'un modèle d'habitat localisant les zones prioritaires pour a) le rorqual bleu et b) la baleine à bec commune (d'après Gomez *et al.* 2017).

Malheureusement, bien que la répartition générale, en particulier le long des côtes, soit relativement bien connue, on ne dispose pas de données sur l'abondance et les tendances pour de nombreuses espèces de mammifères marins (tableau 3.5-1). Les meilleures estimations de la taille et des tendances des populations concernent les espèces capturées dans le cadre de la chasse de subsistance dans l'Arctique (p. ex. les bélugas, les narvals et les baleines boréales), de la chasse commerciale (p. ex. les phoques du Groenland, les phoques à capuchon et les phoques gris) ou des espèces inscrites sur la liste de la LEP (p. ex. le béluga de l'estuaire du Saint-Laurent et la baleine noire de l'Atlantique Nord). Les estimations de l'abondance, qui sont habituellement obtenues à partir de relevés aériens, sont disponibles pour certains autres grands cétacés (bien que bon nombre de ces estimations soient anciennes), mais elles ne sont pas connues pour de nombreuses espèces, en particulier les petits cétacés et les autres phoques (tableau 3.5-1). À quelques exceptions près, les données sur les tendances de l'abondance sont absentes (figure 3.5-4). Par exemple, le premier relevé exhaustif des cétacés le long du plateau continental canadien a été effectué en 2007 (Lawson et Gosselin 2009). Dans le cadre d'une étude transatlantique sur l'abondance et la répartition des cétacés (appelée TNASS), on a estimé le nombre total de cétacés dans la région, de la pointe nord du Labrador au sud du plateau néo-écossais et du golfe du Saint-Laurent. Bon nombre de ces estimations seront mises à jour prochainement, lorsque les résultats d'un relevé mené dans la même région en 2016 seront disponibles.

Étant donné l'ampleur des déplacements de nombreux mammifères marins qui réagissent aux changements écosystémiques au niveau d'un bassin océanique, il peut être difficile de déterminer si les changements d'abondance observés entre les relevés sont dus à des changements réels de l'abondance ou simplement à des changements de répartition qui auront une incidence sur les estimations des stocks et les tendances perçues des populations. Par exemple, au large de l'ouest du Groenland, les estimations de l'abondance du petit rorqual, du rorqual commun et du rorqual à bosse étaient plus faibles en 2015 qu'en 2007 (NAMMCO 2016). Bien que ces espèces soient chassées dans une certaine mesure, les prises ne semblent pas représenter suffisamment de prélèvements pour expliquer les estimations les plus basses, et l'on suppose que beaucoup

d'individus se sont simplement déplacés vers l'est du Groenland où l'abondance de nombreuses espèces proies a augmenté. Bien que nous ayons tendance à gérer les mammifères marins en fonction des aires d'alimentation, les données génétiques de nombreuses espèces (p. ex. phoques à capuchon et petits rorquals; Coltman *et al.* 2007) suggèrent une répartition à plus grande échelle, au moins dans l'Atlantique Nord-Ouest. Il est donc important, pour mieux comprendre les tendances de l'abondance, de réaliser des relevés coordonnés à l'échelle du bassin, comme ceux qui ont été effectués en 2007.

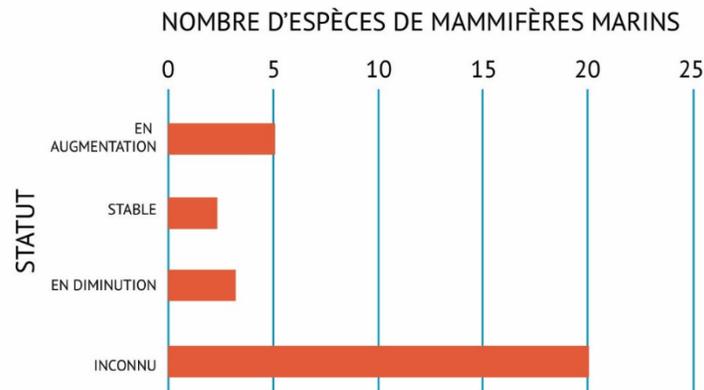


Figure 3.5-4. Tendances actuelles des populations de mammifères marins dans l'Atlantique Nord-Ouest résumant les données disponibles tirées de la documentation citée dans le tableau 3.5.-1.

En tant que prédateurs abondants et de haut niveau trophique, les mammifères marins sont des composantes importantes de leurs écosystèmes et peuvent servir d'indicateurs des changements dans les écosystèmes. La grande mobilité de nombreuses espèces leur permet de modifier leur répartition, ce qui peut indiquer des différences dans la disponibilité des proies ou les conditions environnementales. Par exemple, le grand nombre de décès de baleines noires de l'Atlantique Nord, une espèce en voie de disparition, observé en 2017 semble être dû, en partie, à un changement de répartition des baleines, des zones d'alimentation de la baie de Fundy vers le sud du golfe du Saint-Laurent, probablement en réaction à un changement dans la disponibilité des proies. La combinaison de leur comportement unique et des changements dans leur répartition par rapport aux zones traditionnelles a augmenté leur risque d'exposition aux engins de pêche et aux collisions avec les navires, qui sont des sources importantes de mortalité pour les baleines noires et d'autres espèces (Van der Hoop *et al.* 2012; Baumgartner *et al.* 2017).

Les mammifères marins sont soumis à divers agents de stress, notamment l'augmentation de l'exploration et de la production pétrolières et gazières (bruit et contaminants), l'exploitation minière marine (contaminants), les pêches commerciales (prises accessoires et empêtements), le tourisme (bruit et perturbations), la pollution (charge en contaminants et impacts létaux et sublétaux) et le transport maritime (collisions avec les navires et bruit). Ensemble, ces agents de stress peuvent avoir des répercussions sur les populations de mammifères marins et, de ce fait, sur leurs écosystèmes. Le bruit, par exemple, peut causer des interférences avec l'alimentation ou les communications sociales. Ces agents de stress se superposent à une période de changements environnementaux considérables liés au climat dans l'Atlantique Nord-Ouest, les régions arctiques et subarctiques devant connaître les changements les plus rapides, notamment en ce qui

concerne la température, la circulation océanique, le pH, la couverture de glace de mer et le niveau de la mer (McCarthy *et al.* 2001; IPCC 2007; Walsh 2008). Les impacts potentiels des changements climatiques sur les mammifères marins ont été examinés par un certain nombre d'auteurs (p. ex. Kovacs et Lydersen 2008; Laidre *et al.* 2008, 2015; Kovacs *et al.* 2011; Stenson et Hammill 2014; Haug *et al.* 2017). Une productivité primaire plus élevée dans les régions nordiques pourrait entraîner des concentrations plus fortes de zooplancton, ce qui pourrait profiter à certains mammifères marins, comme la baleine boréale, mais la perte d'espèces proies qui dépendent des eaux froides (p. ex. la morue arctique et les amphipodes) pourrait avoir des répercussions négatives sur d'autres, comme le phoque annelé (Eamer *et al.* 2013). Les changements associés aux changements climatiques seront probablement plus graves pour les espèces dépendantes de la glace, en particulier celles habitant la lisière sud des glaces, qui change rapidement (Walsh 2008).

L'une des premières réactions attendues et observables en raison des changements de l'étendue de la glace de mer et d'un déplacement vers le nord de la répartition des proies chez les pinnipèdes et les cétacés très mobiles sera sans doute des changements dans la répartition de ces espèces. Par exemple, le réchauffement de l'eau et la diminution de la glace semblent avoir entraîné une intensification de la fréquence des incursions des épaulards dans les régions nordiques de l'Atlantique. Il en résultera très probablement des taux de prédation plus élevés chez les mammifères marins de l'Arctique, endémiques et qui dépendent de la glace (Kovacs *et al.* 2011; Higdon *et al.* 2012). Le réchauffement des températures à la limite sud peut également favoriser l'expansion vers le nord des poissons qui s'attaquent aux mammifères marins, comme les requins (Cairns *et al.* 2008). Bien que les changements de température puissent favoriser l'expansion de l'aire de répartition vers le nord de certaines espèces de mammifères marins, les migrants parmi les résidents estivaux pourraient faire face à des risques de disponibilité énergétique insuffisante si leur arrivée dans les aires d'alimentation ne correspond pas à l'abondance maximale des proies dont ils dépendent habituellement (Learmonth *et al.* 2006; Kovacs et Lydersen 2008) ou s'ils doivent occuper des zones où la nourriture est plus difficile à atteindre (Hamilton *et al.* 2015). Néanmoins, si les espèces des régions tempérées devaient étendre leur aire de répartition vers le nord et pendant des saisons plus longues, de sorte que leur régime alimentaire et leur répartition spatiale chevauchent ceux des populations résidentes, cela pourrait accroître la pression concurrentielle sur ces dernières (Kovacs *et al.* 2011). De telles conditions pourraient être particulièrement graves pour les petites populations déjà menacées, comme les bélugas de l'estuaire du Saint-Laurent, qui semblent avoir peu de possibilités d'étendre leur répartition en raison d'une combinaison d'inertie culturelle, de limitations du cycle biologique et d'agents de stress anthropiques (MPO 2014).

Le déclin observé de la glace de mer a un impact direct sur un certain nombre d'espèces, en particulier les phoques qui se reproduisent sur la glace. Par exemple, le déclin de la glace de mer a entraîné une augmentation de la mortalité des phoques du Groenland qui mettent bas sur la glace (p. ex. Stenson et Hammill 2014). Stenson et Hammill (2014) ont constaté que s'il n'y avait pas de glace de mer au début de la période de mise bas, les femelles s'éloignaient de leur aire de mise bas traditionnelle pour trouver une glace convenable. Cependant, s'il y avait de petites quantités de glace, les femelles donnaient naissance, même si la glace était trop mince pour soutenir les petits, ce qui entraînait une mortalité élevée des petits. Rien n'indique que les phoques du Groenland mettent bas sur la terre ferme, même dans les zones dépourvues de glaces. Si les tendances de réchauffement prévues se maintiennent, les phoques du Groenland qui se reproduisent sur la glace connaîtront davantage d'années où l'état des glaces sera mauvais dans

l'Atlantique et pourraient éventuellement s'adapter en se déplaçant vers le nord. D'ici là, ils continueront d'afficher des taux de mortalité accrus qui pourraient entraîner la disparition de la composante la plus méridionale de la reproduction dans le golfe du Saint-Laurent. En revanche, les phoques gris du golfe du Saint-Laurent se reproduisent sur la banquise, s'il y en a, mais également sur la terre ferme en l'absence de glace (p. ex. Hammill *et al.* 2007). Dans le golfe du Saint-Laurent, presque toutes les naissances avaient eu lieu sur la banquise au début des années 1990, mais comme l'état de la glace de mer a diminué au cours des trois dernières décennies, pratiquement tous les phoques gris donnent maintenant naissance sur terre (Hammill *et al.* 2017b).

Le déclin des glaces dans le golfe du Saint-Laurent pourrait également profiter à certaines espèces. Le rorqual bleu se rencontre le long de la côte sud-ouest de Terre-Neuve au début du printemps, où il se nourrit le long de la lisière des glaces à l'embouchure du golfe du Saint-Laurent. Malheureusement, en raison des courants et de la nature de la côte, il peut s'y retrouver piégé pendant les années de glace dense et être alors poussé vers la rive (Stenson *et al.* 2003). En 2014, neuf rorquals bleus matures ont été tués le long de la côte sud-ouest de Terre-Neuve (Stenson et Lawson, données inédites). Ces niveaux élevés de mortalité peuvent avoir un impact sur le rétablissement de la population, de sorte que le déclin de la glace de mer dans le golfe du Saint-Laurent (Johnston *et al.* 2005; Bajzak *et al.* 2011) peut réduire cette source de mortalité et potentiellement permettre à la population d'augmenter.

En plus des répercussions sur la mortalité directe, le déclin de la glace de mer peut aussi avoir des effets indirects sur les mammifères marins. Au cours des 40 dernières années, on a observé des fluctuations à long terme des taux de reproduction et un déclin de l'état corporel chez les phoques du Groenland dans l'Atlantique Nord-Ouest. Depuis le début des années 1980, les taux de grossesses tardives (allant de 0,2 à 0,86) chez les femelles matures ont diminué tandis que la variabilité interannuelle a augmenté. Stenson et ses collaborateurs (2016) ont constaté que, bien que le déclin général des grossesses soit associé à un accroissement de la taille de la population, la variabilité interannuelle pourrait s'expliquer par une variation des taux d'avortement. Les changements des taux d'avortement ont été décrits par un modèle qui incorporait la biomasse du capelan et la couverture de glace au milieu de l'hiver (probablement une approximation des changements écosystémiques de l'abondance globale des proies).

Le manque de données sur l'abondance de nombreuses espèces, en particulier les petits cétacés, et les tendances dans ces données, représente une lacune majeure dans notre compréhension de l'état des mammifères marins et de leur rôle écologique dans l'Atlantique Nord-Ouest. De récents relevés à grande échelle permettront de mieux comprendre l'évolution de l'abondance, mais il faudra les répéter avant de pouvoir dégager des tendances. Les études à long terme de certaines espèces (phoques du Groenland, bélugas de l'estuaire du Saint-Laurent et phoques gris) fournissent maintenant suffisamment de données pour explorer des hypothèses sur la façon dont les taux vitaux changent avec l'abondance et la disponibilité des proies. De nouvelles technologies, comme le suivi télémétrique par satellite, qui recueille des données sur les conditions océanographiques, les déplacements et le comportement des animaux, ainsi qu'une meilleure modélisation de l'utilisation de l'habitat, nous permettront de mieux comprendre les facteurs qui influent sur l'utilisation de l'habitat des mammifères marins, la sélection des proies et la réaction à leur environnement. En tant que composantes très visibles, les mammifères marins nous fournissent un excellent moyen de surveiller leur écosystème et des indicateurs de

l'impact des changements physiques qui interviennent dans leur environnement sur les fonctions écologiques.

Références

- Andersen, J.M., Wiersma, Y., Stenson, G.B., Hammill, M.O., Rosing-Asvid, A. et Skern-Mauritzen, M. 2013. Habitat selection by hooded seals (*Cystophora cristata*) in the Northwest Atlantic Ocean. ICES J. Mar. Sci. 70: 173-185.
- Bajzak, C.E., Hammill, M.O., Stenson, G.B. et Prinsenber, S. 2011. Drifting away: implications of changes in ice conditions for a pack-ice breeding phocid, the harp seal (*Pagophilus groenlandicus*). Can. J. Zool. 89: 1050-1062.
- Bailleul, F., Lesage, V., Power, M., Doidge, D.W. et Hammill, M.O. 2012. Differences in diving and movement patterns of two groups of beluga whales in a changing Arctic environment reveal discrete populations. Endanger. Species Res. 17: 27-41.
- Baumgartner, M.F., Wenzel, F.W., Lysiak, N.S.J. et Patrician, M.R. 2017. North Atlantic right whale foraging ecology and its role in human-caused mortality. Mar. Ecol. Prog. Ser. 581: 165-181.
- Beauchamp, J., Bouchard, H., de Margerie, P., Otis, N. et Savaria, J.-Y. 2009. Programme de rétablissement du rorqual bleu (*Balaenoptera musculus*), population de l'Atlantique Nord-Ouest au Canada. Série de Programmes de rétablissement de la *Loi sur les espèces en péril*. Pêches et Océans Canada, Ottawa. 63 p.
- CAFF. 2017. State of the Arctic Marine Biodiversity Report. Conservation of Arctic Flora and Fauna International Secretariat, Akureyri, Iceland. ISBN: 978-9935-431-63-9.
- Cairns, D.K., Gaston, A.J. et Huettmann, F. 2008. Endothermy, ectothermy and the global structure of marine vertebrate communities. Mar. Ecol. Prog. Ser. 356: 239-250.
- Coltman, D.W., Stenson, G.B., Hammill, M.O., Haug, T., Davis, C.S. et Fulton, T.L. 2007. Panmictic population structure in the hooded seal (*Cystophora cristata*). Mol. Ecol. 16: 1639-1648.
- COSEPAC. 2011. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la baleine à bec commune *Hyperoodon ampullatus* au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa. xiv + 37 p.
- Doniol-Valcroze, T., Gosselin, J.-F., Pike, D., Lawson, J., Asselin, N., Hedges, K. et Ferguson, S. 2015a. Abundance estimate of the Eastern Canada – West Greenland bowhead whale population based on the 2013 High Arctic Cetacean Survey. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/058: v + 27 p.
- Doniol-Valcroze, T., Gosselin, J.-F., Pike, D., Lawson, J., Asselin, N., Hedges, K. et Ferguson, S. 2015b. Abundance estimates of narwhal stocks in the Canadian High Arctic in 2013. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/060: v + 36 p.
- Eamer, J., Donaldson, G.M., Gaston, A.J., Kosobokova, K.N., Lárusson, K.F., Melnikov, I.A., Reist, J.D., Richardson, E., Staples, L. et von Quillfeldt, C.H. 2013. Life Linked to Ice: A guide to sea-ice-associated biodiversity in this time of rapid change. CAFF Assessment Series No. 10. Conservation of Arctic Flora and Fauna International Secretariat, Akureyri, Iceland. ISBN: 978-9935-431-25-7.
- Fosshem, M., Primicerio, R., Johannesen, E., Ingvaldsen, R.B., Aschan, M.A. et Dolgov, A.V. 2015. Recent warming leads to rapid borealization of fish communities in the Arctic. Nat. Clim. Change 5: 673-678.

- Gomez, C., Lawson, J., Kouwenberg, A.-L., Moors-Murphy, H., Buren, A., Fuentes-Yaco, C., Marotte, E., Wiersma, Y.F. et Wimmer, T. 2017. Predicted distribution of whales at risk: identifying priority areas to enhance cetacean monitoring in the Northwest Atlantic Ocean. *Endanger. Species Res.* 32: 437-458.
- Hamilton, C.D., Lydersen, C., Ims, R.A. et Kovacs, K.M. 2015. Predictions replaced by facts: a keystone species' behavioural responses to declining arctic sea-ice. *Biol. Lett.* 11: 20150803.
- Hammill, M.O. et Stenson, G.B. 2000. Estimated prey consumption by harp seals (*Phoca groenlandica*), grey seals (*Halichoerus grypus*), harbour seals (*Phoca vitulina*) and hooded seals (*Cystophora cristata*) in Atlantic Canada. *J. Northwest Atl. Fish. Sci.* 26: 1-23.
- Hammill, M.O. et Stenson, G.B. 2006. Abundance of Northwest Atlantic hooded seals (1960-2005). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2006/068: iv + 19 p.
- Hammill, M.O., Gosselin, J.F. et Stenson, G.B. 2007. Abundance of northwest Atlantic grey seals in Canadian waters. *NAMMCO Sci. Publ.* 6: 99-116.
- Hammill, M.O., Stenson, G.B., Doniol-Valcroze, T. et Mosnier, A. 2015. Conservation of northwest Atlantic harp seals: Past success, future uncertainty? *Biol. Conserv.* 192: 181-191.
- Hammill, M.O., den Heyer, C.E., Bowen, W.D. et Lang, S.L.C. 2017a. Grey seal population trends in Canadian waters, 1960-2016 and harvest advice. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/052: v + 30 p.
- Hammill, M.O., Gosselin, J.-F. et Stenson, G.B. 2017b. Pup production of Northwest Atlantic grey seals in the Gulf of St. Lawrence. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2017/043: iv + 14 p.
- Harvey, V., Hammill, M.O., Swain, D.P., Breed, G.A., Lydersen, C. et Kovacs, K.M. 2012. Winter foraging by a top predator, the grey seal *Halichoerus grypus*, in relation to the distribution of prey. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 462: 273-286.
- Haug, T., Bogstad, B., Chierici, M., Gjøsæter, H., Hallfredsson, E.H., Høines, Å.S., Hoel, A.H., Ingvaldsen, R.B., Jørgensen, L.L., Knutsen, T., Loeng, H., Naustvoll, L.-J., Røttingen, I. et Sunnanå, K. 2017. Future harvest of living resources in the Arctic Ocean of the Nordic and Barents Seas: A review of possibilities and constraints. *Fish. Res.* 188: 38-57.
- Heide-Jørgensen, M.P. et Laidre, K.L. 2015. Surfacing time, availability bias and abundance of humpback whales in West Greenland. *J. Cetacean Res. Manage.* 15: 1-8.
- Heide-Jørgensen, M.P., Laidre, K.L., Simon, M., Burt, M.L., Borchers, D.L. et Rasmussen, M. 2010. Abundance of fin whales in West Greenland in 2007. *J. Cetacean Res. Manage.* 11: 83-88.
- Higdon, J.W., Hauser, D.D.W. et Ferguson, S.H. 2012. Killer whales (*Orcinus orca*) in the Canadian Arctic: Distribution, prey items, group sizes and seasonality. *Mar. Mammal Sci.* 28: E93-E109.
- IPCC. 2007. Fourth assessment report. International Panel on Climate Change (IPCC) Secretariat, c/o World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland. Accès : <http://www.ipcc.ch>.
- Johnston, D.W., Friedlaender, A.S., Torres, L.G. et Lavigne, D.M. 2005. Variation in sea ice cover on the east coast of Canada from 1969 to 2002: climate variability and implications for harp and hooded seals. *Climate Res.* 29: 209-222.
- Kingsley, M.C.S. 1998. The numbers of ringed seals (*Phoca hispida*) in Baffin Bay and adjacent waters. *NAMMCO Sci. Publ.* 1: 181-196.
- Kovacs, K. et Lydersen, C. 2008. Climate change impacts on seals and whales in the North Atlantic Arctic and adjacent shelf areas. *Sci. Prog.* 91: 117-150.

- Kovacs, K., Lydersen, C., Overland, J.E. et Moore, S.E. 2011. Impacts on changing sea-ice conditions on Arctic marine mammals. *Mar. Biodiversity* 41: 181-194.
- Laidre, K.L., Stirling, I., Lowry, L.F., Wiig, Ø., Heide-Jørgensen, M.P. et Ferguson, S.H. 2008. Quantifying the sensitivity of Arctic marine mammals to climate-induced habitat change. *Ecol. Appl.* 18: S97-S125.
- Laidre, K.L., Heide-Jørgensen, M.P., Heagerty, P., Cossio, A., Bergström, B. et Simon, M. 2010. Spatial associations between large baleen whales and their prey in West Greenland. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 402: 269-284.
- Laidre, K.L., Stern, H., Kovacs, K.M., Lowry, L.F., Moore, S.E., Regehr, E.V., Ferguson, S.H., Wiig, Ø., Boveng, P., Angliss, R.P., Born, E.W., Litovka, D., Quakenbush, L., Lydersen, C., Vongraven, D. et Ugarte, F. 2015. Arctic marine mammal population status, sea ice habitat loss, and conservation recommendations for the 21st century. *Conserv. Biol.* 29: 724-737.
- Lawson, J.W. et Gosselin, J.-F. 2009. Distribution and preliminary abundance estimates for cetaceans seen during Canada's marine megafauna survey—a component of the 2007 TNASS. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2009/031: vi + 28 p.
- Lawson, J.W. et Stenson, G.B. 1997. Diet of northwest Atlantic harp seals (*Phoca groenlandica*) in offshore areas. *Can. J. Zool.* 75: 2095-2106.
- Learmonth, J.A., MacLeod, C.D., Santos, M.B., Pierce, G.J., Crick, H.Q.P. et Robinson, R.A. 2006. Potential effects of climate change on marine mammals. *Oceanogr. Mar. Biol.* 44: 431-464.
- Lesage, V., Gavrilchuk, K., Andrews, R.D. et Sears, R. 2016. Wintering areas, fall movements and foraging sites of blue whales satellite-tracked in the Western North Atlantic. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2017/078: vi + 38 p.
- Marcoux, M., Young, B.G., Asselin, N.C., Watt, C.A., Dunn, J.B. et Ferguson, S.H. 2016. Estimate of Cumberland Sound beluga (*Delphinapterus leucas*) population size from the 2014 visual and photographic aerial survey. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2016/037: iv + 19 p. (Erratum : octobre 2016).
- McCarthy, J.J., Canzani, O.F., Leary, N.A., Dokken, D.J. et White, K.S. (éd.). 2001. *Climate change 2001: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of working group II to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge University Press, Cambridge, UK. 1032 p.
- Mosnier, A., Doniol-Valcrose, T., Gosselin, J.-F., Lesage, V. Measures, L.N. et Hammill, M.O. 2015. Insights into processes of population decline using an integrated population model: The case of the St. Lawrence Estuary beluga (*Delphinapterus leucas*). *Ecol. Modell.* 314: 15-31.
- MPO. 2014. Situation du béluga (*Delphinapterus leucas*) de l'estuaire du fleuve Saint-Laurent. *Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci.* 2013/076 : 19 p.
- Næss, A., Haug, T. et Nilssen, E.M. 1998. Seasonal variation in body condition and muscular lipid contents in northeast Atlantic minke whales *Balaenoptera acutorostrata*. *Sarsia.* 83: 211-218.
- NAMMCO. 2016. Report of the 23rd meeting of the NAMMCO Scientific Committee, Nuuk, Greenland, 4-7 November 2015. *North Atlantic Marine Mammal Commission* 25/07: 81 p.
- Pace, R.M., Corkeron, P.J. et Kraus, S.D. 2017. State-space mark-recapture estimates reveal a recent decline in abundance of North Atlantic right whales. *Ecol. Evol.* 7: 8730-8741.
- Rice, J. 2002. Changes to the large marine ecosystem of the Newfoundland-Labrador shelf. *In Large Marine Ecosystems of the North Atlantic.* Edited by K. Sherman and H.R. Skjoldal. Elsevier Science, The Netherlands. pp. 51-103.

- Stenson, G.B. et Hammill, M.O. 2014. Can ice breeding seals adapt to habitat loss in a time of climate change? ICES J. Mar. Sci. 71: 1977-1986.
- Stenson, G., Lien, J., Lawson, J. et Seton, R. 2003. Ice entrapments of blue whales in southwest Newfoundland: 1868-1992. In Proceedings of the workshop on the development of research priorities for the northwest Atlantic blue whale population, 20-21 November 2002. Edited by V. Lesage and M.O. Hammill. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Proceed. Ser. 2003/031: ix + 33 p.
- Stenson, G.B., Buren, A.D. et Koen-Alonso, M. 2016. The impact of changing climate and abundance on reproduction in an ice-dependent species, the Northwest Atlantic harp seal, *Pagophilus groenlandicus*. ICES J. Mar. Sci. 73: 250-262.
- Stevick, P.T., Allen, J., Clapham, P.J., Friday, N., Katona, S.K., Larsen, F., Lien, J., Matillila, D.K., Palsbøll, P.J., Sigurjónsson, J., Smith, T.D., Øien, N. et Hammond, P.S. 2003. North Atlantic humpback whale abundance and rate of increase four decades after protection from whaling. Mar. Ecol. Prog. Ser. 258: 263-273.
- Van der Hoop, J.M., Moore, M.J., Barco, S.G., Cole, T.V.N., Daoust, P.-Y., Henry, A.G., McAlpine, D.F., McLellan, W.A., Wimmer, T. et Solow, A.R. 2012. Assessment of management to mitigate anthropogenic effects on large whales. Conserv. Biol. 27: 121-133.
- Walsh, J.E. 2008. Climate of the Arctic marine environment. Ecol. Appl. 18: S3-S22.
- Wassmann, P., Reigstad, M., Haug, T., Rudels, B., Carroll, M.L., Hop, H., Gabrielsen, G.W., Falk-Petersen, S., Denisenko, S.G., Arashkevich, E., Slagstad, D. et Pavlova, O. 2006. Food web and carbon flux in the Barents Sea. Prog. Oceanogr. 71: 232-287.

3.6 TORTUES DE MER

Mike James, Emily Bond

Ministère des Pêches et des Océans, région des Maritimes, Dartmouth (Nouvelle-Écosse)

Il existe sept espèces de tortues de mer, dont quatre sont présentes dans les eaux du Canada atlantique. Il s'agit de la tortue luth (*Dermochelys coriacea*), de la tortue caouanne (*Caretta caretta*), de la tortue verte (*Chelonia mydas*) et de la tortue de Kemp (*Lepidochelys kempii*).

La tortue luth et la tortue caouanne sont inscrites comme espèces en voie de disparition aux termes de la *Loi sur les espèces en péril* du Canada (COSEPAC 2010). Aux termes de la *Endangered Species Act* des États-Unis, la tortue luth est classée en voie de disparition dans toute son aire de répartition (Tiwari *et al.* 2013), tandis que le segment de population distinct des tortues caouannes de l'Atlantique Nord-Ouest est classé comme menacé (Ceriani et Meylan 2017). Les tortues vertes et les tortues de Kemp ne sont actuellement pas inscrites sur la liste de la *Loi sur les espèces en péril*. À l'échelle mondiale, les tortues vertes sont classées comme en voie de disparition et les tortues de Kemp sont inscrites sur la Liste rouge de l'UICN (Seminoff 2004; Marine Turtle Specialist Group 1996).

Seul membre de la famille des Dermochelyidés, la tortue luth se distingue nettement des Cheloniidés (tortues à carapace dure) par sa morphologie et son comportement. La tortue luth a une carapace en forme de larme avec sept crêtes longitudinales (Eckert *et al.* 2009); tout le corps – y compris la carapace – est recouvert de peau; chez les individus présents dans les eaux canadiennes, la longueur courbe moyenne de la carapace peut atteindre 175 cm et la masse corporelle, 640 kg (James *et al.* 2007). L'espèce compte parmi les vertébrés à respiration aérienne qui plongent aux plus grandes profondeurs, dépassant 1 200 m; cependant, son comportement dans les eaux canadiennes est normalement caractérisé par des plongées relativement courtes (<12 min) et peu profondes (<50 m, zone photique) (Wallace *et al.* 2015).

Parmi les trois espèces de Cheloniidés que l'on trouve dans les eaux du Canada atlantique, la tortue caouanne est celle que l'on rencontre le plus régulièrement (Bleakney 1965; Witzell 1999; McAlpine *et al.* 2007), les grands juvéniles étant principalement représentés parmi les prises accessoires de la pêche à la palangre de poissons pélagiques (Brazner et McMillan 2008). Les caouannes du Canada atlantique habitent la zone épipélagique et passent la plus grande partie de leur temps dans les eaux proches de la surface, avec un comportement caractérisé par de longs intervalles en surface. Les signalements de tortues vertes et de tortues de Kemp au Canada atlantique sont relativement rares et se limitent en grande partie aux animaux échoués sur la côte (James *et al.* 2004; McAlpine *et al.* 2007). La plupart des échouages se sont produits à la fin de l'automne et étaient liés au refroidissement de la température ambiante de l'océan et à l'apparition d'une hypothermie.

La tortue luth est une espèce hautement migratrice, les adultes et les subadultes entreprenant des migrations annuelles entre les zones d'alimentation et de reproduction dans l'Atlantique tropical et subtropical et l'habitat tempéré d'alimentation sous des latitudes hautes (James *et al.* 2007; Bond et James 2017). L'analyse de l'ADN et l'identification passive ont confirmé que les tortues luth trouvées dans les eaux du Canada atlantique proviennent de zones de nidification situées dans plus d'une douzaine de pays des Caraïbes, d'Amérique du Sud et de Floride (James *et al.* 2007; Stewart *et al.* 2013; Roden *et al.* 2017). La tortue luth habite de façon saisonnière le

plateau continental et les eaux du large du Canada atlantique, arrivant dès le mois de juin pour ne partir qu'en décembre (figure 3.6-1).

La répartition des tortues caouannes juvéniles dans l'Atlantique Nord-Ouest est limitée par la température de l'océan, la plupart des observations étant concentrées pendant l'été et l'automne dans les eaux chaudes du large, en particulier celles qui sont influencées par la bordure nord du Gulf Stream (Witzell 1999; Brazner et McMillan 2008). Des études génétiques préliminaires indiquent que les plages de nidification du sud-est des États-Unis, y compris celles de la Floride et des Carolines, sont les principales sources des populations de caouannes migratrices dans les eaux canadiennes (K.R. Stewart, NOAA, et M.C. James, MPO Maritimes, données inédites).

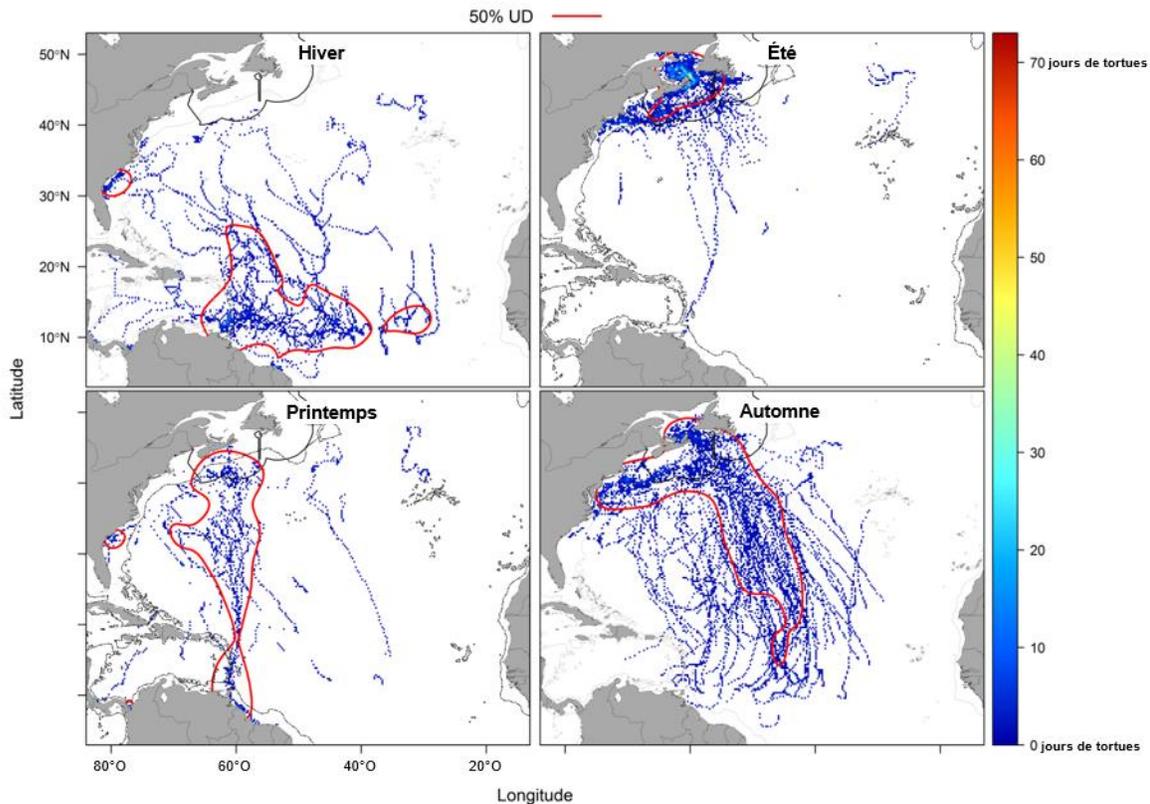


Figure 3.6-1. Déplacements annuels de la tortue luth dans les eaux canadiennes de 1999 à 2016, d'après le suivi des animaux marqués par satellite. Les données de suivi ont été réduites au meilleur emplacement quotidien (d'après la classification de la position dérivée d'Argos de la plus haute qualité) et additionnées sur des cellules de 0,25 x 0,25 dans l'Atlantique Nord-Ouest. Les zones à forte fréquentation sont définies comme étant les contours de probabilité de 50 % superposés en rouge pour chaque saison : hiver (janvier, février et mars); printemps (avril, mai et juin); été (juillet, août et septembre); et automne (octobre, novembre et décembre). Source des données : M.C. James, MPO.

Les tortues marines de l'Atlantique occupent divers habitats à différents stades biologiques, y compris les plages, les eaux côtières littorales et la haute mer. La majorité de leur vie se passe en mer, les tortues femelles matures retournant nicher tous les deux à trois ans lors de leur migration de retour. Les tortues marines sont exploitées par un large éventail de prédateurs marins, y compris les oiseaux et les poissons, et leurs œufs et nouveau-nés subissent des niveaux élevés de

prédation dans l'environnement terrestre. Ainsi, les tortues marines transportent les éléments nutritifs et l'énergie entre les écosystèmes marins et terrestres (Bouchard et Bjorndal 2000).

On croit que la tortue luth est l'une des rares espèces marines qui se nourrissent uniquement de zooplancton gélatineux relativement pauvre en énergie, notamment de scyphozoaires, de cténophores et de salpes. Les principales proies de la tortue luth dans les eaux du plateau continental du Canada atlantique sont la cyanée (*Cyanea capillata*) et la méduse lune, *Aurelia aurita* (James et Herman 2001; Heaslip *et al.* 2012; Wallace *et al.* 2015). La méduse est un prédateur efficace du zooplancton et des larves de poissons (Acuña *et al.* 2011), de sorte que la tortue luth peut jouer un rôle important dans certaines zones pour limiter le potentiel d'élimination des proies des colonies de méduses et contribuer ainsi à l'équilibre des écosystèmes.

Les tortues caouannes sont des carnivores qui se nourrissent de divers crustacés, de méduses, de calmars et de poissons. La répartition des caouannes juvéniles au large des côtes du Canada atlantique donne à penser qu'elles se nourrissent de manière opportuniste, y compris nécrophagique, d'une variété de proies épipélagiques. Cependant, les caouannes plus grosses ciblent les mollusques et crustacés benthiques, y compris les pétoncles, les limules, les moules et d'autres invertébrés (Bjorndal 1997).

Depuis 2002, la tortue luth fait l'objet de relevés opportunistes annuels dans les zones de quête de nourriture très fréquentées au large de la côte de la Nouvelle-Écosse. L'analyse des observations par unité d'effort sur une période de 14 ans permet de penser que cette population est probablement stable (Archibald et James 2016). Des tortues de la famille des Cheloniidés sont signalées chaque année dans les eaux du Canada atlantique; toutefois, un effort d'échantillonnage dans l'eau a été entrepris en 2012 et les relevés se sont révélés peu pratiques, de sorte que la taille de la population et les tendances dans les eaux canadiennes demeurent imprécises.

La principale menace qui pèse sur les tortues de mer dans les eaux du Canada atlantique est la capture accidentelle dans les pêches. La pêche à engins fixes constitue une grande menace pour la tortue luth, qui se nourrit dans les eaux du plateau continental du Canada atlantique (James *et al.* 2005; Hamelin *et al.* 2017), et la pêche à la palangre des poissons pélagiques interagit régulièrement avec la tortue luth et la caouanne (James *et al.* 2006; Brazner et McMillan 2008). La pêche à la palangre des poissons pélagiques est en particulier une menace pour les caouannes juvéniles, car leurs habitats de quête de nourriture chevauchent les zones de pêche productives et leur régime opportuniste et carnivore les amène à cibler les hameçons appâtés utilisés dans ces pêches. De 1999 à 2006, on estime que 9 592 tortues caouannes juvéniles ont été capturées accidentellement par les grands palangriers de grands poissons pélagiques dans le Canada atlantique (Brazner et McMillan 2008).

Au-delà des eaux canadiennes et tout au long de leur cycle vital, toutes les espèces de tortues marines sont vulnérables à diverses menaces anthropiques, notamment de la récolte illégale de femelles nicheuses et d'œufs (Tomillo *et al.* 2008), de l'aménagement de plages et de la perte d'habitat (Witherington et Martin 2000), de l'exploration pétrolière et gazière (Lutcavage *et al.* 1995) et de l'ingestion de déchets marins (plastique) qui peuvent ressembler à des espèces naturelles comme les méduses (Carr 1987; Mrosovsky *et al.* 2009).

Bien que l'échantillonnage dans l'eau, l'application d'étiquettes d'identification et les études de télémétrie aient permis de mieux comprendre les caractéristiques des populations, les

déplacements, le comportement d'alimentation et l'utilisation de l'habitat de la tortue luth et de la tortue caouanne, les relations entre les variables océanographiques physiques et biologiques et l'habitat des tortues demeurent imprécises. Comprendre pourquoi et comment les tortues marines interagissent avec différents types d'engins de pêche, évaluer les résultats de survie correspondants et déterminer la meilleure façon d'atténuer les interactions entre les tortues et la pêche restent des thèmes largement non résolus. La densité saisonnière de la population de tortues de mer dans les eaux du Canada demeure inconnue pour toutes les espèces.

Les eaux du Canada atlantique constituent un habitat important pour les tortues de mer pendant environ six mois de l'année. La collaboration internationale entre les gouvernements, les scientifiques et les organismes de conservation est essentielle à la gestion et au rétablissement des populations de tortues marines qui utilisent les eaux du Canada atlantique. Les contributions des pêcheurs commerciaux ont été très utiles pour améliorer les connaissances sur les tortues de mer (p. ex. Goff et Lien 1988; Martin et James 2005), et leur participation continue à tous les aspects de la recherche sur ces espèces et de leur conservation est essentielle.

Références

- Acuña, J.L., López-Urrutia, A. et Colin, S. 2011. Faking giants: the evolution of high prey clearance rates in jellyfishes. *Science* 333: 1627-1629.
- Archibald, D.W. et James, M.C. 2016. Evaluating inter-annual relative abundance of leatherback sea turtles in Atlantic Canada. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 547: 233-246.
- Bjorndal, K.A. 1997. Foraging ecology and nutrition of sea turtles. *In* The Biology of Sea Turtles, Volume 1. Edited by P.L. Lutz and J.A. Musick. CRC Press, Boca Raton. pp. 199-231.
- Bleakney, J.S. 1965. Reports of marine turtles from New England and eastern Canada. *Can. Field-Nat.* 79: 120-128.
- Bond, E.P. et James, M.C. 2017. Pre-nesting movements of leatherback sea turtles, *Dermochelys coriacea*, in the Western Atlantic. *Front. Mar. Sci.* 4: 10.3389/fmars.2017.00223.
- Bouchard, S.S. et Bjorndal, K.A. 2000. Sea turtles as biological transporters of nutrients and energy from marine to terrestrial ecosystems. *Ecology* 81: 2305-2313.
- Brazner, J.C. et McMillan, J. 2008. Loggerhead turtle (*Caretta caretta*) bycatch in Canadian pelagic longline fisheries: Relative importance in the western North Atlantic and opportunities for mitigation. *Fish. Res.* 91: 310-324.
- Carr, A. 1987. Impact of nondegradable marine debris on the ecology and survival outlook of sea turtles. *Mar. Poll. Bull.* 18: 352-356.
- Ceriani, S.A. et Meylan, A.B. 2017. *Caretta caretta* (North West Atlantic subpopulation). (amended version published in 2015) The IUCN Red List of Threatened Species 2017. e.T84131194A119339029.
- COSEPAC. 2010. Évaluation et rapport de situation du COSEPAC sur la tortue caouanne (*Caretta caretta*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, viii + 82 p. Accès : https://sararegistry.gc.ca/document/doc2025/ind_f.cfm.
- Eckert, K.L., Wallace, B.P., Frazier, J.G., Eckert, S.A. et Pritchard, P.C.H. 2009. Synopsis of the biological data on the leatherback sea turtle, *Dermochelys coriacea*. U.S. Department of Interior, Fish and Wildlife Service, Biological Technical Publication BTP-R4015-2012. Washington, D.C. 203 p.

- Goff, G.P. et Lien, J. 1988. Atlantic leatherback turtles, *Dermochelys coriacea*, in cold waters off Newfoundland and Labrador. *Can. Field-Nat.* 102: 1-5.
- Hamelin, K.M., James, M.C., Ledwell, W., Huntington, J. et Martin, K. 2017. Incidental capture of leatherback sea turtles in fixed fishing gear off Atlantic Canada. *Aquat. Conserv.* 27: 631-642.
- Heaslip, S.G., Iverson, S.J., Bowen, D.W. et James, M.C. 2012. Jellyfish support high energy intake of leatherback sea turtles (*Dermochelys coriacea*): video evidence from animal-borne cameras. *PLoS ONE* 7: e33259.
- James, M.C. et Herman, T.B. 2001. Feeding of *Dermochelys coriacea* on medusa in the Northwest Atlantic. *Chelonian Conserv. Biol.* 4: 202-205.
- James, M.C., Martin, K. et Dutton, P.H. 2004. Hybridization between a green turtle, *Chelonia mydas*, and loggerhead turtle, *Caretta caretta*, and the first record of a green turtle in Atlantic Canada. *Can. Field-Nat.* 118: 579-582.
- James, M.C., Ottensmeyer, C.A. et Myers, R.A. 2005. Identification of high-use habitat and threats to leatherback sea turtles in northern waters: New directions for conservation. *Ecol. Lett.* 8: 195-201.
- James, M.C., Sherrill-Mix, S.A., Martin, K. et Myers, R.A. 2006. Canadian waters provide critical foraging habitat for leatherback sea turtles. *Biol. Conserv.* 133: 347-357.
- James, M.C., Sherrill-Mix, S.A. et Myers, R.A. 2007. Population characteristics and seasonal migrations of leatherback sea turtles at high latitudes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 337: 245-254.
- Lutcavage, M.E., Lutz, P.L., Bossart, G.D. et Hudson, D.M. 1995. Physiologic and clinicopathologic effects of crude oil on loggerhead sea turtles. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 28: 417-422.
- Marine Turtle Specialist Group. 1996. *Lepidochelys kempii*. The IUCN Red List of Threatened Species 1996. e.T11533A3292342.
- Martin, K. et James, M.C. 2005. Conserving sea turtles in Canada: successful community-based collaboration between fishers and scientists. *Chelonian Conserv. Biol.* 4: 889-907.
- McAlpine, D.F., James, M.C., Lien, J. et Orchard, S.A. 2007. Status and conservation of marine turtles in Canadian waters. *In Ecology, Conservation and Status of Reptiles in Canada. Herpetological Conservation 2.* Edited by C.N.L. Seburn and C.A. Bishop. Canadian Amphibian and Reptile Conservation Network, Ottawa. pp. 85-112.
- Mrosovsky, N., Ryan, G.D. et James, M.C. 2009. Leatherback turtles: The menace of plastic. *Mar. Poll. Bull.* 58: 287-289.
- Roden, S.E., Stewart, K.R., James, M.C., Dodge, K.L., Dell'Amico, F. et Dutton, P.H. 2017. Genetic fingerprinting reveals natal origins of male leatherback turtles encountered in the Atlantic Ocean and Mediterranean Sea. *Mar. Biol.* 164: 181.
- Seminoff, J.A. 2004. *Chelonia mydas*. The IUCN Red List of Threatened Species 2004. e.T4615A11037468.
- Stewart, K.R., James, M.C., Roden, S. et Dutton, P.H. 2013. Assignment tests, telemetry and tag-recapture data converge to identify natal origins of leatherback turtles foraging in Atlantic Canadian waters. *J. Anim. Ecol.* 82: 791-803.
- Tiwari, M., Wallace, B.P. et Girondot, M. 2013. *Dermochelys coriacea* (Northwest Atlantic Ocean subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2013. e.T46967827A46967830.
- Tomillo, P.S., Saba, V.S., Piedra, R., Paladino, F.V. et Spotila, J.R. 2008. Effects of illegal harvest of eggs on the population decline of leatherback turtles in Las Baulas Marine National Park, Costa Rica. *Conserv. Biol.* 22: 1216-1224.

- Wallace, B.P., Zolkewitz, M. et James, M.C. 2015. Fine-scale foraging ecology of leatherback turtles. *Front. Ecol. Evol.* 3: 15.
- Witherington, B.E. et Martin, R.E. 2000. Understanding, assessing, and resolving light-pollution problems on sea turtle nesting beaches. Florida Marine Research Institute Technical Report. TR-2. 73 p.
- Witzell, W.N. 1999. Distribution and relative abundance of sea turtles caught incidentally by the US pelagic longline fleet in the western North Atlantic Ocean, 1992-1995. *Fish. Bull.* 97: 200-211.

3.7 OISEAUX DE MER

Sabina I. Wilhelm¹ et Adam C. Smith²

¹ Environnement et Changement climatique Canada, Service canadien de la faune, région de l'Atlantique, Mount Pearl (Terre-Neuve-et-Labrador)

² Environnement et Changement climatique Canada, Service canadien de la faune, région de la capitale nationale, Ottawa (Ontario)

Les oiseaux de mer sont parmi les organismes les plus visibles du paysage marin. En tant que prédateurs de niveau trophique supérieur et excellents échantillonneurs du milieu marin, les oiseaux de mer peuvent servir d'indicateurs de la santé générale du milieu marin. Les côtes de l'est du Canada bordant l'océan Atlantique et le golfe du Saint-Laurent abritent environ 10 millions d'oiseaux marins nicheurs de plus de 20 espèces différentes. Des colonies d'importance nationale et internationale pour plusieurs espèces se trouvent dans cette région. Les eaux productives de l'Atlantique Nord-Ouest attirent également des millions d'oiseaux de mer non nicheurs de plus de 60 espèces différentes, et de nombreux migrants viennent de l'Arctique, d'Europe et même d'Amérique du Sud. Une évaluation récente des perspectives de conservation de tous les oiseaux de mer et des espèces associées à l'océan, y compris celles qui dépendent des habitats marins et côtiers en dehors de la saison de reproduction, a révélé que la plupart des espèces présentes dans l'Atlantique canadien ont un statut de préoccupation moyenne pour la conservation (ICOAN 2016). Le présent rapport donne un aperçu de la tendance générale des populations d'oiseaux de mer nicheurs dans l'Atlantique Nord-Ouest et examine les résultats à la lumière des menaces auxquelles font face les oiseaux de mer nicheurs dans cette région.

La surveillance systématique des populations des principales colonies d'oiseaux de mer dans l'Atlantique Nord-Ouest du Canada se poursuit depuis les années 1970 et les résultats montrent que la population d'oiseaux de mer nicheurs dans l'est du Canada a augmenté au cours de cette période (ICOAN 2012; figure 3.7-1). En particulier, les espèces de la famille des Alcidés, comme les Guillemots marmettes (*Uria aalge*) et les Macareux moines (*Fratercula arctica*) (figure 3.7-2), ont connu une croissance démographique modérée à forte en raison de la diminution du nombre de filets maillants placés dans les eaux côtières depuis la fermeture, en 1992, de la grande pêche au poisson de fond, qui avait entraîné une forte mortalité des oiseaux de mer (Regular *et al.* 2013). Les Alcidés sont également particulièrement vulnérables à la pollution par les hydrocarbures, car ils passent une grande partie de leur vie à la surface de l'océan. Heureusement, le nombre de navires océaniques qui déversent illégalement des hydrocarbures le long de la côte atlantique a diminué au cours des 15 dernières années. En témoigne la baisse du nombre d'oiseaux mazoutés le long des plages de Terre-Neuve et de la Nouvelle-Écosse (Wilhelm *et al.* 2009; Lucas *et al.* 2012). Les fous de Bassan (*Morus bassanus*) connaissent également une croissance démographique depuis les années 1970 grâce aux restrictions visant l'utilisation des pesticides en Amérique du Nord (Chardine *et al.* 2013). Avant les restrictions imposées dans les années 1970, les fous de Bassan étaient exposés au DDT dans le milieu marin, ce qui a eu des effets négatifs sur l'éclosion des poussins (Chapdelaine *et al.* 1987).

En revanche, les populations des espèces qui se nourrissent en surface, comme les Goélands argentés (*Larus argentatus*) et les mouettes tridactyles (*Rissa tridactyla*), ont connu un déclin allant de modéré à important dans la région depuis le début des années 1990. Cette diminution

s'explique par les changements à grande échelle des conditions océanographiques qui influent sur la disponibilité des poissons proies ainsi que par la disponibilité réduite des rejets de poissons depuis le moratoire sur les poissons de fond (Wilhelm *et al.* 2016; Descamps *et al.* 2017).

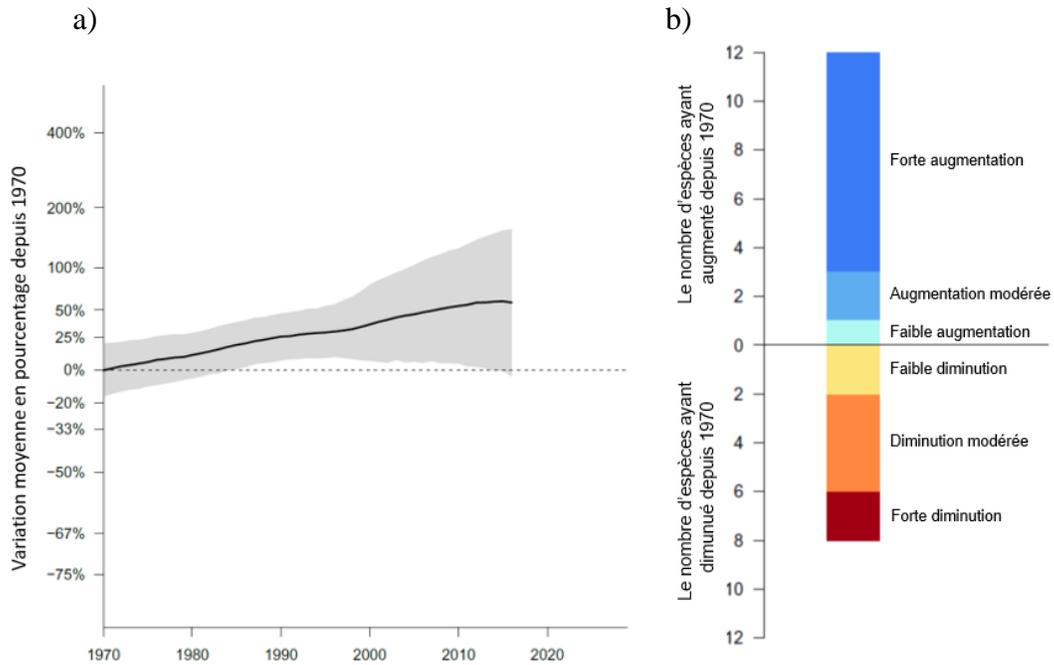


Figure 3.7-1. a) Variation moyenne en pourcentage de la taille des populations de 20 oiseaux de mer nicheurs dans l'est du Canada depuis 1970 et b) Nombre de ces 20 espèces qui ont augmenté ou diminué depuis 1970. Les données sont incluses pour 20 des espèces d'oiseaux de mer qui se reproduisent régulièrement dans la région du Canada atlantique et pour lesquelles des données de surveillance à long terme sont disponibles. Dix-sept autres espèces d'oiseaux de mer se reproduisent dans l'Atlantique, mais on ne dispose pas de données de surveillance à leur sujet.



Figure 3.7-2. Macareux moine tenant un capelan, principale proie de nombreux oiseaux de mer nichant dans la zone atlantique (Photo : S.I. Wilhelm, ECCC).

Bien que les activités qui causaient auparavant des mortalités élevées d'oiseaux de mer aient été considérablement réduites dans cette région, le rétablissement des populations de nombreuses

espèces enregistré depuis les années 1970 s'est stabilisé au cours des 10 à 15 dernières années, notamment en raison du déclin de l'abondance et des changements de répartition des poissons proies de grande qualité (Breton et Diamond 2014; Chapdelaine et Rail 2014; Fitzsimmons *et al.* 2017). De plus, les activités courantes associées à la pêche commerciale et à l'exploration et à la production pétrolières et gazières continuent de poser des risques pour les oiseaux de mer qui fréquentent les eaux du Canada atlantique (Ellis *et al.* 2013; Ronconi *et al.* 2015).

Références

- Breton, A.R. et Diamond, A.W. 2014. Annual survival of adult Atlantic Puffins *Fratercula arctica* is positively correlated with Herring *Clupea harengus* availability. *Ibis* 156: 35-47.
- Chapdelaine, G. et Rail, J.-F. 2014. Le fou de Bassan : une espèce sentinelle du golfe. Feuillet d'information, Plan d'action Saint-Laurent 2011-2026. Rapport d'Environnement Canada. ISBN : 978-0-660-21433-7.
- Chapdelaine, G., Laporte, P. et Nettleship, D.N. 1987. Population, productivity and DDT contamination trends of Northern Gannets (*Sula bassanus*) at Bonaventure Island, Quebec, 1967-1984. *Can. J. Zool.* 65: 2922-2926.
- Chardine, J.W., Rail, J.-F. et Wilhelm, S.I. 2013. Population dynamics of Northern Gannets in North America, 1984-2009. *J. Field Ornithol.* 84: 187-192.
- Descamps, S., Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T., Irons, D.B., Merkel, F., Robertson, G.J., Yoccoz, N.G., Mallory, M.L., Montevecchi, W.A., Boertmann, D., Artukhin, Y., Christensen-Dalsgaard, S., Erikstad, K.E., Gilchrist, H.G., Labansen, A.L., Lorentsen, S.H., Mosbech, A., Olsen, B., Petersen, A., Rail, J.-F., Renner, H.M., Strøm, H., Systad, G.H., Wilhelm, S.I. et Zelenskaya, L. 2017. Circumpolar dynamics of a marine top-predator track ocean warming rates. *Glob. Change Biol.* 23: 3770-3780.
- Ellis, J.I., Wilhelm, S.I., Hedd, A., Fraser, G.S., Robertson, G.J., Rail, J.-F., Fowler, M. et Morgan, K.H. 2013. Mortality of migratory birds from marine commercial fisheries and offshore oil and gas production in Canada. *Avian Conserv. Ecol.* 8: 4.
- Fitzsimmons, M.G., Rector, M.E., McKay, D.W. et Storey, A.E. 2017. High growth and low corticosterone in food-supplemented Atlantic puffin *Fratercula arctica* chicks under poor foraging condition. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 565: 217-226.
- ICOAN. 2012. État des populations d'oiseaux du Canada, 2012. Environnement Canada, Ottawa, Canada, 36 p.
- ICOAN. 2016. État des populations d'oiseaux de l'Amérique du Nord 2016. Environnement et Changement climatique Canada, Ottawa (Ontario), 8 p.
- Lucas, Z., Horn, A. et Freedman, B. 2012. Beached bird surveys on Sable Island, Nova Scotia, 1993 to 2009, show a decline in the incidence of oiling. *Proc. N. S. Inst. Sci.* 47: 91-129.
- Regular, P., Montevecchi, W., Hedd, A., Robertson, G. et Wilhelm, S. 2013. Canadian fishery closures provide a large-scale test of the impact of gillnet bycatch on seabird populations. *Biol. Lett.* 9: 2013005-88.
- Ronconi, R.A., Allard, K.A. et Taylor, P.D. 2015. Bird interactions with offshore oil and gas platforms: Review of impacts and monitoring techniques. *J. Environ. Manage.* 147: 34-45.
- Wilhelm, S.I., Robertson, G.J., Ryan, P.C., Tobin, S.F. et Elliot, R.D. 2009. Re-evaluating the use of beached bird oiling rates to assess long-term trends in chronic oil pollution. *Mar. Poll. Bull.* 58: 249-255.

Wilhelm, S.I., Rail, J.-F., Regular, P., Gjerdrum, C. et Robertson, G.J. 2016. Large-scale changes in abundance of breeding Herring Gulls (*Larus argentatus*) and Great Black-backed Gulls (*Larus marinus*) relative to reduced fishing activities in southeastern Canada. *Waterbirds* 39 (Special Publication 1): 136-142.

4.0 ÉTUDES DE CAS

4.1 MORTALITÉ MASSIVE DE PLUSIEURS ESPÈCES DE LA FAUNE MARINE LIÉE À UNE PROLIFÉRATION TOXIQUE DE DINOFLAGELLÉS

Marjolaine Blais (étude tirée de Starr *et al.* 2017)

Ministère des Pêches et des Océans, région du Québec, Mont Joli (Québec)

À la suite de fortes précipitations et d'un important écoulement fluvial en août 2008, un intense bloom phytoplanctonique s'est produit dans l'estuaire du Saint-Laurent (figures 4.1-1 et 4.1-2), coïncidant avec une mortalité exceptionnellement élevée de plusieurs espèces de poissons, oiseaux et mammifères marins, dont des espèces désignées comme espèces en péril (Starr *et al.* 2017). L'espèce d'algue a été identifiée comme étant *Alexandrium tamarense*, comprenant un mélange puissant de phycotoxines paralysantes des mollusques (PPM). Les organismes aquatiques filtrants, comme les bivalves et le zooplancton, semblent relativement tolérants aux phycotoxines paralysantes des mollusques et peuvent en accumuler des niveaux élevés en se nourrissant directement des algues (Doucette *et al.* 2006; Dam *et al.* 2011). Il s'agit d'un mécanisme par lequel les toxines peuvent être transférées par le réseau trophique aux niveaux trophiques supérieurs. Ce mécanisme était probablement responsable des niveaux importants de phycotoxines paralysantes des mollusques trouvés dans le foie ou le contenu gastro-intestinal de plusieurs carcasses animales et dans des échantillons vivants de poissons planctonophages, de mollusques et de plancton prélevés pendant la prolifération. On a ainsi obtenu des preuves solides du transfert trophique des phycotoxines paralysantes des mollusques entraînant la mort de plusieurs espèces sauvages (Starr *et al.* 2017).

De fortes concentrations de cystes d'*A. tamarense* ont été trouvées dans les sédiments de l'estuaire du Saint-Laurent (Gracia *et al.* 2013). Un ruissellement fluvial important pourrait entraîner la remise en suspension et la germination de ces cystes dans les cellules végétatives, ce qui pourrait déclencher une nouvelle prolifération dans des conditions environnementales favorables. Un ruissellement important crée des conditions de croissance optimales pour *A. tamarense* en raison des effets bénéfiques d'une faible salinité et d'une température élevée sur le taux de croissance cellulaire, de l'apport fluvial de matières organiques dissoutes d'origine terrestre ou d'éléments nutritifs pouvant servir de stimulants de croissance, ou de la stabilité accrue de la colonne d'eau qui favorise la prolifération et la rétention des cellules (Weise *et al.* 2002). Selon une récente étude réalisée à l'aide de plusieurs modèles, l'équilibre entre les précipitations et l'évaporation (un indicateur du ruissellement des rivières) dans le bassin versant de l'Atlantique augmentera d'environ 5 à 10 % avant la fin du siècle (Chassé *et al.* 2013). Une étude à l'aide d'un autre modèle, portant sur un ensemble de 21 bassins hydrographiques situés dans la péninsule Québec/Labrador a également suggéré une augmentation du ruissellement d'eau douce dans l'avenir (2041-2070) par rapport à la période 1961-1990 (Frigon *et al.* 2010). La fréquence, l'intensité et l'étendue géographique des blooms phytoplanctoniques toxiques semblent augmenter partout dans le monde en réaction aux changements climatiques, à l'eutrophisation des côtes et à d'autres perturbations environnementales (Van Dolah 2000; Gulland et Hall 2007). La fréquence des épisodes de mortalité associés aux algues toxiques pourrait également s'intensifier dans l'estuaire du Saint-Laurent dans un avenir rapproché

compte tenu de ces modèles de bilan d'eau et de l'association entre *A. tamarensis* et le ruissellement fluvial.

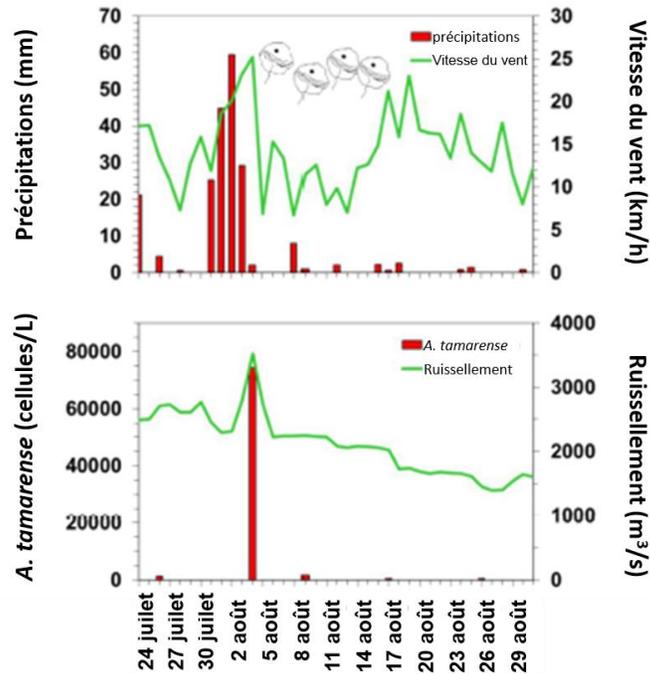


Figure 4.1-1. Conditions environnementales associées à la prolifération d'*Alexandrium tamarensis* dans l'estuaire du Saint-Laurent. (Graphique du haut) Précipitations quotidiennes à Tadoussac (mm) (barres) et vitesses du vent à l'aéroport de Mont-Joli (ligne pleine). (Graphique du bas) Abondance des cellules d'*Alexandrium tamarensis* à Tadoussac (cellules l⁻¹) (barres) et ruissellement de la rivière Saguenay (m³s⁻¹) (ligne pleine). Les symboles des cellules d'*Alexandrium tamarensis* indiquent la période de la prolifération (modifié à partir de Starr *et al.* 2017).



Figure 4.1-2. Une importante prolifération d'algues toxiques dans l'estuaire du Saint-Laurent, repérable par sa couleur rouge (au premier plan), a tué 10 bélugas, une centaine de phoques et des milliers d'oiseaux et de poissons en août 2008. (Photo : M. Starr, MPO)

Références

- Chassé, J., Lambert, N. et Lavoie, D. 2013. Precipitation, evaporation and freshwater flux over Canada from six global climate models. *Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean Sci.* 287: viii + 47 p.
- Dam, H.G. et Haley, S.T. 2011. Comparative dynamics of paralytic shellfish toxins (PST) in a tolerant and susceptible population of the copepod *Acartia hudsonica*. *Harmful Algae* 10: 245-253.
- Doucette, G., Maneiro, I., Riveiro, I. et Svensen, C. 2006. Phycotoxin pathways in aquatic food webs: transfer, accumulation and degradation. *In Ecology of Harmful Algae*. Edited by E. Granéli and J.T. Turner. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. pp. 283-295.
- Frigon, A., Music, B. et Slivitzky, M. 2010. Sensitivity of runoff and projected changes in runoff over Quebec to the update interval of lateral boundary conditions in the Canadian RCM. *Meteorol. Z.* 19: 225-236.
- Gulland, F.M.D. et Hall, A.J. 2007. Is marine mammal health deteriorating? Trends in the global reporting of marine mammal disease. *Ecohealth.* 4: 145-150.
- Gracia, S., Roy, S. et Starr, M. 2013. Spatial distribution and viability of *Alexandrium tamarense* resting cysts in surface sediments from the St. Lawrence Estuary, Eastern Canada. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 121-122: 20-32.
- Starr, M., Lair, S., Michaud, S., Scarratt, M., Quilliam, M., Lefaiivre, D., Robert, M., Wotherspoon, A., Michaud, R., Ménard, N., Sauvé, G., Lessard, S., Béland, P. et Measures, L. 2017. Multispecies mass mortality of marine fauna linked to a toxic dinoflagellate bloom. *PLoS ONE* 12: e0176299.
- Van Dolah, F.M. 2000. Marine algal toxins: origins, health effects and their increased occurrence. *Environ. Health Perspect.* 108(S1): 133-141.

Weise, A.M., Levasseur, M., Saucier, F.J., Senneville, S., Bonneau, E., Roy, S., Sauvé, G., Michaud, S. et Fauchot, J. 2002. The link between precipitation, river runoff, and blooms of the toxic dinoflagellate *Alexandrium tamarense* in the St. Lawrence. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 59: 464-473.

4.2 HYPOXIE ET ACIDIFICATION DES EAUX AU FOND DE L'ESTUAIRE MARITIME DU SAINT-LAURENT : LIEN AVEC LES FLUX DE CARBONE, D'AZOTE ET DE PHOSPHORE DU FLEUVE SAINT-LAURENT

Marjolaine Blais (études tirées de Starr *et al.* 2017; Hudon *et al.* 2017)

Ministère des Pêches et des Océans, région du Québec, Mont Joli (Québec)

L'océan est le plus grand puits du CO₂ anthropique rejeté dans l'atmosphère (Sabine *et al.* 2004). Depuis un siècle, l'absorption de CO₂ dans l'atmosphère a réduit le pH à la surface de l'océan d'environ 0,1 unité (Caldeira et Wickett 2005). Du CO₂ est également ajouté à l'océan par la respiration de la matière organique. L'accumulation de CO₂ métabolique par la respiration peut acidifier les eaux marines au-dessus et au-delà des niveaux dus à l'acidification continue de l'océan par le CO₂ anthropique. L'impact de la respiration sur la chimie des carbonates et le pH est plus aigu dans les masses d'eau isolées ou mal ventilées, où le CO₂ métabolique s'accumule en concentrations élevées et où des conditions hypoxiques se développent. Les eaux au fond de l'estuaire maritime du Saint-Laurent, où une hypoxie sévère persistante s'est développée et où le pH a diminué de 0,2-0,3 unité en 80 ans, en sont un exemple (figures 4.2-1 et 4.2-2) (Mucci *et al.* 2011).

Le flux annuel de carbone, d'azote et de phosphore du fleuve Saint-Laurent contribue probablement de façon importante à l'hypoxie et à l'acidification de l'estuaire maritime du Saint-Laurent par deux processus majeurs : 1) la consommation directe de l'O₂ pour la décomposition du carbone organique fluvial et 2) la stimulation de la production de carbone dans l'estuaire par injection d'azote et de phosphore fluviaux. Entre 5,42 et 7,09 millions de tonnes d'O₂ pourraient être consommées annuellement (produisant une quantité similaire de CO₂ par la respiration) dans l'estuaire pour la dégradation du carbone organique exporté du fleuve Saint-Laurent (Hudon *et al.* 2017). De plus, le mélange dû aux marées de l'eau douce riche en carbone, en azote et en phosphore et de l'eau salée en aval de Québec stimule la production microbienne et induit la floculation des matières organiques terrigènes qui finissent par se déposer dans le chenal Laurentien profond (Annane *et al.* 2015), contribuant à l'acidification de l'estuaire. Les estimations récentes des apports d'azote dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent sont plus importantes qu'il y a quelques décennies ($134 \times 10^3 \text{ t/an}^{-1}$ contre environ $70 \times 10^3 \text{ t/an}^{-1}$) (Hudon *et al.* 2017). Toute autre augmentation de l'apport de matières organiques métabolisables dans les eaux profondes et les sédiments du chenal Laurentien se traduira par une demande accrue en oxygène et modifiera la chimie des carbonates et le pH.

L'acidité accrue dans ces conditions hypoxiques diminuera l'état de saturation des eaux océaniques en calcite et en aragonite et influencera probablement l'écologie des organismes producteurs de carbonates, comme les mollusques, les bivalves, les foraminifères benthiques, les crustacés, les échinodermes, les cnidaires et les gastéropodes (Fabry *et al.* 2008; Ries *et al.* 2009), qui sont abondants dans l'estuaire du Saint-Laurent. Bon nombre de ces organismes calcificateurs des grandes profondeurs ont une importance économique directe (p. ex. le crabe des neiges); d'autres fournissent de la nourriture aux poissons et aux mammifères marins ou contribuent au maintien de l'écosystème.

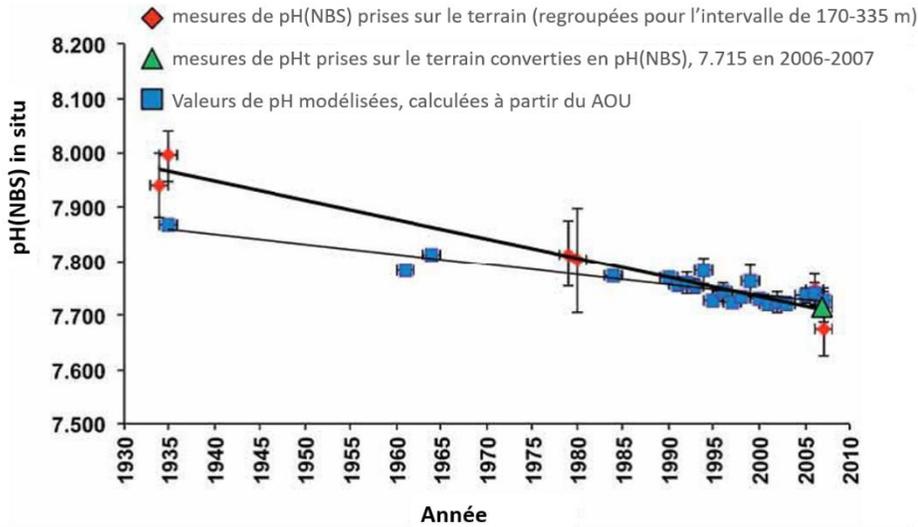


Figure 4.2-1. Mesure et modélisation du pH (NBS) dans les eaux au fond de l'estuaire maritime du Saint-Laurent au cours des 75 dernières années, à partir de données historiques présélectionnées (Gilbert *et al.* 2005, supplément électronique). Les barres d'erreur représentent les écarts-types des mesures sur le terrain ou de la moyenne des valeurs rétrospectives du pH calculées à partir des données des séries chronologiques pour une année donnée (tiré de Mucci *et al.* 2011).

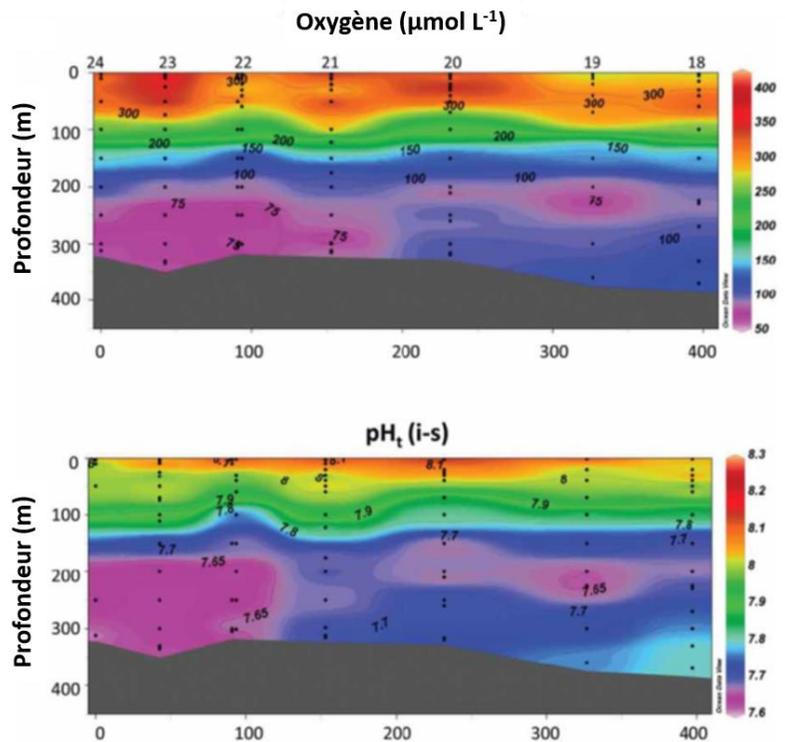


Figure 4.2-2. Mesures tirées des relevés effectués par des navires en août 2006 et juillet 2007 sur les concentrations d'oxygène dissous sur place (graphique du haut) et le pH sur place sur l'échelle des protons totaux ($\text{pH}_t(i-s)$) (graphique du bas) dans tout l'estuaire maritime du Saint-Laurent et l'ouest du golfe du Saint-Laurent. Les unités de l'axe des x sont définies comme la distance en kilomètres (modifié à partir de Mucci *et al.* 2011).

Références

- Annane, S., St-Amand, L., Starr, M., Pelletier, E. et Ferreyra, G.A. 2015. Contribution of transparent exopolymeric particles (TEP) to estuarine particulate organic carbon pool. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 259: 17-34.
- Caldeira, K. et Wickett, M.E. 2005. Ocean model predictions of chemistry changes from carbon dioxide emissions to the atmosphere and ocean. *J. Geophys. Res.* 110: C09S04.
- Fabry, V.J., Seibel, B.A., Feely, R.A. et Orr, J.C. 2008. Impacts of ocean acidification on marine fauna and ecosystem processes. *ICES J. Mar. Sci.* 65: 414-432.
- Gilbert, D., Sundby, B., Gobeil, C., Mucci, A. et Tremblay, G.-H. 2005. A seventy-two-year record of diminishing deep-water oxygen in the St. Lawrence estuary: The northwest Atlantic connection. *Limnol. Oceanogr.* 50: 1654-1666.
- Hudon, C., Gagnon, P., Rondeau, M., Hébert, S., Gilbert, D., Hill, B., Patoine, M. et Starr, M. 2017. Hydrological and biological processes modulate carbon, nitrogen and phosphorus flux from the St. Lawrence River to its estuary (Quebec, Canada). *Biogeochemistry* 135: 251-276.
- Mucci, A., Starr, M., Gilbert, D. et Sundby, B. 2011. Acidification of Lower St. Lawrence Estuary bottom waters. *Atmos.-Ocean.* 49: 206-218.
- Ries, J.B., Cohen, A.L. et Mccorkle, D.C. 2009. Marine calcifiers exhibit mixed responses to CO₂-induced ocean acidification. *Geology* 37: 1131-1134.
- Sabine, C.L., Feely, R.A., Gruber, N., Key, R.M., Lee, K., Bullister, J.L., Wanninkhof, R., Wong, C.S., Wallace, D.W.R., Tilbrook, B., Millero, F.J., Peng, T.-H., Kozyr, A., Ono, T. et Rios, A.F. 2004. The oceanic sink for anthropogenic CO₂. *Science* 305: 367-371.
- Starr, M., Lair, S., Michaud, S., Scarratt, M., Quilliam, M., Lefavre, D., Robert, M., Wotherspoon, A., Michaud, R., Ménard, N., Sauvé, G., Lessard, S., Béland, P. et Measures, L. 2017. Multispecies mass mortality of marine fauna linked to a toxic dinoflagellate bloom. *PLoS ONE* 12: e0176299.

4.3 DYNAMIQUE PRÉDATEUR-PROIE : L'IMPACT DU PHOQUE GRIS ET DU PHOQUE DU GROENLAND SUR LA MORUE FRANCHE

Mike Hammill¹, Garry Stenson², Doug Swain³, Alejandro Buren² et Mariano Koen-Alonso²

¹Ministère des Pêches et des Océans, région du Québec, Mont Joli (Québec)

²Ministère des Pêches et des Océans, région de Terre-Neuve et du Labrador, St. John's (Terre-Neuve-et-Labrador)

³Ministère des Pêches et des Océans, région du Golfe, Moncton (Nouveau-Brunswick)

Le début des années 1990 a été marqué par un effondrement généralisé des stocks de morue franche (*Gadus morhua*) au Canada atlantique (Shelton *et al.* 2006). Les raisons soupçonnées étaient variées et comprenaient la non-déclaration des prises, le déclin de la productivité, l'augmentation de la mortalité naturelle due à de mauvaises conditions océanographiques et l'augmentation de la prédation. En dépit des mesures de gestion strictes limitant l'effort de pêche depuis, certains stocks se sont rétablis très lentement ou ont repris leur déclin.

Alors que les stocks de poisson de fond en général (et les stocks de morue franche en particulier) diminuaient, les populations de phoques du Groenland (*Pagophilus groenlandicus*) et de phoques gris (*Halichoerus grypus*) affichaient de forts signes de rétablissement, à des niveaux jamais observés depuis 50 ans (figure 4.3-1). On a alors suggéré que l'absence de rétablissement est due à des niveaux élevés de prédation par les populations de phoques « surabondantes » sur des populations de poissons de fond gravement épuisées. Bien que les mammifères marins jouent un rôle important dans la structuration des écosystèmes marins, les facteurs qui influent sur le rétablissement de la morue franche sont assez complexes. Une série d'études portant sur les facteurs qui influencent la dynamique des populations de morue ont montré que le rôle de la prédation par les phoques varie selon les écosystèmes.

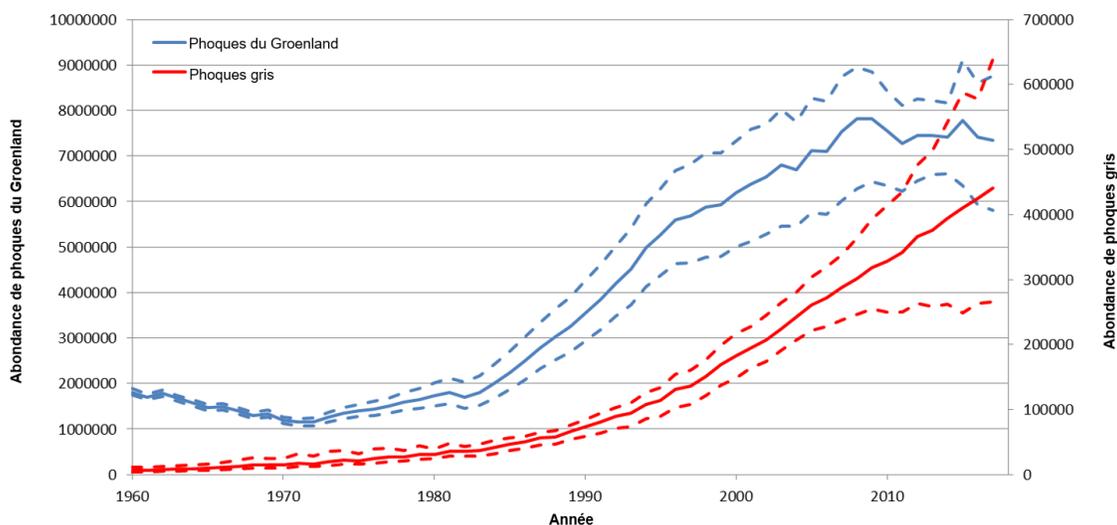


Figure 4.3-1. Abondance des phoques du Groenland et des phoques gris au Canada atlantique (d'après Hammill *et al.* 2015, 2016).

On dénombre sept stocks de morues franches dans l'Atlantique canadien (figure 4.3-2). Certains semblent se rétablir lentement, d'autres restent à des niveaux faibles ou continuent de décliner. Nous examinons ici trois stocks, dont la dynamique semble influencée par différents facteurs écosystémiques (y compris les phoques). Les stocks de morue du Nord (2J3KL) et du nord du golfe du Saint-Laurent (4RS/3Pn) affichent des signes de rétablissement, tandis que le stock du sud du golfe du Saint-Laurent (4T) poursuit son déclin.

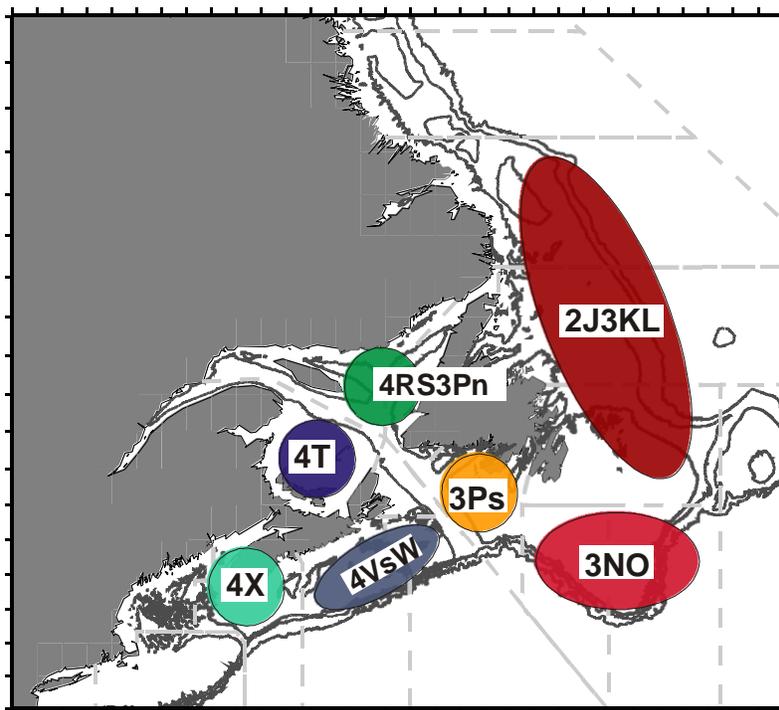


Figure 4.3-2. Emplacement des stocks de morues dans l'Atlantique canadien avec les noms des divisions de l'OPANO.

Stock de morue du Nord 2J3KL

Le stock des divisions 2J3KL a considérablement augmenté au cours de la dernière décennie, mais il demeure très faible par rapport aux niveaux historiques et aux objectifs de conservation. Le retard dans le rétablissement semble dû à une combinaison de niveaux élevés de mortalité, résultant à la fois de la pêche et de la mortalité naturelle, et de faibles niveaux de recrutement. Depuis 2010, les taux de mortalité naturelle ont diminué et le recrutement s'est amélioré (MPO 2016a).

On a avancé à maintes reprises la prédation par le phoque du Groenland pour expliquer l'absence de rétablissement de la morue dans les divisions 2J3KL, mais d'autres hypothèses existent, comme la disponibilité réduite des proies ou la qualité de la nourriture (c.-à-d. le manque de capelan [*Mallotus villosus*]), les prises des pêches et les effets environnementaux. Une étude récente a été consacrée aux contributions relatives de ces facteurs au manque de rétablissement et à la dynamique du stock de morue du Nord. C'est une combinaison des prélèvements des pêches et de la disponibilité du capelan qui explique le mieux la dynamique de la biomasse, puisqu'on a déterminé que la consommation par les phoques n'est pas un facteur important pour le stock de

morue du Nord. Un affaiblissement de l'état corporel et une baisse de l'abondance du capelan dans les années 1990 et au début des années 2000 ont été associés à un changement de régime et à l'état des glaces, qui ont entraîné une réduction de la disponibilité des proies de la morue (Buren *et al.* 2014a, 2014b). Ces résultats indiquent que le rétablissement de la morue est contrôlé par des mécanismes ascendants (c.-à-d. la disponibilité de la nourriture) plutôt que par un contrôle descendant (c.-à-d. la prédation) et qu'un stock de capelan décimé pourrait constituer un obstacle sérieux pour le rétablissement de la morue.

Stock de morue du nord du golfe 4RS/3Pn

Le stock de morue du nord du golfe du Saint-Laurent passe l'été dans le nord du golfe du Saint-Laurent et l'hiver au sud-ouest et au sud de Terre-Neuve (MPO 2017). Bien que ce stock montre des signes de rétablissement, la poursuite de la pêche et l'augmentation récente de la mortalité naturelle semblent ralentir le rétablissement. L'augmentation de la prédation par les phoques a été proposée comme facteur contribuant à l'augmentation observée des taux de mortalité naturelle, mais les indices de l'état corporel, bien qu'acceptables, sont inférieurs à la moyenne à long terme. On a examiné l'absence de rétablissement de ce stock afin d'évaluer la contribution relative des conditions environnementales (en utilisant la température de l'eau comme indicateur), de la pêche et de la prédation par le phoque du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest au déclin et au rétablissement de ce stock. Les résultats du modèle montrent que l'effondrement du stock de morue du nord du golfe du Saint-Laurent est principalement attribuable à la combinaison des taux élevés de mortalité par pêche et des basses températures de l'eau du début au milieu des années 1990 (Lambert et Dutil 1997; Dutil et Lambert 2000). L'augmentation de l'abondance du phoque du Groenland entre 1984 et 2006 a entraîné un accroissement de la mortalité par prédation pour les jeunes groupes d'âge de la morue ciblés par les phoques. Bien que la mortalité par prédation ait été relevée comme un facteur important influençant la biomasse reproductrice de la morue, l'absence de rétablissement du stock de morue du nord du golfe du Saint-Laurent semble principalement due à la poursuite de la pêche (Lambert 2011). Une étude ultérieure a indiqué que la température de l'eau est un facteur clé de la reconstitution du stock. Avec des températures de l'eau plus froides, aucun rétablissement n'est à prévoir. Cependant, dans des conditions d'eau plus chaude, la pêche et la prédation par les phoques du Groenland ont été définies comme les principaux facteurs influant sur le rétablissement (Chassot *et al.* 2009; Bousquet *et al.* 2014).

Stock de morue du sud du Golfe 4T

La morue du sud du golfe du Saint-Laurent est largement répartie dans tout le sud du golfe du Saint-Laurent (au sud du chenal Laurentien) en été. La migration automnale commence à la fin du mois d'octobre, lorsque les morues rejoignent les aires d'hivernage le long de la bordure sud du chenal Laurentien dans l'est du golfe du Saint-Laurent, dans le détroit de Cabot et, certaines années, plus à l'est au large du nord-ouest de l'île du Cap-Breton. Bien que la pêche commerciale soit fermée depuis 2009, les indices de l'abondance, en particulier pour les grosses morues, ont continué de baisser. L'absence de rétablissement de ce stock est due à une mortalité extrêmement élevée chez les poissons matures (Swain et Benoît 2015; MPO 2016b). Compte tenu des taux élevés de mortalité actuellement, on estime que le stock disparaîtra probablement du Canada d'ici une quarantaine d'années si les taux de recrutement et de croissance individuelle demeurent proches des niveaux récents (Swain et Chouinard 2008). Plusieurs hypothèses ont été

examinées comme causes possibles de l'absence de rétablissement de ce stock, notamment les prises non déclarées, l'émigration, les maladies, les contaminants, la mauvaise condition du poisson, les changements du cycle biologique (maturation ou sénescence précoce), les parasites et la prédation par les phoques (Chouinard *et al.* 2005; MPO 2011; Swain et Benoît 2015). Bien que les prises non déclarées et la mauvaise condition de la morue aient pu contribuer aux estimations d'une mortalité naturelle élevée dans les années 1980 et au début des années 1990, la prédation par les phoques gris semble être l'explication la plus probable depuis, surtout étant donné la forte augmentation de la mortalité naturelle de la morue qui coïncide avec l'accroissement de l'abondance des phoques gris, la proportion élevée de morue dans le régime alimentaire du phoque gris à certaines périodes de l'année et les fortes variations saisonnières entre ces espèces, en particulier en hiver (Chouinard *et al.* 2005; Harvey *et al.* 2012; Hammill *et al.* 2014; Swain et Benoît 2015). Il est difficile d'estimer la part de mortalité de la morue qui peut être attribuée à la prédation par le phoque gris en raison des incertitudes entourant la répartition, la composition du régime alimentaire et l'abondance, mais certains scénarios indiquent que la prédation par le phoque gris peut représenter 50 % de la mortalité naturelle, particulièrement chez les poissons matures (Benoît *et al.* 2011; MPO 2011). L'absence actuelle de rétablissement de la morue du sud du Golfe alors que la pêche est fermée suggère un effet de fosse aux prédateurs, la prédation par les phoques gris empêchant le rétablissement de la morue (Swain et Benoît 2015). En plus des taux élevés de prédation de la morue par les phoques gris, des effets indirects sont également évidents. Entre 1971 et 2012, la répartition spatiale de certaines espèces de poissons importantes consommées par les phoques gris s'est déplacée vers des zones à moindre risque à mesure que le risque de prédation augmentait. Il s'agit notamment de la morue franche, de la merluche blanche (*Urophycis tenuis*) et de la raie épineuse (*Amblyraja radiata*). En revanche, les espèces qui ne sont pas des proies n'ont pas modifié leur utilisation de l'habitat de la même manière. La variation spatiale de l'état des poissons suggère que ces zones à faible risque sont également moins bénéfiques pour la morue franche et la raie épineuse sur le plan de la disponibilité de la nourriture, ce qui peut restreindre la croissance de ces populations. Les effets de la taille de la population de poissons et de la température de l'eau étaient également importants, mais ne tenaient pas compte des changements de l'utilisation de l'habitat à mesure que le risque de prédation augmentait (Swain *et al.* 2015).

Références

- Benoît, H.P., Swain, D.P., Bowen, W.D., Breed, G.A., Hammill, M.O. et Harvey, V. 2011. Evaluating the potential for grey seal predation to explain elevated natural mortality in three fish species in the southern Gulf of St. Lawrence. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 442: 149-167.
- Bousquet, N., Chassot, E., Duplisea, D.E. et Hammill, M.O. 2014. Forecasting the Major Influences of Predation and Environment on Cod Recovery in the Northern Gulf of St. Lawrence. *PLoS ONE* 9: e82836.
- Buren, A.D., Koen-Alonso, M., Pepin, P., Mowbray, F., Nakashima, B., Stenson, G., Ollerhead, N. et Montevecchi, W.A. 2014a. Bottom-up regulation of capelin, a keystone forage species. *PLoS ONE* 9: e87589.
- Buren, A.D., Koen-Alonso, M. et Stenson, G.B. 2014b. The role of harp seals, fisheries and food availability in driving the dynamics of northern cod. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 511: 265-284.

- Chassot, E., Duplisea, D., Hammill, M.O., Caskenette, A., Bousquet, N., Lambert, Y. et Stenson, G. 2009. The role of predation by harp seals (*Pagophilus groenlandicus*) in the collapse and non-recovery of northern Gulf of St. Lawrence cod (*Gadus morhua*). *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 379: 279-297.
- Chouinard, G.A., Swain, D.P., Hammill, M.O. et Poirier, G.A. 2005. Correspondence between changes in grey seal population abundance and variation in natural mortality of southern Gulf of St. Lawrence cod. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 62: 1991-2000.
- Dutil, J.-D. et Lambert, Y. 2000. Natural mortality from poor condition in Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 826-836.
- Hammill, M.O., Stenson, G.B., Swain, D.P. et Benoît, H.P. 2014. Feeding by grey seals on endangered stocks of Atlantic cod and white hake. *ICES J. Mar. Sci.* 71: 1332-1341.
- Hammill, M.O., Stenson, G.B., Doniol-Valcroze, T. et Mosnier, A. 2015. Conservation of northwest Atlantic harp seals: Past success, future uncertainty? *Biol. Conserv.* 192: 181-191.
- Harvey, V., Hammill, M.O., Swain, D.P., Breed, G.A., Lydersen, C. et Kovacs, K.M. 2012. Winter foraging by a top predator, the grey seal *Halichoerus grypus*, in relation to the distribution of prey. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 462: 273-286.
- Lambert, Y. 2011. Environmental and fishing limitations to the rebuilding of the northern Gulf of St. Lawrence cod stock (*Gadus morhua*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 68: 618-631.
- Lambert, Y. et Dutil, J.-D. 1997. Condition and energy reserves of Atlantic cod (*Gadus morhua*) during the collapse of the northern Gulf of St. Lawrence stock. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 2388-2400.
- MPO. 2011. Impacts des phoques gris sur les populations de poissons de l'est du Canada. *Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci.* 2010/071. 54 p.
- MPO. 2016a. Évaluation du stock de morue du Nord (Divisions 2J3KL de l'OPANO) en 2016. *Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci.* 2016/026 : 20 p.
- MPO. 2016b. Évaluation de la morue franche (*Gadus morhua*) du sud du golfe du Saint-Laurent (Div. de l'OPANO 4T-4Vn (nov. – avril)) jusqu'en 2014. *Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis Sci.* 2015/061 : 19 p.
- MPO. 2017. Évaluation du stock de morue du nord du golfe du Saint-Laurent (3Pn, 4RS) en 2016. *Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci.* 2017/042 : 14 p.
- Shelton, P.A., Sinclair, A.F., Chouinard, G.A., Mohn, R. et Duplisea, D.E. 2006. Fishing under low productivity conditions is further delaying recovery of Northwest Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63: 235-238.
- Swain, D.P. et Benoît, H.P. 2015. Extreme increases in natural mortality prevent recovery of collapsed fish populations in a Northwest Atlantic ecosystem. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 519: 165-182.
- Swain, D.P. et Chouinard, G.A. 2008. Predicted extirpation of the dominant demersal fish in a large marine ecosystem: Atlantic cod (*Gadus morhua*) in the southern Gulf of St. Lawrence. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65: 2315-2319.
- Swain, D.P., Benoît, H. et Hammill, M.O. 2015. Spatial distribution of fishes in a Northwest Atlantic ecosystem in relation to risk of predation by a marine mammal. *J. Anim. Ecol.* 84: 1286-1298.

4.4 INFLUENCE DE L'ÉVOLUTION DES GLACES SUR LA DYNAMIQUE DES POPULATIONS DE PHOQUES DU GROENLAND DE L'ATLANTIQUE NORD-OUEST

Garry Stenson¹, Alejandro Buren¹ et Mike Hammill²

¹ Ministère des Pêches et des Océans, région de Terre-Neuve et du Labrador, St. John's (Terre-Neuve-et-Labrador)

² Ministère des Pêches et des Océans, région du Québec, Mont Joli (Québec)

Tandis que l'hémisphère nord continue de se réchauffer, les diminutions de la glace de mer ont de graves impacts sur les espèces qui dépendent de la glace pour leur reproduction ou pour leur alimentation. Les phoques du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest (*Pagophilus groenlandicus*) mettent bas sur la glace et se nourrissent le long de la bordure sud de la banquise saisonnière. Ils ont besoin de glace en quantité et en épaisseur suffisantes pour résister aux tempêtes hivernales jusqu'à ce que les nouveaux-nés soient sevrés et capables de s'alimenter par eux-mêmes. Si la glace dégèle avant ce moment, les jeunes phoques du Groenland peuvent se noyer (Stenson et Hammill 2014). Cependant, les changements climatiques auront aussi un impact indirect sur les phoques qui se reproduisent sur la glace en raison des changements concernant les proies et, par la suite, les taux de reproduction. Depuis le début des années 1980, la proportion de femelles qui donnent naissance une année donnée a diminué (passant d'une moyenne d'environ 85 à 50 %), est devenue très variable (de 20 à 86 %) et, depuis 1987, on note des signes d'avortement. Durant la même période, l'abondance des phoques du Groenland a également subi un changement important, passant de moins de 1,5 million d'animaux au début des années 1970 à environ 7,4 millions aujourd'hui (Hammill *et al.* 2015). Une combinaison de facteurs biologiques et environnementaux influence les taux de reproduction, de grossesse et d'avortement des phoques du Groenland (Stenson *et al.* 2016). Le déclin global des grossesses est associé à l'augmentation de la taille de la population, par le biais d'effets liés à la densité, probablement en raison des changements de la taille corporelle et de l'acquisition d'énergie (Hammill et Sauvé 2017). La variabilité interannuelle est due aux changements du nombre d'avortements tardifs. La probabilité qu'une femelle avorte dépend de la quantité de proies disponibles, de l'état corporel et de la couverture de glace au milieu de l'hiver.

Les changements dans la glace influencent la dynamique des populations de capelan (*Mallotus villosus*) au large de Terre-Neuve (Buren *et al.* 2014). La fonte printanière déclenche la prolifération du phytoplancton qui est consommé par le zooplancton, comme les copépodes *Calanus* et, par la suite, par le capelan. Si la prolifération a lieu à la période habituelle de l'année (correspondance), elle est disponible pour le zooplancton, ce qui entraîne une abondance élevée de capelan. Si le moment de la prolifération est décalé, le zooplancton n'aura pas de phytoplancton à manger et, par conséquent, pas de nourriture pour le capelan. Comme le capelan est la principale proie du phoque du Groenland, sans capelan, les phoques du Groenland ne peuvent pas accumuler l'énergie nécessaire pour poursuivre une grossesse ou allaiter un petit, de sorte qu'ils ont tendance à avorter spontanément (figure 4.4-1). Ainsi, la glace du milieu de l'hiver semble être un indicateur des changements écosystémiques de l'abondance globale des proies. Les phoques du Groenland semblent réagir à des variations relativement faibles des conditions environnementales lorsqu'ils se trouvent à des niveaux de population élevés. Ces impacts négatifs des changements climatiques augmenteront vraisemblablement si la tendance au réchauffement général et la réduction connexe de la couverture de glace se maintiennent.

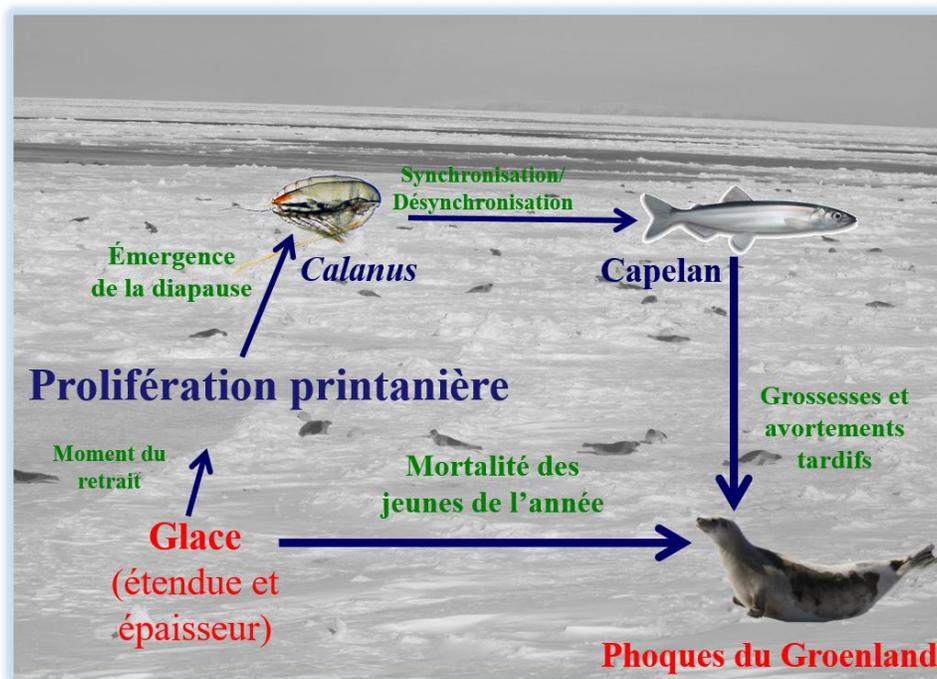


Figure 4.4-1. Impacts directs et indirects des changements de la glace sur les phoques du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest (*Pagophilus groenlandicus*).

Références

- Buren, A.D., Koen-Alonso, M., Pepin, P., Mowbray, F., Nakashima, B., Stenson, G., Ollerhead, N., et Montevicchi, W.A. 2014. Bottom-up regulation of capelin, a keystone forage species. PLoS ONE 9: e87589.
- Hammill, M.O. et Sauvé, C. 2017. Growth and condition in harp seals: evidence of density-dependent and density-independent influences. ICES J. Mar. Sci. 74: 1395-1407.
- Hammill, M.O., Stenson, G.B., Doniol-Valcroze, T. et Mosnier, A. 2015. Conservation of Northwest Atlantic harp seals: past success, future uncertainty? Biol. Conserv. 192: 181-191.
- Stenson, G.B. et Hammill, M.O. 2014. Can ice breeding seals adapt to habitat loss in a time of climate change? ICES J. Mar. Sci. 71: 1977-1986.
- Stenson, G.B., Buren, A.D. et Koen-Alonso, M. 2016. The impact of changing climate and abundance on reproduction in an ice-dependent species, the Northwest Atlantic harp seal, *Pagophilus groenlandicus*. ICES J. Mar. Sci. 73: 250-262.

4.5 EUTROPHISATION DANS LES ESTUAIRES DU SUD DU GOLFE DU SAINT-LAURENT

Michael Coffin

Ministère des Pêches et des Océans, région du Golfe, Moncton (Nouveau-Brunswick)

L'ajout d'éléments nutritifs aux systèmes aquatiques stimule la production primaire. Bien qu'une augmentation de la productivité ait généralement une connotation positive, une trop grande production entraînant l'accumulation de plantes et de biomasse algale peut avoir des conséquences négatives pour la communauté (Paerl *et al.* 2014). En effet, la pollution par les éléments nutritifs (eutrophisation) est considérée comme une menace majeure pour les systèmes côtiers depuis au moins les années 1970 (Howarth et Marino 2006). Les éléments nutritifs pénètrent naturellement dans les systèmes côtiers de diverses façons, mais ils peuvent être problématiques lorsque les charges sont élevées et proviennent généralement d'activités humaines comme l'épandage excessif d'engrais en agriculture et l'entretien des pelouses, le rejet des eaux usées et d'autres effluents industriels et le ruissellement urbain. Bien que ce ne soit pas toujours le cas, le phosphore est généralement considéré comme l'élément nutritif limitant dans l'eau douce et l'azote comme l'élément nutritif limitant dans l'eau salée (Rosenberg *et al.* 1990; Schindler *et al.* 2008). De ce fait, l'eau douce qui pénètre dans les systèmes côtiers contient une plus grande proportion d'azote que l'eau de mer, ce qui crée un gradient de productivité qui commence dans l'estuaire supérieur, où il est le plus élevé (Valiela 1995).

La zostère marine (*Zostera marina*) est la végétation dominante dans les estuaires peu profonds de l'Atlantique Nord et a été déclarée espèce d'importance écologique par le MPO (MPO 2009). Il s'agit de phanérogames marines vasculaires qui peuvent fixer efficacement l'azote atmosphérique grâce à une relation symbiotique avec les bactéries associées à leur rhizome. Ainsi, il est généralement admis que la zostère marine est plus limitée par la lumière que par les éléments nutritifs (Burkholder *et al.* 2007). Bien que la disponibilité accrue d'éléments nutritifs augmente la production de zostère marine, elle se produit à un rythme beaucoup plus lent que celle des espèces d'algues à croissance plus rapide, comme la laitue de mer (*Ulva* spp.) et le phytoplancton (Valiela *et al.* 1997). Malheureusement pour la santé et la répartition de la zostère marine, à mesure que les algues deviennent plus abondantes, elles empêchent la lumière d'atteindre la zostère marine située en dessous d'elles et finissent par la déplacer (figure 4.5-1).

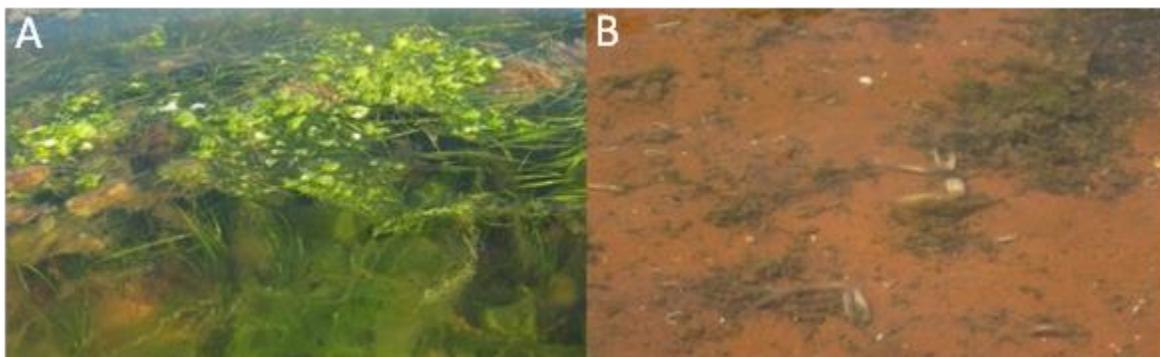


Figure 4.5-1. A) Laitue de mer (*Ulva* spp.) étouffant la zostère (*Zostera marina*). B) Exemple de mortalité d'invertébrés benthiques (palourdes, vers polychètes) après un événement anoxique à l'Île-du-Prince-Édouard. (Photos : M.R.S. Coffin, MPO).

Le remplacement de la zostère par des algues a deux conséquences négatives notables. Premièrement, le changement d'habitat de la zostère marine à l'algue signifie que la structure physique, le type de nourriture et la disponibilité de la nourriture changent également, ce qui favorise certaines espèces (Pearson et Rosenberg 1978) et nuit à d'autres, surtout celles qui sont adaptées spécifiquement à la zostère marine (Deegan 2002). Deuxièmement, la qualité de l'eau peut changer radicalement et rapidement dans un plan d'eau dominé par le phytoplancton, passant d'un système presque toujours saturé en oxygène dissous à un système où l'eau peut être sursaturée (plus de 100 % d'oxygène) et hypoxique ou anoxique (peu ou pas d'oxygène) pendant une courte période (Vaquer-Sunyer et Duarte 2008; Coffin *et al.* 2017). Dans les cas graves, une consommation nette d'oxygène provenant de la respiration des communautés et de la décomposition des algues peut entraîner une anoxie persistante pendant de longues périodes (Coffin *et al.* 2018a), susceptible de provoquer une mortalité élevée des poissons et des invertébrés (Middelburg et Levin 2009; figure 4.5-1).

La zostère marine est en déclin dans le sud du golfe du Saint-Laurent (MPO 2009). De nombreuses raisons peuvent expliquer ce déclin (MPO 2009; Vandermeulen *et al.* 2012), mais à l'Île-du-Prince-Édouard, les impacts des éléments nutritifs dans l'estuaire supérieur semblent avoir un effet négatif sur la couverture de zostère marine (Hitchcock *et al.* 2017). Dans certains estuaires à forte utilisation agricole (Jiang *et al.* 2015), les événements anoxiques causés par la décomposition des algues sont devenus un problème chronique (Coffin *et al.* 2018a). Dans l'ensemble, les données de surveillance des systèmes côtiers sont rares, de sorte que la plupart des données à long terme sont anecdotiques ou liées à des rapports publics fondés sur des symptômes courants d'anoxie, comme la décoloration de l'eau et une odeur d'œufs pourris ou de soufre (figure 4.5-2).

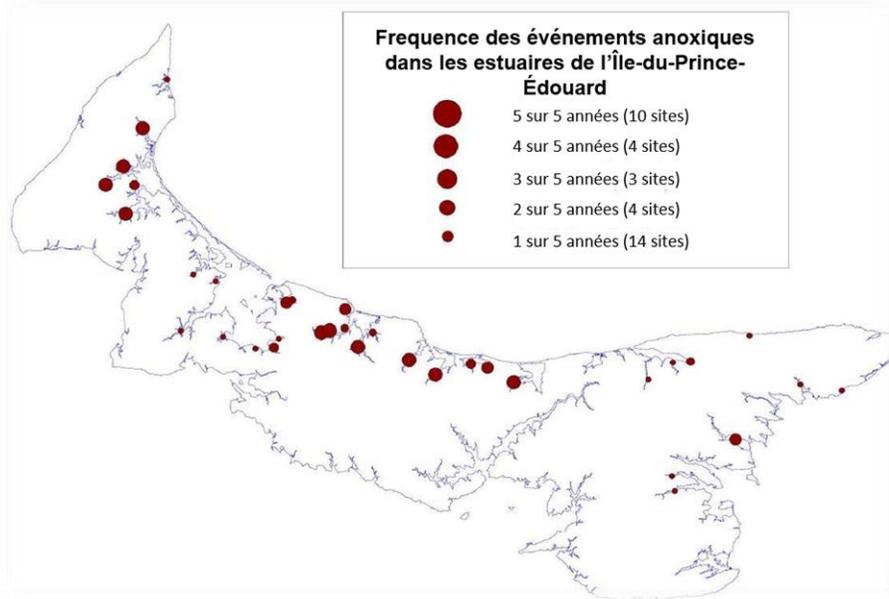


Figure 4.5-2. Événements anoxiques estuariens à l'Île-du-Prince-Édouard de 2012 à 2016. (Gouvernement de l'Î.-P.-É. 2017).

Le remplacement de la zostère par des algues entraîne généralement une perte globale de diversité, mais avec une abondance accrue de certaines espèces, comme ce fut le cas dans les

estuaires du golfe du Saint-Laurent (Coll *et al.* 2011; Schein *et al.* 2012; Coffin *et al.* 2018b). Dans les estuaires gravement touchés de l'Île-du-Prince-Édouard, des déclin spectaculaires chez les invertébrés mobiles ont été corrélés à une anoxie soutenue (Coffin *et al.* 2017; figure 4.5-3) et on a observé des mortalités d'animaux benthiques (figure 4.5-3).

L'eutrophisation réduit la disponibilité et la qualité de l'habitat pour de nombreuses espèces, y compris les bivalves économiquement importants, et entraîne une mortalité accrue de certaines espèces de poissons pendant les périodes anoxiques (Chaput *et al.* 2014).

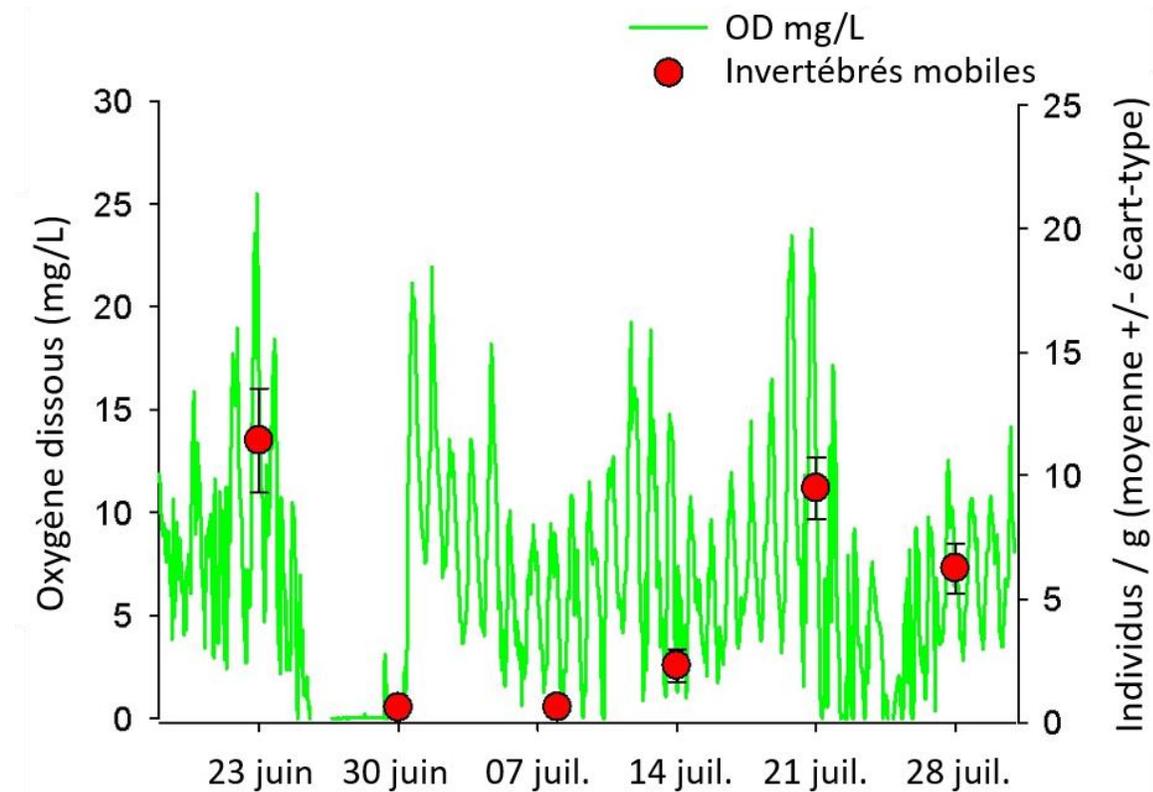


Figure 4.5-3. Concentration horaire d'oxygène dissous (mg l^{-1}) superposée à l'abondance moyenne (± 1 écart-type) des invertébrés mobiles sur des tapis submergés d'*Ulva* spp. (figure adaptée de Coffin *et al.* 2017).

Références

- Burkholder, J.M., Tomasko, D.A. et Touchette, B.W. 2007. Seagrasses and eutrophication. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 350: 46-72.
- Chaput, G., Pratt, T.C., Cairns, D.K., Clarke, K.D., Bradford, R.G., Mathers, A. et Verreault, G. 2014. Recovery potential assessment for the American Eel (*Anguilla rostrata*) for eastern Canada: description and quantification of threats. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2013/135: vi + 90 p.
- Coffin, M.R.S., Knysh, K.M., Theriault, E.F., Pater, C.C., Courtenay, S.C. et van den Heuvel, M.R. 2017. Are floating algal mats a refuge from hypoxia for estuarine invertebrates? *PeerJ* 5: e3080.

- Coffin, M.R.S., Courtenay, S.C., Pater, C.C. et van den Heuvel, M.R. 2018a. An empirical model using dissolved oxygen as an indicator for eutrophication at a regional scale. *Mar. Pollut. Bull.* 133: 261-270.
- Coffin, M.R.S., Courtenay, S.C., Knysh, K.M., Pater, C.C. et van den Heuvel, M.R. 2018b. Impacts of hypoxia on estuarine macroinvertebrate assemblages across a regional nutrient gradient. *FACETS* 3: 23-44.
- Coll, M., Schmidt, A., Romanuk, T. et Lotze, H.K. 2011. Food-web structure of seagrass communities across different spatial scales and human impacts. *PLoS One* 6: e22591.
- Deegan, L.A. 2002. Lessons learned: the effects of nutrient enrichment on the support of nekton by seagrass and salt marsh ecosystems. *Estuaries* 25: 727-742.
- Hitchcock, J.K., Courtenay, S.C., Coffin, M.R.S., Pater, C.C. et van den Heuvel, M.R. 2017. Eelgrass bed structure, leaf nutrient, and leaf isotope responses to natural and anthropogenic gradients in estuaries of the southern Gulf of St. Lawrence, Canada. *Estuar. Coast.* 40: 1653-1665.
- Howarth, R.W. et Marino, R. 2006. Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: Evolving views over three decades. *Limnol. Oceanogr.* 51: 364-376.
- Jiang, Y., Nishimura, P., van den Heuvel, M.R., MacQuarrie, K.T.B., Crane, C.S., Xing, Z., Raymond, B.G. et Thompson, B.L. 2015. Modeling land-based nitrogen loads from groundwater-dominated agricultural watersheds to estuaries to inform nutrient reduction planning. *J. Hydrol.* 529: 213-230.
- Middleburg, J.J. et Levin, L.A. 2009. Coastal hypoxia and sediment biogeochemistry. *Biogeosciences* 6: 1273-1293.
- MPO. 2009. La zostère (*Zostera marina*) remplit-elle les critères d'espèce d'importance écologique? *Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci.* 2009/018 : 12 p.
- Paerl, H.W., Hall, N.S., Peierls, B.L. et Rossignol, K.L. 2014. Evolving paradigms and challenges in estuarine and coastal eutrophication dynamics in a culturally and climatically stressed world. *Estuar. Coast.* 37: 243-258.
- Pearson, T.H. et Rosenberg, R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 16: 229-311.
- Gouvernement de l'Î-P-É. 2017. Conditions anoxiques, ministère des Communautés, des Terres et l'Environnement de l'Île-du-Prince-Édouard. Accès : <https://www.princeedwardisland.ca/fr/information/conditions-anoxiques> [consulté le 16 mars 2018].
- Rosenberg, R., Elmgren, R., Fleischer, S., Jonsson, P., Persson, G. et Dahlin, H. 1990. Marine eutrophication case studies in Sweden. *Ambio* 19: 102-108.
- Schein, A., Courtenay, S.C., Crane, C.S., Teather, K.L. et van den Heuvel, M.R. 2012. The role of submerged aquatic vegetation in structuring the nearshore fish community within an estuary of the southern Gulf of St. Lawrence. *Estuar. Coast.* 35: 799-810.
- Schindler, D.W., Hecky, R.E., Findlay, D.L., Stainton, M.P., Parker, B.R., Paterson, M.J., Beaty, K.G., Lyng, M. et Kasian, S.E.M. 2008. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 105: 11254-11258.
- Valiela, I. 1995. *Marine Ecological Processes*. Second Edition, Springer, New York, U.S.A. 686 p.
- Valiela, I., McClelland, J., Hauxwell, J., Behr, P.J., Hersh, D. et Foreman, K. 1997. Macroalgal blooms in shallow estuaries: Controls and ecophysiological and ecosystem consequences. *Limnol. Oceanogr.* 42: 1105-1118.

- Vandermeulen, H., Surette, J. et Skinner, M. 2012. Responses of eelgrass (*Zostera marina* L.) to stress. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/095: vi + 43 p.
- Vaquer-Sunyer, R. et Duarte, C.M. 2008. Thresholds of hypoxia for marine biodiversity. Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 105: 15452-15457.

4.6 ÉVÉNEMENTS RÉCENTS DE RÉCHAUFFEMENT DANS LES MARITIMES

David Brickman, David Hébert, Zeliang Wang et Catherine Johnson

Ministère des Pêches et des Océans, région des Maritimes, Dartmouth (Nouvelle-Écosse)

En 2012, 2014 et 2015, on a observé des épisodes anormaux de chaleur dans les eaux sous la surface des régions du plateau néo-écossais et du golfe du Saint-Laurent dans l'est du Canada. Ce phénomène a été étudié à l'aide des résultats mensuels d'une simulation numérique à haute résolution d'un modèle océanique de l'océan Atlantique Nord de 1990 à 2015 (Brickman *et al.* 2016, 2018; voir aussi Wang *et al.* 2016).

Un modèle simulant les champs d'anomalies dérivés des données du Programme de monitoring de la zone atlantique (PMZA) et du relevé de juillet effectué par le navire de recherche (NR) montre la tendance au réchauffement observée au cours de la dernière décennie (figures 4.6-1 et 4.6-2). Les communautés de zooplancton ont changé avec la température de l'océan, et on signale une augmentation des espèces de zooplancton d'eau chaude sur le plateau néo-écossais et dans le golfe du Saint-Laurent (Devine *et al.* 2017; Johnson *et al.* 2017; voir aussi la figure 3.2-12 dans ce document).

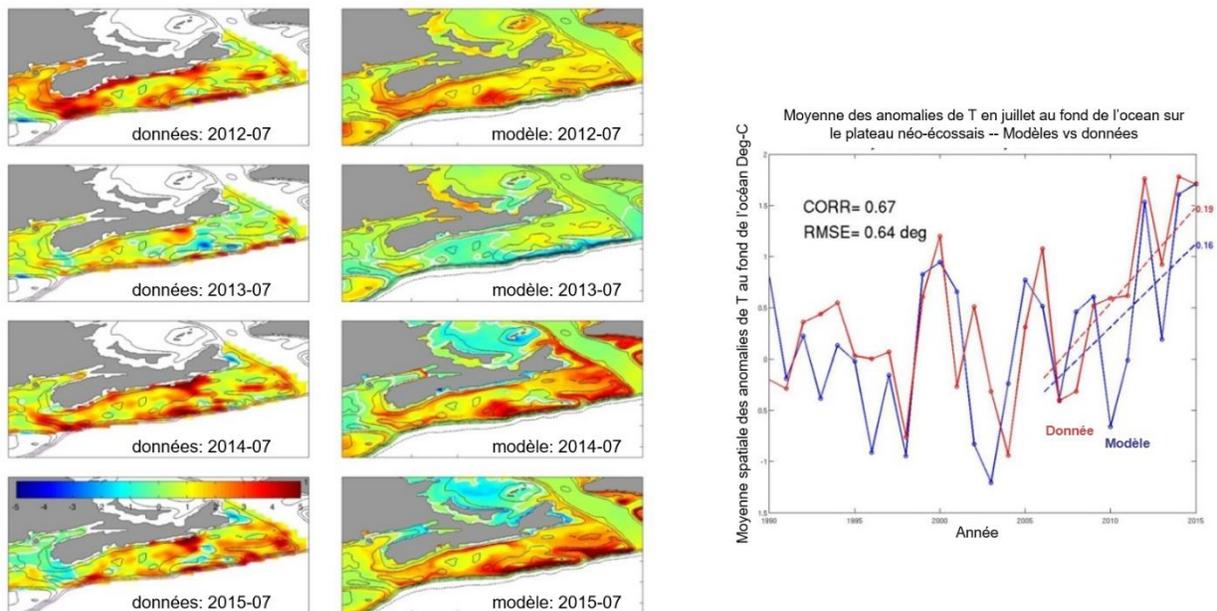


Figure 4.6-1. (Graphique de gauche) Anomalies de température au fond, tirées du relevé de juillet par NR pour 2012-2015, données et modèle. (Graphique de droite) Moyenne spatiale des anomalies de température (T) au fond, tirées du relevé par NR de juillet pour 1990-2015 : données (rouge), simulation du modèle (bleu). Les pentes de 2006 à 2015 sont de 0,19 °C an⁻¹ pour les données et de 0,16 °C an⁻¹ pour le modèle.

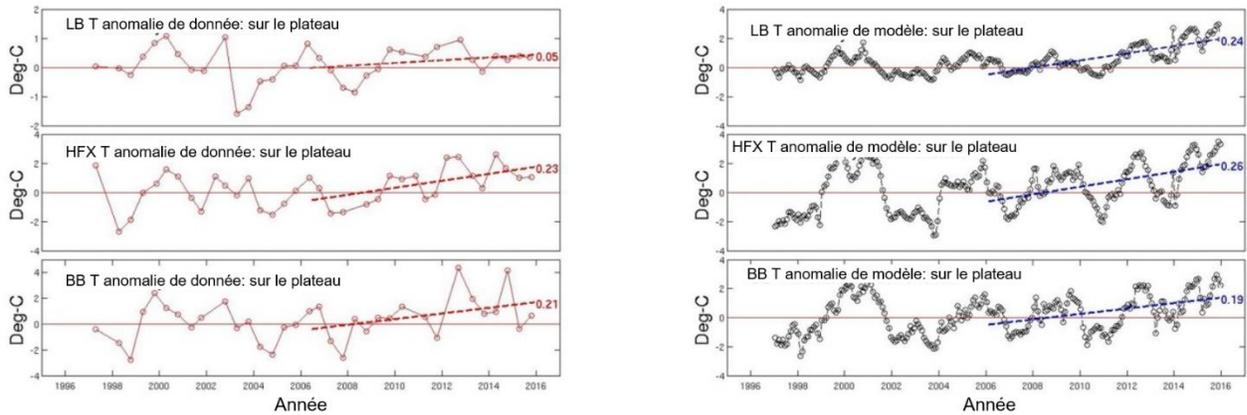


Figure 4.6-2. Moyenne des anomalies de température sur le plateau pour trois sections du plateau néo-écossais (Louisbourg, Halifax, banc de Browns) de 1996 à 2016 (moyenne de 50 m au fond) : graphique de gauche, données des relevés semestriels; graphique de droite, sortie mensuelle du modèle. Les pentes de 2006 à 2016 sont annotées.

D'après l'analyse du modèle, les anomalies proviennent de l'interaction entre le Gulf Stream et le courant du Labrador à la queue des Grands Bancs (au sud de Terre-Neuve) (figure 4.6-3). Cette interaction entraîne la création de tourbillons anormaux chauds/salés (ou froids et doux) qui se déplacent d'est en ouest le long de la bordure du plateau. Ces anomalies pénètrent dans le golfe du Saint-Laurent, sur le plateau néo-écossais et dans le golfe du Maine par les chenaux profonds le long de la bordure du plateau. La tendance au réchauffement observée peut être attribuée à une augmentation de la fréquence de la création d'anomalies chaudes au cours de la dernière décennie. Ces fortes anomalies sont couramment observées dans les données et le modèle, et doivent donc être considérées comme faisant partie de la variabilité naturelle du système couplé atmosphère-océan par opposition à un effet des changements climatiques.

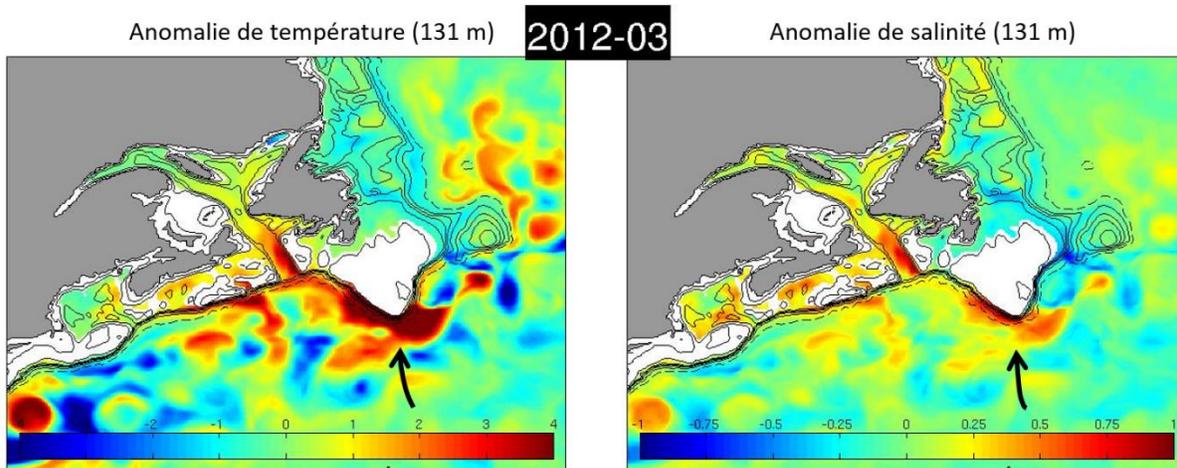


Figure 4.6-3. Les anomalies chaudes (températures-) et salées (salinité-) (indiquées par des flèches noires) proviennent de l'interaction entre le Gulf Stream et le courant du Labrador à la queue des Grands Bancs, et se propagent d'est en ouest. Une animation de ce processus est disponible en complément dans Brickman *et al.* (2018).

Références

- Brickman, D., Wang, Z. et DeTracey, B. 2016. Variability of current streams in Atlantic Canadian Waters: a model study. *Atmos.-Ocean* 54: 218-229.
- Brickman, D., Hebert, D. et Wang, Z. 2018. Mechanism for the recent ocean warming events on the Scotian Shelf of eastern Canada. *Cont. Shelf Res.* 156: 11-22.
- Devine, L., Scarratt, M., Plourde, S., Galbraith, P.S., Michaud, S. et Lehoux, C. 2017. Chemical and biological oceanographic conditions in the estuary and Gulf of St. Lawrence during 2015. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2017/034: v + 48 p.
- Johnson, C., Devred, E., Casault, B., Head, E. et Spry, J. 2017. Optical, chemical, and biological oceanographic conditions on the Scotian Shelf and in the Eastern Gulf of Maine in 2015. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2017/012: v + 53 p.
- Wang, Z., Brickman, D., Greenan, B.J., et Yashayaev, I. 2016. An abrupt shift in the Labrador Current System in relation to winter NAO events. *J. Geophys. Res.: Oceans* 121: 5338-5349.

4.7 COMMENT LE CLIMAT PEUT INFLUER SUR LA PRODUCTIVITÉ DES ÉCOSYSTÈMES MARINS DE L'ATLANTIQUE AU CANADA : LE RÔLE ÉCOLOGIQUE DU POISSON FOURRAGE

Mariano Koen-Alonso¹, Alida Bundy² et Alejandro Buren¹

¹ Ministère des Pêches et des Océans, région de Terre-Neuve et du Labrador, St. John's (Terre-Neuve-et-Labrador)

² Ministère des Pêches et des Océans, région des Maritimes, Dartmouth (Nouvelle-Écosse)

Les petits poissons pélagiques comme le hareng de l'Atlantique (*Clupea harengus*) et le capelan (*Mallotus villosus*) jouent un rôle clé dans les fonctions des écosystèmes et sont souvent désignés comme espèces de poissons fourrages (Buren *et al.* 2014a). Ces espèces sont riches en énergie, se nourrissent de zooplancton et constituent une proie essentielle pour les grands prédateurs marins, y compris les poissons comme la morue franche (*Gadus morhua*) et le flétan du Groenland (*Reinhardtius hippoglossoides*), les mammifères marins et les oiseaux de mer. Le stade adulte de la plupart de ces grands prédateurs ne se nourrissant pas directement de zooplancton, ces espèces fourragères sont la principale voie par laquelle la productivité générée par les organismes microscopiques à la base du réseau trophique marin (plantes comme le phytoplancton et animaux comme le zooplancton) se transmet aux gros animaux au sommet de la chaîne alimentaire. Si les poissons fourrages ne sont pas présents en quantité suffisante dans l'écosystème, de nombreuses espèces dont dépendent les pêches déclinent en raison du manque de nourriture.

Les populations de poissons fourrages sont bien connues pour leur abondance extrêmement variable en raison des conditions environnementales changeantes. Elles peuvent atteindre des nombres très élevés lorsque les conditions environnementales sont bonnes et s'écraser à des nombres très faibles si ces conditions sont défavorables. Il est essentiel de comprendre ce qui régule leurs populations pour comprendre les causes des changements de la productivité des grands prédateurs qui en dépendent.

Des études récentes menées sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador nous donnent un aperçu de la façon dont les changements climatiques peuvent influencer la population de capelan et, par conséquent, la productivité potentielle de l'écosystème tout entier. Dans cette région, le cycle de la glace de mer est une caractéristique physique très importante qui influence de nombreux processus biologiques. Pendant l'hiver, une vaste couche de glace de mer se forme du nord au sud sur la plupart des régions du nord et du centre. Au printemps, au fur et à mesure que la température augmente, cette calotte glaciaire commence à fondre du sud vers le nord. La fonte associée à ce retrait annuel des glaces génère les conditions océaniques qui déclenchent la prolifération printanière, une croissance rapide et intense du phytoplancton. Ce bienfait de la production végétale est alimenté par le zooplancton, qui connaît sa propre poussée de croissance démographique. La capacité du capelan, qui se prépare à frayer, de se nourrir de ce zooplancton aura une incidence sur le nombre de capelans qui survivront jusqu'au frai et le moment où ils seront prêts à frayer (figure 4.7-1).

Cependant, pour que ces connexions fonctionnent bien, tous ces processus doivent se dérouler dans les bonnes périodes. Selon les conditions climatiques hivernales et printanières, la glace peut disparaître à différents moments. En général, des conditions plus chaudes favoriseront un retrait précoce de la glace de mer et une prolifération printanière hâtive. À l'inverse, le froid

favorise une prolifération tardive au printemps. Si la prolifération est trop hâtive, le zooplancton n'est peut-être pas encore prêt à se nourrir du phytoplancton à croissance rapide, et il n'utilisera pas pleinement la nourriture disponible. Si la prolifération est trop tardive, une partie du zooplancton sera peut-être déjà morte au moment où le gros de la nourriture devient disponible. Ces événements doivent se produire au bon moment (« synchronisation »), car un mauvais moment (« désynchronisation ») peut signifier une faible disponibilité du zooplancton, ce qui, à son tour, se traduit par de mauvaises nouvelles pour le capelan.

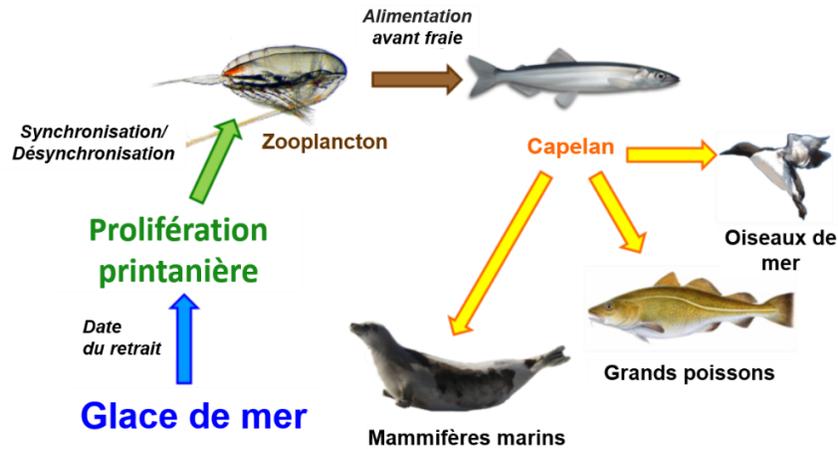


Figure 4.7-1. Représentation schématique de la régulation environnementale du capelan sur les plateaux de Terre-Neuve et du Labrador et de son rôle comme espèce fourragère clé dans cette biorégion.

En utilisant des modèles mathématiques qui intègrent les dates du début du retrait de la glace de mer et un changement écosystémique rapide survenu au début des années 1990 au cours duquel le stock de capelan s'est effondré, on peut expliquer une grande partie de la variabilité interannuelle de la taille du stock (figure 4.7-2).

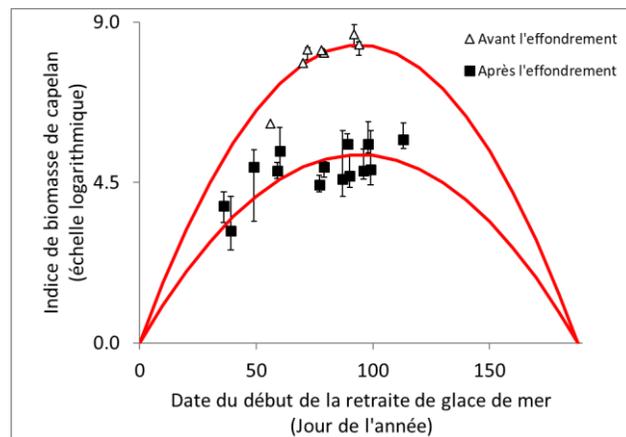


Figure 4.7-2. Biomasse du capelan en fonction de la date du début du retrait de la glace de mer, en distinguant les estimations avant et après l'effondrement du stock. Les lignes rouges indiquent les prédictions d'un modèle mathématique qui tient compte du changement écosystémique rapide qui a eu lieu au début des années 1990 et du moment du retrait de la glace de mer (qui est un indicateur du moment de la prolifération printanière du phytoplancton). Les lignes verticales de l'indice de la biomasse du capelan indiquent la variabilité autour de chaque estimation annuelle (figure tirée de Buren *et al.* 2014a).

On voit ainsi que la disponibilité du capelan dans cet écosystème est principalement régulée par des processus ascendants comme les conditions environnementales et la disponibilité de la nourriture. D'autres études ont montré que la disponibilité du capelan est un important facteur du stock emblématique de morue du Nord, et une partie de l'accumulation observée dans ce stock au cours des dernières années a été associée à de modestes améliorations du capelan (Buren *et al.* 2014b). Lorsque nous relient tous ces points, l'image devient plus évidente. La productivité de l'écosystème marin de Terre-Neuve et du Labrador dépend de la santé des stocks de poissons fourrages, et les conditions climatiques jouent un rôle important en influençant le degré de chevauchement temporel entre la prolifération printanière et l'alimentation du zooplancton.

Ces processus écologiques ascendants qui relient la prolifération printanière, le zooplancton et le rendement des stocks de poissons fourrages ne sont pas exclusifs à l'écosystème de Terre-Neuve et du Labrador. D'autres écosystèmes marins de la zone atlantique du Canada sont susceptibles d'avoir des mécanismes de régulation semblables, bien que certaines des pièces du casse-tête puissent être différentes. À l'ouest du plateau néo-écossais, le hareng de l'Atlantique est une espèce fourragère importante dont le stock, comme celui du capelan à Terre-Neuve-et-Labrador, a considérablement diminué à la fin des années 1980 et au début des années 1990. Depuis 2004, la biomasse du stock reproducteur de hareng au sud-ouest de la Nouvelle-Écosse et dans la baie de Fundy oscille autour de valeurs très faibles et a tendance à baisser depuis deux ans. Cette tendance est préoccupante et indique que les mesures de gestion actuelles sont peut-être insuffisantes pour favoriser la reconstitution de ce stock. Dans ce cas, les raisons du déclin et de l'absence de rétablissement ne sont pas claires, mais le MPO étudie activement l'hypothèse ascendante en étudiant les liens entre le moment et l'intensité de la prolifération printanière, la disponibilité du zooplancton et la dynamique du stock de hareng.

Les résultats scientifiques actuels indiquent à quel point les liens entre les conditions environnementales, la prolifération printanière et le zooplancton sont étroits et cruciaux pour définir la productivité des espèces fourragères et, à travers elles, l'écosystème marin dans son ensemble. Comme les mesures de gestion des pêches ne peuvent contrôler les conditions environnementales, la gestion durable des pêches doit porter une attention particulière à ces processus écosystémiques qui peuvent avoir une incidence sur la productivité des stocks importants sur le plan commercial et leur capacité de rétablissement.

Références

- Buren, A.D., Koen-Alonso, M., Pepin, P., Mowbray, F., Nakashima, B., Stenson, G., Ollerhead, N. et Montevercchi, W.A. 2014a. Bottom-up regulation of capelin, a keystone forage species. *PLoS ONE* 9: e87589.
- Buren, A.D., Koen-Alonso, M. et Stenson, G.B. 2014b. The role of harp seals, fisheries and food availability in driving the dynamics of northern cod. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 511: 265-284.

4.8 ZOSTÈRE MARINE ET RECRUTEMENT DE LA MORUE FRANCHE

Robert Gregory

Ministère des Pêches et des Océans, région de Terre-Neuve et du Labrador, St. John's (Terre-Neuve-et-Labrador)

L'un des principes de travail des écologistes des pêches est que les jeunes poissons produits dans les habitats d'alevinage soutiennent des pêcheries commercialement importantes en proportion de leur abondance (Fogarty et Botsford 2007). Aussi simple et attrayante que soit cette idée, elle s'est avérée difficile à étudier, surtout au fil des ans. Les jeunes poissons ne sont généralement pas au même endroit en même temps que les adultes, même chez la même espèce, comme la morue franche (*Gadus morhua*). À l'état de petits juvéniles, la morue se trouve en forte densité dans des habitats végétalisés (p. ex. phanérogames marines et espèces d'algues) de la zone côtière peu profonde (figure 4.8-1). Pour leur part, les adultes sont normalement plus répandus et vivent dans divers habitats côtiers et extracôtiers. Le fait que les morues juvéniles et adultes peuvent utiliser des habitats différents au cours de leur cycle vital rend difficile l'utilisation des données sur l'abondance et la croissance des juvéniles recueillies dans les aires d'alevinage côtières pour évaluer les pêches hauturières de morues adultes (MPO 2006; Laurel *et al.* 2017). Les changements de l'habitat et de l'environnement peuvent également médier le rôle des aires d'alevinage côtières dans la production de poissons hauturiers en y induisant des changements dans la croissance propre à l'habitat (Renkawitz *et al.* 2011) et dans la survie dépendant de la densité (Laurel *et al.* 2004). Les facteurs environnementaux variant souvent d'une année à l'autre, l'application de ces principes est depuis longtemps un défi en sciences halieutiques (p. ex. Anderson et Gregory 2000).

En tant qu'habitats d'alevinage, les herbiers de zostère (*Zostera marina*) sont parmi les plus productifs au monde (Hemminga et Duarte 2000). La zostère marine fournit un couvert protecteur (Linehan *et al.* 2001; Laurel *et al.* 2003) et de la nourriture (Renkawitz *et al.* 2011) pour les premiers stades de vie des poissons (Cote *et al.* 2013), augmentant les taux vitaux (abondance, survie et croissance) qui varient le plus durant la première année de vie (Knutsen *et al.* 2007; Gorman *et al.* 2009; Shapiera *et al.* 2014). La morue franche occupe progressivement des eaux plus profondes et des substrats moins végétalisés à mesure que les juvéniles dépendant de l'habitat atteignent le stade adulte (Gregory et Anderson 1997; Anderson et Gregory 2000). La contribution des habitats côtiers à la pêche hauturière de capture commerciale exige des hypothèses de mortalité naturelle et de croissance au début de la vie. Cependant, les mesures directes des taux vitaux pour les jeunes juvéniles précoces sont rares.

La densité de la morue franche d'un an dans le détroit de Newman de la baie de Bonavista, à Terre-Neuve, est fortement corrélée à la morue pré-adulte juste avant d'atteindre la taille commerciale, ce qui relie l'abondance des adultes à celle des stades juvéniles précoces dans le milieu marin. L'abondance des morues adultes augmente avec celle des morues d'un an. De même, à mesure que l'abondance des morues juvéniles d'un an décline, celle des adultes diminue quelques années plus tard (Gregory *et al.* 2016). Étant donné le lien étroit qui existe entre l'habitat de la zone côtière et les taux de croissance et de survie des juvéniles, et donc leur abondance, il est clair qu'un meilleur habitat produit davantage de juvéniles, ce qui à son tour améliore l'abondance des adultes en haute mer. Bien que la force de cette association varie d'une année à l'autre, l'importance des écosystèmes de zostère pour l'abondance de la morue est

évidente (Gotceitas *et al.* 1997; Warren *et al.* 2010), et on peut penser que les facteurs qui influent négativement sur la zostère marine (comme le crabe vert, voir Matheson *et al.* 2016) ont également une incidence négative sur le recrutement de la morue.



Figure 4.8-1. Morues franches d'un an dans un habitat de zostère marine dans le détroit de Newman, septembre 2014. (Photo : Groupe de plongée du MPO)

Références

- Anderson, J.T., et Gregory, R.S. 2000. Factors regulating survival of northern cod (NAFO 2J3KL) during their first 3 years of life. *ICES J. Mar. Sci.* 57: 349-359.
- Cote, D., Gregory, R.S., Morris, C.J., Newton, B.H. et Schneider, D.C. 2013. Elevated habitat quality reduces variance in fish community composition. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 440: 22-28.
- Fogarty, M.J. et Botsford, L.W. 2007. Population connectivity and spatial management of marine fisheries. *Oceanography* 20: 112-123.
- Gorman, A.M., Gregory, R.S. et Schneider, D.C. 2009. Eelgrass patch size and proximity to the patch edge affect predation risk of recently settled age 0 cod (*Gadus*). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 371: 1-9.
- Gotceitas, V., Fraser, S. et Brown, J.A. 1997. Use of eelgrass beds (*Zostera marina*) by juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 1306-1319.
- Gregory, R.S. et Anderson, J.T. 1997. Habitat selection and use of protective cover by juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*) in inshore waters of Newfoundland. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 146: 9-20.
- Gregory, R.S., Morris, C., Sargent, P. et Newton, B. 2016. Relative strength of the 2010, 2011, and 2012 year-classes, from nearshore surveys of demersal age 0 and 1 Atlantic cod in Newman Sound, Bonavista Bay. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2016/081: iv + 10 p.
- Hemminga, M.A. et Duarte, C.M. 2000. *Seagrass ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, U.K. 298 p.
- Knutsen, H., Olsen, E.M., Ciannelli, L., Espeland, S.H., Knutsen, J.A., Simonsen, J.H., Skreslet, S. et Stenseth, N.C. 2007. Egg distribution, bottom topography and small-scale cod population structure in a coastal marine system. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 333: 249-255.

- Laurel, B.J., Gregory, R.S. et Brown, J.A. 2003. Settlement and distribution of age 0 juvenile cod, *Gadus morhua* and *Gadus ogac*, following a large-scale habitat manipulation. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 262: 241-252.
- Laurel, B.J., Gregory, R.S., Brown, J.A., Hancock, J. et Schneider, D.C. 2004. Behavioural consequences of density-dependent habitat use in juvenile cod *Gadus morhua* and *G. ogac*: the role of movement and aggregation. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 272: 257-270.
- Laurel, B.J., Cote, D., Gregory, R.S., Rogers, L., Knutsen, H. et Olsen, E.M. 2017. Recruitment signals in juvenile cod surveys depend on thermal growth conditions. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 74: 511-523.
- Linehan, J.E., Gregory, R.S. et Schneider, D.C. 2001. Predation risk of age 0 cod (*Gadus*) relative to depth and substrate in coastal waters. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 263: 25-44.
- Matheson, K., McKenzie, C.H., Gregory, R.S., Robichaud, D.A., Bradbury, I.R., Snelgrove, P.V.R. et Rose, G.A. 2016. Linking eelgrass decline and impacts on associated fish communities to European green crab, *Carcinus maenas* (Linnaeus 1758) invasion. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 548: 31-45.
- MPO. 2006. Évaluation du stock de morue du nord (2J3KL) en 2006. *Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci.* 2006/015 : 27 p.
- Renkawitz, M.D., Gregory, R.S. et Schneider, D.C. 2011. Habitat dependant growth of three species of bottom settling fish in a coastal fjord. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 409: 79-88.
- Shapiera, M., Gregory, R.S., Morris, C.J., Pennell, C.J. et Snelgrove, P.V.R. 2014. Season and site fidelity determine home range of dispersing and resident juvenile Greenland cod *Gadus ogac* in a Newfoundland fjord. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 503: 235-246.
- Warren, M.A., Gregory, R.S., Laurel, B.J. et Snelgrove, P.V.R. 2010. Increasing density of juvenile Atlantic (*Gadus morhua*) and Greenland cod (*G. ogac*) in association with spatial expansion and recovery of eelgrass (*Zostera marina*) in a coastal nursery habitat. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 394: 154-160.

4.9 BIODIVERSITÉ CÔTIÈRE DANS LA BAIE DE PASSAMAQUODDY

J. Andrew Cooper (Étude de Cooper et Blanchard 2016)

Ministère des Pêches et des Océans, région des Maritimes, St. Andrews (Nouveau-Brunswick)

Les relevés de la biodiversité totale exigent énormément de travail et leur couverture spatiale est limitée. Un relevé au chalut de la biodiversité côtière a été effectué dans la région de la baie de Passamaquoddy, au Nouveau-Brunswick, de juillet à octobre en 2009 et de 2011 à 2014 (figure 4.9-1).

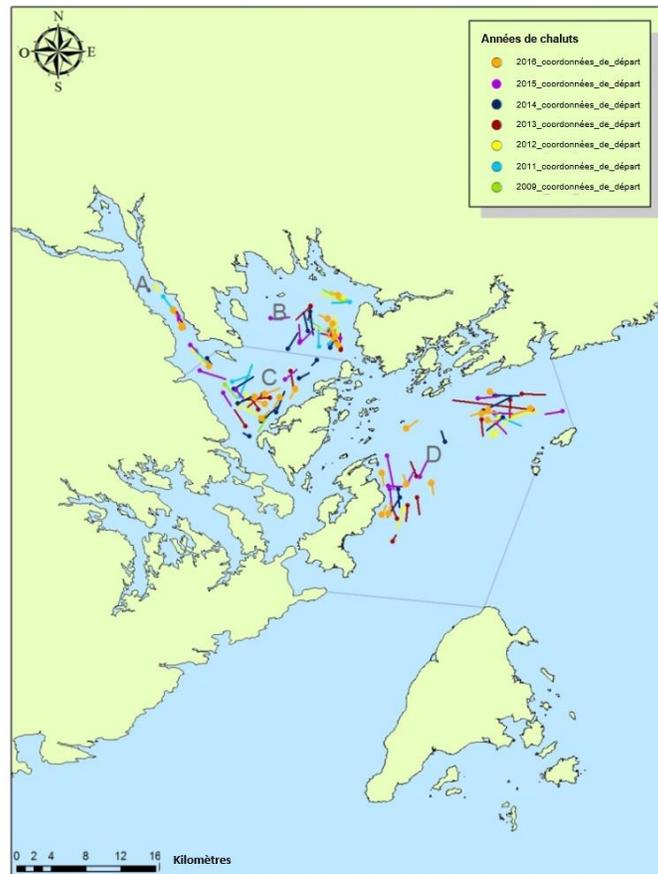


Figure 4.9-1. Carte de la région de la baie de Passamaquoddy illustrant les zones d'échantillonnage et les transects au chalut qui ont été effectués de 2009 à 2014 (sauf en 2010). Zone A : Estuaire de la rivière Sainte-Croix, Zone B : Partie supérieure de la baie, Zone C : Partie inférieure de la baie, Zone D : Extérieur de la baie.

Toutes les espèces capturées ont été identifiées et dénombrées (voir la méthodologie dans Cooper et Blanchard 2016). Les changements annuels observés dans la composition des espèces les plus abondantes étaient en partie causés par la variabilité de la capturabilité du chalut lorsqu'il rencontrait des rassemblements de nombreuses petites espèces dans la colonne d'eau, comme la crevette nordique (*Pandalus borealis*), la méduse lune (*Aurelia aurita*), le hareng de l'Atlantique (*Clupea harengus*) et le merlu argenté (*Merluccius bilinearis*). Malgré cette variabilité, plusieurs espèces dominantes, comme le homard d'Amérique (*Homarus americanus*),

la plie rouge (*Pseudopleuronectes americanus*) et le chaboisseau à dix-huit épines (*Myoxocephalus octodecemspinosus*), ont été observées régulièrement d’année en année en raison d’une répartition plus uniforme dans la région. Un profil composé de trois indices de diversité (Shannon-Weiner, Simpson et alpha de Fisher) a été préconisé pour déceler les changements liés aux taxons dominants, à la variabilité d’échantillonnage et à la richesse des espèces. Les variations des indices ont été comparées aux tendances environnementales historiques relatives à la température, à la salinité et à la chlorophylle (figure 4.9-2).

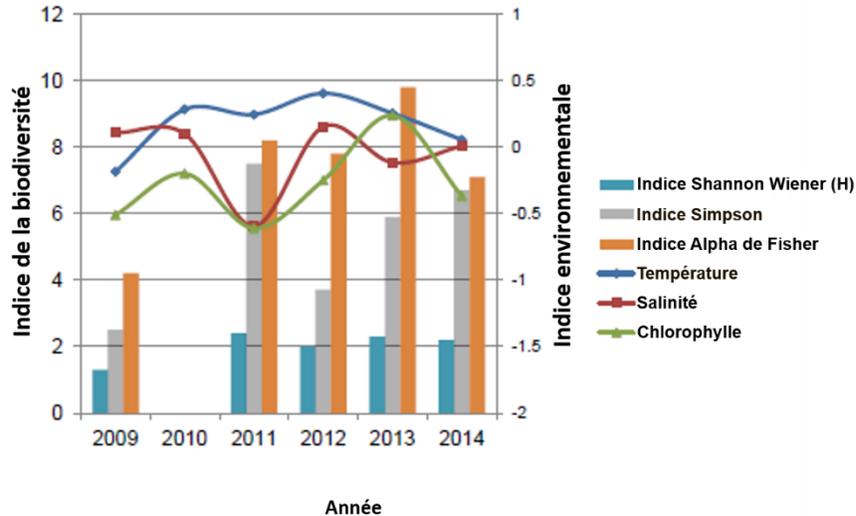


Figure 4.9-2. Indices de la biodiversité comparés à l’anomalie environnementale normalisée de mars-octobre pour la température et la salinité (de 1990 à 2014), et pour la chlorophylle (de 2001 à 2014).

La série chronologique limitée n’a pas permis d’observer de relation entre la biodiversité et l’environnement. D’autres échantillonnages et un examen espèce par espèce ont été recommandés à l’avenir dans le cadre de ce projet. La répartition par fréquence de taille et le coefficient de condition (poissons seulement) ont été calculés pour les espèces les plus souvent pêchées comme le gaspareau (*Alosa pseudoharengus*), le hareng de l’Atlantique, le chaboisseau à dix-huit épines, le merlu argenté, la plie rouge et le homard d’Amérique. La fréquence et la condition des prises ont été comparées aux tailles connues à la maturité et à la moyenne de la condition sur 15 ans pour le plateau néo-écossais et la baie de Fundy afin d’évaluer le rôle de la zone de la baie de Passamaquoddy dans le cycle biologique de ces organismes. Cette information a permis d’établir une base de référence pour la biodiversité dans cette zone qui contribuera au suivi des changements à long terme. On pourrait élargir l’application à l’aide d’indices des espèces ciblées en utilisant des données semblables provenant d’autres relevés (p. ex. les facteurs de condition des espèces).

Références

Cooper, J.A. et Blanchard, M.J. 2016. Coastal biodiversity trawl of the Passamaquoddy Bay area: 2009 to 2014. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3176: xi + 52 p.

4.10 OCCURRENCE DE NOUVELLES ESPÈCES DANS LES RELEVÉS AU CHALUT SUR LE PLATEAU NÉO-ÉCOSSAIS

Donald Clark (Étude du MPO 2018)

Ministère des Pêches et des Océans, région des Maritimes, St. Andrews (Nouveau-Brunswick)

Les relevés de surveillance normalisés, comme le relevé estival de l'écosystème dans la région des Maritimes, visent un certain nombre d'objectifs. Ils servent à fournir des indices de l'abondance selon l'âge pour certaines espèces, à surveiller les tendances de l'abondance pour de nombreuses espèces et à recueillir des renseignements biologiques comme l'état des poissons et les contenus stomacaux. Les relevés de la région des Maritimes du MPO ont également été utilisés pour surveiller les conditions environnementales à toutes les stations d'échantillonnage. De plus, ces relevés fournissent de l'information sur la répartition des espèces et les changements dans les communautés d'espèces. L'augmentation de la prévalence des espèces d'eau chaude a été particulièrement notable au cours de la dernière décennie, notamment des espèces qui ont été régulièrement observées sur le banc de Georges et qui deviennent maintenant communes sur le plateau néo-écossais. Les participants aux relevés ont encore davantage remarqué la fréquence accrue d'espèces qui n'avaient jamais été capturées, ou rarement, dans la région (figure 4.10-1).

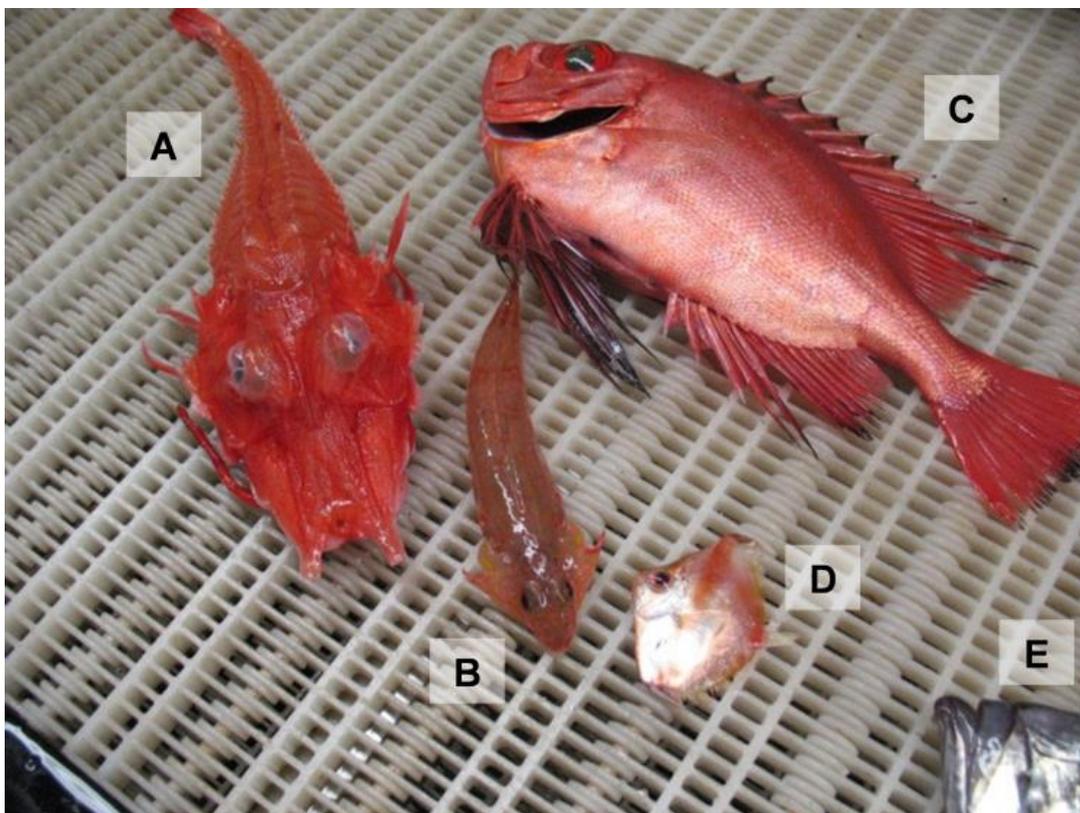


Figure 4.10-1. Divers poissons « exotiques » capturés dans un trait sur le plateau néo-écossais : a) malarmat à dix aiguillons (*Peristedion miniatum*), b) callionyme à nageoire tachetée (*Foetorepus agassizii*), c) vivaneau (*Heteropriacanthus cruentatus*), d) sanglier à corps élevé (*Antigonia capros*) et e) saint-pierre (*Zenopsis ocellata*) (partiel). (Photo : W. Joyce, MPO).

Les prises au chalut provenant du relevé estival annuel du MPO sur le plateau néo-écossais et dans la baie de Fundy montrent une prévalence croissante d'espèces d'eau chaude plus communément observées dans le sud. La température moyenne au fond enregistrée au cours de la série chronologique du relevé d'été est de 6,8 °C. Elle varie d'une année à l'autre, les températures moyennes les plus chaudes ayant été enregistrées au cours des six dernières années (figure 4.10-2).

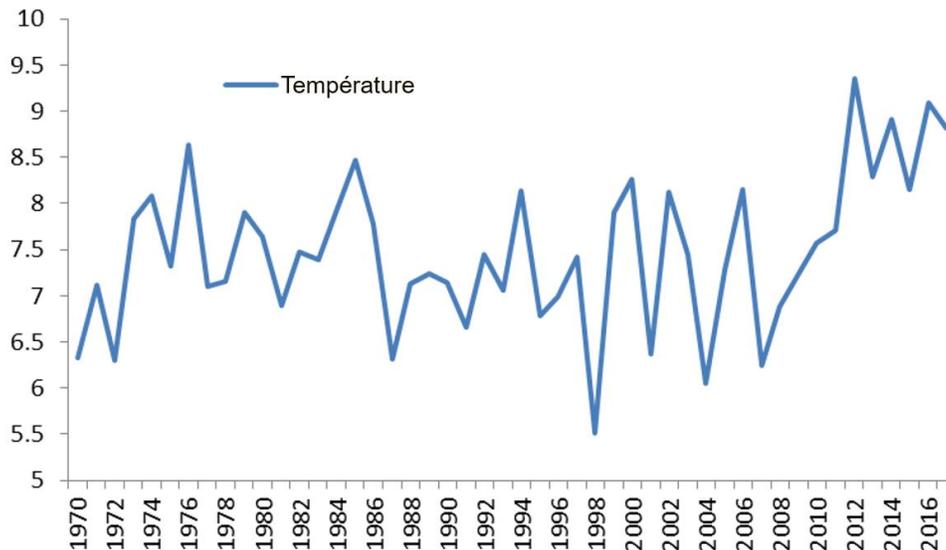


Figure 4.10-2. Température moyenne annuelle au fond (°C) tirée du relevé estival de l'écosystème de la plateaux néo-écossais dans les divisions 4VWX de l'OPANO.

Dans la zone géographique couverte, la température au fond varie de moins de 2 °C à plus de 11 °C, et on note des changements dans les espèces rencontrées par rapport à la température au fond. Pendant le relevé estival, les eaux les plus chaudes se rencontrent dans le chenal de Fundy, le long de la bordure du plateau néo-écossais, dans le centre de celui-ci et dans les eaux peu profondes autour de l'île de Sable.

Il y a 33 espèces de poissons capturées à une température moyenne supérieure à 8,5 °C; la plupart d'entre elles n'ont pas été capturées de façon constante pendant le relevé (22 espèces dans la division 4X de l'OPANO et 26 dans les divisions 4VW). Certaines espèces sont régulièrement pêchées dans le cadre du relevé, comme la grande raie (*Dipturus laevis*), dont la température moyenne de capture dépasse cette valeur. Diverses espèces d'eau chaude ne sont également capturées qu'occasionnellement pendant le relevé estival, bien qu'elles puissent être communes plus au sud où les températures au fond de l'océan sont plus élevées. Certaines, comme la chèvre impériale (*Helicolenus dactylopterus*), semblent avoir colonisé le plateau néo-écossais et sont maintenant capturées chaque année (figure 4.10-3). La chèvre impériale se trouve dans les parties les plus chaudes de la zone du relevé et sa répartition s'est étendue le long de la bordure du plateau néo-écossais.

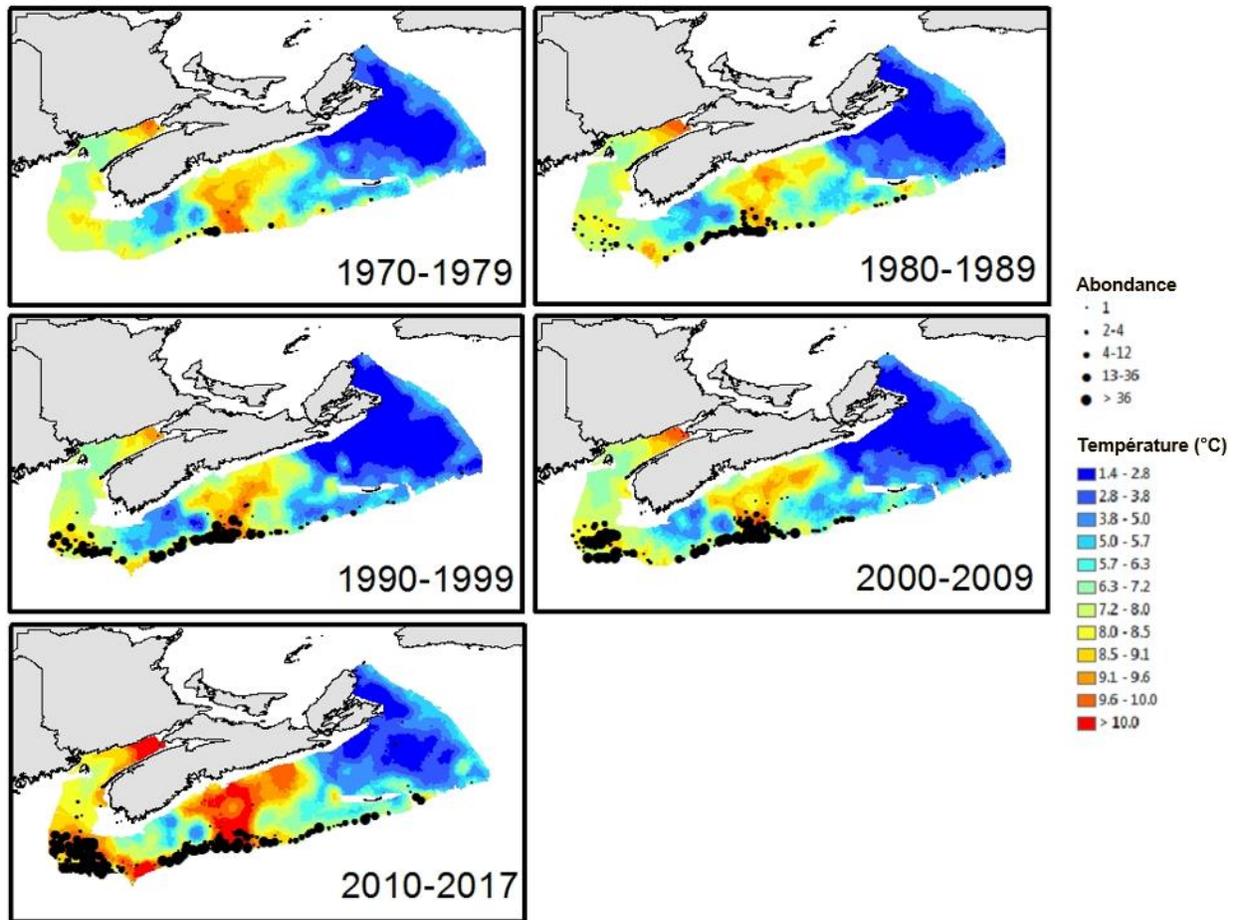


Figure 4.10-3. Répartition décennale de l'abondance de la chèvre impériale, en superposition avec la température moyenne pour chaque période.

Le nombre d'espèces d'eau chaude capturées augmente, tout comme la fréquence de leurs captures. Au cours des cinq dernières années, le nombre d'espèces d'eau chaude a nettement augmenté dans les divisions 4VW, avec des prises d'espèces telles que le saint-pierre, le malarimat à dix aiguillons, *Xenolepidichthys dalgleishi* et le sanglier à corps élevé, qui deviennent beaucoup plus communes. La répartition des captures de ces espèces est clairement associée à des zones d'eau chaude pour toutes les périodes et leur répartition a suivi l'expansion des températures chaudes du fond (figure 4.10-4).

Bien que la biomasse associée à ces espèces demeure relativement faible par rapport à la biomasse globale du poisson de fond, leur prévalence a clairement augmenté et un plus grand nombre d'espèces semblent suivre la chèvre impériale et s'intégrer dans la faune régulière du plateau néo-écossais.

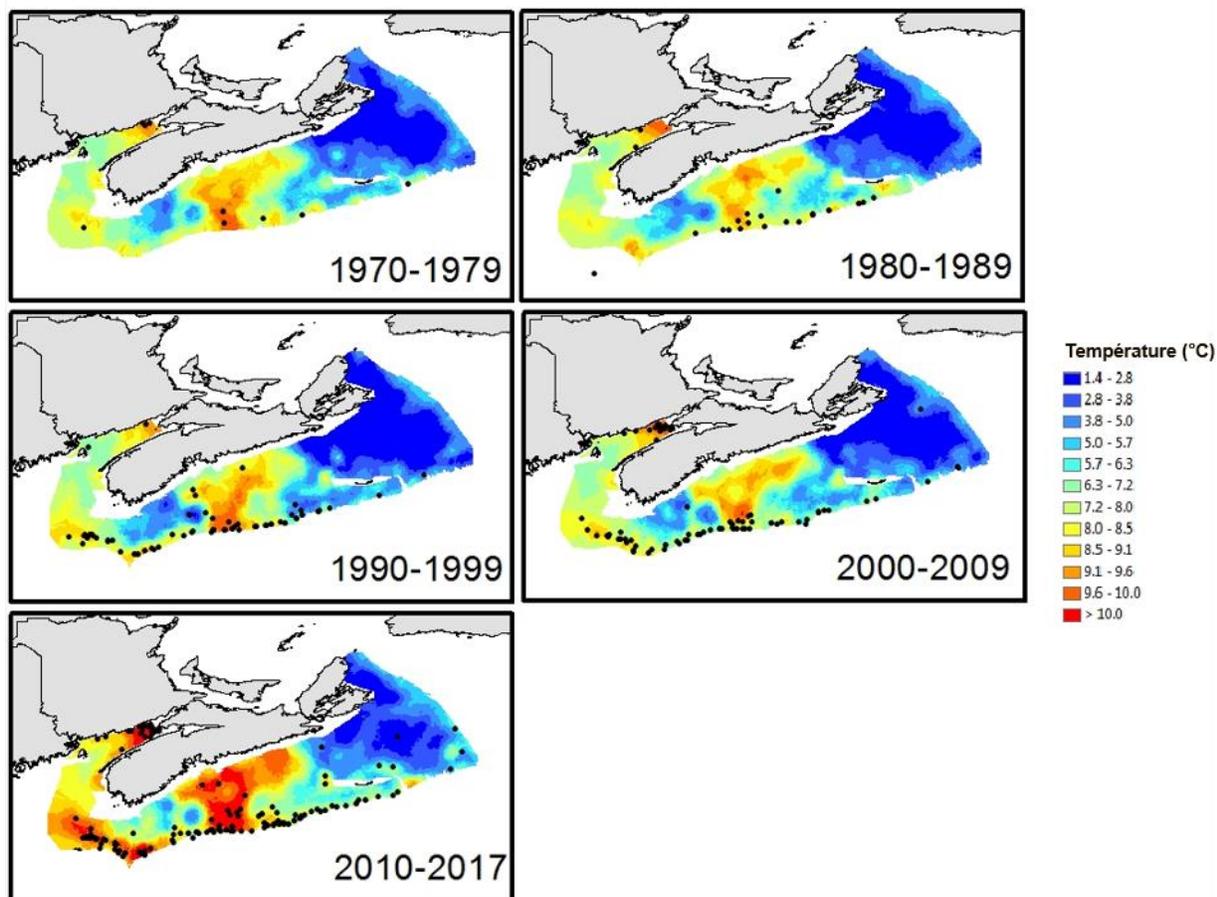


Figure 4.10-4. Répartition décennale des captures d'espèces d'eau chaude, en superposition avec la température moyenne pour chaque période. Les points noirs (•) représentent un trait dans lequel au moins une espèce de poissons d'eau chaude était présente.

Références

MPO. 2018. Tendances dans les relevés par navire scientifique sur le plateau néo-écossais et dans la baie de Fundy dans la région des Maritimes. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des sci. 2018/021 : 86 p

4.11 LES POPULATIONS D'OISEAUX DE MER RÉAGISSENT À LA DISPONIBILITÉ RÉDUITE DES POISSONS FOURRAGES

Sabina I. Wilhelm¹ et Jean-François Rail²

¹ Environnement et Changement climatique Canada, Service canadien de la faune, région de l'Atlantique

² Environnement et Changement climatique Canada, Service canadien de la faune, région du Québec

En tant que prédateurs de niveau trophique supérieur, les oiseaux de mer font partie intégrante d'écosystèmes sains et sont d'importants indicateurs des changements dans l'abondance et la répartition des poissons fourrages dont ils dépendent (Davoren et Montevecchi 2003; Gaston *et al.* 2003). Par exemple, les oisillons du fou de Bassan (*Morus bassanus*) élevés sur l'île Bonaventure, la plus grande colonie de fous de Bassan en Amérique du Nord, tirent la majeure partie de leur énergie nutritive du maquereau (*Scomber scombrus* L.) (Rail *et al.* 2013). Les fous de Bassan (figure 4.11-1) connaissent un faible succès de reproduction depuis 2009, bien en deçà du niveau requis pour maintenir une population stable, marquant la fin d'une période de croissance de la population (Chapdelaine et Rail 2014). Les mauvaises conditions de reproduction sont attribuées à la faible disponibilité de la nourriture, elle-même liée au déclin récent des stocks et au changement de répartition du maquereau dans le golfe du Saint-Laurent (Grégoire *et al.* 2013; MPO 2017).



Figure 4.11-1. Fou de Bassan juvénile (à gauche) et adulte (à droite) (*Morus bassanus*). (Photo : J.-F. Rail, ECCC)

Plus au sud dans la baie de Fundy, le déclin des stocks de hareng de l'Atlantique (*Clupea harengus*) se répercute sur la plus importante colonie reproductrice d'oiseaux de mer du golfe du Maine, l'île Machias Seal. Les alcidés et les sternes de ce site comptent sur le hareng pour élever leurs petits et, depuis le début des années 2000, ils se nourrissent de proies de moindre qualité, ce qui réduit leur succès de reproduction (Gaston *et al.* 2009). De ce fait, le nombre de sternes nicheuses dans la plus grande colonie du golfe du Maine est presque nul depuis 2006 (Gaston *et al.* 2009; Scopel et Diamond 2017). De plus, le déclin de l'abondance du hareng a été lié à une réduction de la survie des adultes chez le macareux moine (*Fratercula arctica*), ce qui a suscité des inquiétudes générales quant à la durabilité de la reproduction de l'espèce dans le golfe du Maine (Breton et Diamond 2014). Bien que la hausse des températures de l'eau dans la baie de Fundy suscite des inquiétudes quant à la persistance à long terme des populations de harengs reproducteurs, certains niveaux de prises admissibles le sont aussi (Melvin *et al.* 2009). Les zones de non-prélèvement autour des importantes colonies d'oiseaux de mer peuvent être efficaces pour réduire la compétition pour les poissons fourrages entre les oiseaux de mer et les pêches commerciales (Pichegru *et al.* 2012; Bogdanova *et al.* 2014). Toutefois, il a été proposé que les avantages à long terme pour la population passent par une limitation des quotas de prises régionaux afin de maintenir les stocks de poissons fourrages au-dessus du tiers de la biomasse enregistrée (Cury *et al.* 2011; Pichegru *et al.* 2012).

Références

- Bogdanova, M.I., Wanless, S., Harris, M.P., Lindström, J., Butler, A., Newell, M.A., Sato, K., Watanuki, Y., Parsons, M., et Daunt, F. 2014. Among-year and within-population variation in foraging distribution of European shags *Phalacrocorax aristotelis* over two decades: Implications for marine spatial planning. *Biol. Conserv.* 170: 292-299.
- Breton, A.R. et Diamond, A.W. 2014. Annual survival of adult Atlantic puffins *Fratercula arctica* is positively correlated with herring *Clupea harengus* availability. *Ibis* 156: 35-47.
- Chapdelaine, G. et Rail, J.-F. 2014. Le fou de Bassan : une espèce sentinelle du golfe. Feuillet d'information, Plan d'action Saint-Laurent 2011-2026. Rapport d'Environnement Canada. ISBN : 978-0-660-21433-7.
- Cury, P.M., Boyd, I.L., Bonhommeau, S., Anker-Nilssen, T., Crawford, R.J.M., Furness, R.W., Mills, J.A., Murphy, E.J., Österblom, H., Paleczny, M., Piatt, J.F., Roux, J.-P., Shannon, L. et Sydeman, W.J. 2011. Global seabird response to forage fish depletion—One-third for the birds. *Science* 334: 1703-1706.
- Davoren, G.K. et Montevecchi, W.A. 2003. Signals from seabirds indicate changing biology of capelin stocks. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 258: 253-261.
- Gaston, A.J., Woo, K. et Hipfner, J.M. 2003. Trends in forage fish populations in Northern Hudson Bay since 1981, as determined from the diet of nestling thick-billed murre *Uria lomvia*. *Arctic* 56: 227-233.
- Gaston, A.J., Bertram, D.F., Boyne, A.W., Chardine, J.W., Davoren, G., Diamond, A.W., Hedd, A., Montevecchi, W.A., Hipfner, J.M., Lemon, M.J.F., Mallory, M.L., Rail, J.-F. et Robertson, G.J. 2009. Changes in Canadian seabird populations and ecology since 1970 in relation to changes in oceanography and food webs. *Environ. Rev.* 17: 267-286.
- Grégoire, F., Beaulieu, J.-L., Gendron, M.-H. et Lévesque, I. 2013. The Atlantic mackerel (*Scomber scombrus* L.) in NAFO Subareas 3 and 4 in 2011. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/049: vi + 130 p.

- Melvin, G.D., Stephenson, R.L. et Power, M.J. 2009. Oscillating reproductive strategies of herring in the western Atlantic in response to changing environmental conditions. *ICES J. Mar. Sci.* 66: 1784-1792.
- MPO. 2017. Évaluation du stock de maquereau bleu du nord-ouest de l'Atlantique (sous-régions 3 et 4) en 2016. *Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci.* 2017/034 : 15 p.
- Pichegru, L., Ryan, P.G., van Eeden, R., Reid, T., Grémillet, D. et Wanless, R. 2012. Industrial fishing, no-take zones and endangered penguins. *Biol. Conserv.* 1556: 117-125.
- Rail, J.-F., Champoux, L., Lavoie, R.A. et Chapdelaine, G. 2013. Suivi de la population et de la contamination du Fou de Bassan au Québec, 1966-2009. *Service canadien de la faune, Série de rapports techniques n° 528*, ix + 77 p.
- Scopel, L.C. et Diamond, A.W. 2017. The case for lethal control of gulls on seabird colonies. *J. Wildl. Manage.* 81: 572-580.

4.12 HABITATS DE CROISSANCE ET D'ALIMENTATION BENTHIQUES : RÔLES DES CORAUX ET DES ÉPONGES DES GRANDS FONDS

Vonda Wareham Hayes

Ministère des Pêches et des Océans, région de Terre-Neuve et du Labrador, St. John's (Terre-Neuve-et-Labrador)

Le rôle fonctionnel que joue la mégafaune benthique, comme les coraux et les éponges, dans les écosystèmes des grands fonds, surtout en ce qui concerne leurs structures tridimensionnelles, est bien documenté (Bell 2008; Buhl-Mortensen *et al.* 2010). Il comprend la protection contre les prédateurs (Wulff 2006), les zones de repos contre les courants (Zedel et Fowler 2009), les zones de quête de nourriture (Buhl-Mortensen et Mortensen 2004) et l'amélioration de la biodiversité par la fourniture d'habitats pour d'autres animaux des grandes profondeurs (Cerrano *et al.* 2010). La complexité créée par les coraux et les éponges, que ce soit entre les colonies (macrohabitat), entre les branches (microhabitat) ou même à l'intérieur des tissus (nanohabitat), fournit un habitat à des animaux plus petits à divers stades de leur cycle biologique. De tels habitats peuvent être utilisés de nombreuses façons, la plus intéressante étant à titre de nourriceries - les coraux et les éponges sont comme les gardiennes benthiques des grands fonds.

De nombreux exemples illustrent la diversité de cette relation. Des œufs de sépioles ont été observés injectés dans les tissus de grosses éponges ramifiées (Aldrich et Lu 1968; Mercer 1968; Nesis 2003; Frandsen et Wieland 2004; Okutani et Sasaki 2007) (figure 4.12-1). Les œufs étaient à divers stades de développement, ce qui laisse supposer des dépôts répétés, bien qu'on ne sache pas encore s'il s'agissait d'un calmar adulte ou d'un grand nombre de calmars.



Figure 4.12-1. Gauche : Image *in situ* de l'éponge *Mycale (Mycale) lingua*. (Photo : ArcticNet 2016) À droite : Spécimen de *Mycale (Mycale) lingua* avec des œufs de calmar. (Photo : V.E. Wareham Hayes)

Des gorgones arborescentes ont été trouvées avec plusieurs capsules d'œufs de requins, appelées « oreillers de mer », emmêlées dans la colonie, avec jusqu'à 17 capsules sur le même corail (Etnoyer et Warrenchuk 2007; Fuller *et al.* 2008) (Figure 4.12-2). D'autres gorgones, des coraux bambous au large du sud de Terre-Neuve, étaient recouvertes de nombreux pétoncles juvéniles lorsqu'ils ont été capturés à la palangre. L'une était un corail bambou de 180 ans (Sherwood et Edinger 2009); les pétoncles et de nombreux autres animaux utilisaient la grande structure du squelette comme substrat pour améliorer les possibilités d'alimentation plus haut dans la colonne d'eau (Wareham et Edinger 2007) (figure 4.12-3). Même les petits coraux mous jouent un rôle.

Les jeunes ophiures, que les pêcheurs appellent communément « tanglefoot », passent leurs premières années accrochées aux branches des coraux mous (Patent 1970) (figure 4.12-4).



Figure 4.12-2. Capsule d'œufs attachée au corail *Acanthogorgia armata*. (Photo : V.E. Wareham Hayes)



Figure 4.12-3. Gros plan d'un corail bambou (*Keratoisis grayi*) avec des pédoncles juvéniles attachés. (Photo : V.E. Wareham Hayes)



Figure 4.12-4. Corail mou appelé framboise de mer (*Gersemia rubiformis*) attaché à la coquille à une ophiure juvénile. (Photo : V.E. Wareham Hayes)

Les pennatules n'ont pas la hauteur ou la circonférence d'un corail arborescent (figure 4.12-5), mais ils jouent néanmoins un rôle important de nourricerie, surtout dans les environnements de vase meuble où ils peuvent être la seule structure tridimensionnelle. De telles zones existent dans le chenal Laurentien et sur le talus des Grands Bancs de Terre-Neuve. De grandes colonies de pennatules ont été observées avec des juvéniles de grenadiers et de sébastes (Baker *et al.* 2012) (figures 4.12-5 et 4.12-6). Le sébaste est un ovovivipare à croissance lente et qui vit longtemps, ce qui signifie qu'il porte ses petits vivants et que sa mortalité naturelle est extrêmement faible (NOAA 1999). On a trouvé des larves de poissons étroitement associées à cinq espèces de pennatules et à trois espèces de coraux mous (Baillon *et al.* 2012). Les larves semblaient être à la fin de la phase du sac vitellin (figure 4.12-7). D'après les tests d'ADN, la majorité des larves

étaient des sébastes, commercialement utiles mais en voie de disparition (COSEPAC 2010). Parmi les autres espèces, mentionnons le poisson-lanterne et les loquettes, qui n'ont pas de valeur commerciale mais qui sont importants sur le plan écologique en tant que sources alimentaires dominantes dans les réseaux trophiques marins (Tsarin 1997).



Figure 4.12-5. À gauche : Colonie de pennatules avec un grenadier. (Photo : ROPOS 2007) Droite : Fourrés de coraux bambous avec des sébastes. (Photo de Baker *et al.* 2012)



Figure 4.12-6. Pennatules (*Anthoptilum grandiflorum*) avec sébaste. (Photo : MPO)



Figure 4.12-7. Larves de sébaste avec le sac vitellin toujours présent. (Photo : Baillon *et al.* 2012)

Les coraux sont des animaux simples, appelés individuellement polypes. Les coraux peuvent être solitaires (un animal = un polype; figure 4.12-8) ou vivre en colonie avec plusieurs polypes génétiquement identiques (voir la figure 4.12-9). Les pennatules sont uniques dans le monde corallien parce qu'on peut les trouver dans de nombreux habitats à différentes profondeurs et parce qu'ils ont des polypes différenciés, ce qui signifie que certains polypes sont destinés à l'alimentation et d'autres à la reproduction ou au support (Bayer 1956). Ils ont une tige centrale (rachis) qui va de la pointe de la colonie à la base, cette dernière étant appelée pédoncule ou pied (figure 4.12-9). Le pédoncule est presque toujours enterré et très sensible aux vibrations dans les sédiments meubles.



Figure 4.12-8. Madréporaires solitaires. (Photo : ROPOS 2007)



Figure 4.12-9. À gauche : Pennatules (*Pennatula* sp.) avec pédoncule gonflé et enterré. (Photo : ROPOS 2007) À droite : Gros plan sur un pennatule avec des feuilles allongées et des polypes. (Photo : ROPOS 2007)

Certains pennatules ont la capacité de se rétracter complètement dans le fond marin, mais la vitesse varie de quelques secondes à quelques minutes (Langton *et al.* 1990; Greathead *et al.* 2007). Pour les pennatules non rétractables, les mouvements de défense sont limités et restreints au polype ou à la feuille de polypes (figure 4.12-9), qui peut abriter de nombreux animaux. Lorsqu'une colonie détecte un danger, comme des vibrations dans la vase, ou qu'elle est dérangée, elle expulse de l'eau de l'intérieur des parois des tissus, ce qui provoque l'affaissement des polypes ou des feuilles et les rapproche du corps principal (figure 4.12-10). Les larves de poissons qui utilisent ces animaux comme abri sont piégées entre les feuilles lorsque la colonie est perturbée; en laboratoire, il est difficile de retirer les larves des spécimens en raison des fortes contractions des tissus des pennatules (Baillon *et al.* 2012).

Les coraux mous font la même chose, mais dans une plus grande mesure parce qu'ils n'ont pas de colonne vertébrale interne. Ils conservent leur forme par pression hydrostatique, de sorte que

le fluide enfermé dans les parois des tissus et la pression qui en résulte maintiennent la forme ramifiée érigée de la colonie (Fabricius et Alderslade 2001; Kier 2012) (figure 4.12-11). Ils possèdent également la capacité d'expulser cette eau s'ils sont perturbés et peuvent dégonfler leurs branches et leur tronc jusqu'à une fraction de la taille de la colonie d'origine. Comme les larves de poissons s'attardent entre les branches pour se reposer ou se protéger, elles aussi sont piégées, et on a observé jusqu'à 244 larves sur un spécimen de corail mou (Baillon *et al.* 2012). Même si ces exemples n'illustrent qu'un rôle à temps partiel, saisonnier ou par stade biologique, en tant que gardiennes des grands fonds, il s'agit néanmoins d'un rôle essentiel.



Figure 4.12-10. Pennatule dégonflé avec des larves de poissons piégées. (Photo : Baillon *et al.* 2012)



Figure 4.12-11. Photo in situ d'un corail mou, illustrant son hydrosquelette. (Photo : ArcticNet 2015)

Références

- Aldrich, F.A. et Lu, C.C. 1968. Report on the larva, eggs, and egg mass of *Rossi* sp. (Decapoda Cephalopoda) from Bonavista Bay, Newfoundland. *Can. J. Zool.* 46: 369-371.
- Baillon, S., Hamel, J.-F., Wareham, V.E. et Mercier, A. 2012. Deep cold-water corals as nurseries for fish larvae. *Front. Ecol. Environ.* 10: 351-356.
- Baker, K.D., Wareham, V.E., Snelgrove, P.V.R., Haedrich, R.L., Fifield, D.A., Edinger, E.N. et Gilkinson, K.D. 2012. Distributional patterns of deep-sea coral assemblages in three submarine canyons off Newfoundland, Canada. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 445: 235-249.
- Bayer, F.M. 1956. Octocorallia. *In* Treatise on invertebrate paleontology. Part F. Coelenterata. Edited by R.C. Moore. University of Kansas Press, Lawrence. pp. 166-231.
- Bell, J.J. 2008. The functional roles of marine sponges. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 79: 341-353.

- Buhl-Mortensen, L. et Mortensen, P.B. 2004. Crustacean fauna associated with the deep-water corals *Paragorgia arborea* and *Primnoa resedaeformis*. J. Nat. Hist. 38: 1233-1247.
- Buhl-Mortensen, L., Vanreusel, A., Gooday, A.J., Levin, L.A., Priede, I.G., Buhl-Mortensen, P., Gheerardyn, H., King, N.J. et Raes, M. 2010. Biological structures as a source of habitat heterogeneity and biodiversity on the deep ocean margins. Mar. Ecol. 31: 21-50.
- Cerrano, C., Danovaro, R., Gambi, C., Pusceddu, A., Riva, A. et Schiaparelli, S. 2010. Gold coral (*Savalia savaglia*) and gorgonian forests enhance benthic biodiversity and ecosystem functioning in the mesophotic zone. Biodivers. Conserv. 19: 153-167.
- COSEPAC. 2010. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le complexe sébaste atlantique/sébaste d'Acadie (*Sebastes mentella* et *Sebastes fasciatus*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. x + 84 p.
- Etnoyer, P. et Warrenchuk, J. 2007. A catshark nursery in deep gorgonian field in Mississippi Canyon, Gulf of Mexico. Bull. Mar. Sci. 81: 553-559.
- Fabricius, K. et Alderslade, P. 2001. Soft corals and sea fans: a comprehensive guide to the tropical shallow-water genera of the Central-West Pacific, the Indian Ocean and the Red Sea. Australian Institute of Marine Science, Queensland, Australia. 264 p.
- Frandsen, R.P. et Wieland, K. 2004. Cephalopods in Greenland waters. Technical report no. 57, Pinnortitaleriffik, Greenland Institute of Natural Resources. 19 p.
- Fuller, S.D., Murillo Perez, F.J., Wareham, V. et Kenchington, E. 2008. Vulnerable Marine Ecosystems dominated by deep-water corals and sponges in the NAFO Conventional Area. NAFO SCR Doc. 08/22: 24 p.
- Greathead, C., Donnan, D., Mair, J. et Saunders, G. 2007. The sea pens *Virgularia mirabilis*, *Pennatula phosphorea* and *Funiculina quadrangularis*: Distribution and conservation issues in Scottish waters. J. Mar. Biol. Assoc. U.K. 87: 1095-1103.
- Kier, W.M. 2012. The diversity of hydrostatic skeletons. J. Exp. Biol. 215: 1247-1257.
- Langton, R.W., Langton, E.W., Theroux, R.B. et Uzmann, J.R. 1990. Distribution, behaviour and abundance of sea pens, *Pennatula aculeata*, in the Gulf of Maine. Mar. Biol. 107: 463-469.
- Mercer, M.C. 1968. Systematics and biology of the sepiolid squids of the genus *Rossia* Owen, 1835 in Canadian waters with a preliminary review of the genus. Thesis (M.Sc.) Memorial University of Newfoundland, St. John's, NL. 96 p.
- Nesis, K.N. 2003. Distribution of recent cephalopoda and implications for Plio-Pleistocene events. Berliner Paläobiol. Abh. 3: 199-224.
- NOAA. 1999. Essential Fish Habitat Source Document: Redfish, *Sebastes* spp., Life History and Habitat Characteristics. NOAA Technical Memorandum NMFS-NE-132. US Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Services, Woods Hole, Massachusetts. 28 p.
- Okutani, T. et Sasaki, T. 2007. Eggs of *Rossia mollicella* (Cephalopoda: Sepiolidae) deposited in a deep-sea. J. Molluscan Stud. 73: 287-289.
- Patent, D.H. 1970. Life history of the basket star, *Gorgonocephalus eucnemis* (Müller & Troschel) (Echinodermata; Ophiuroidea). Ophelia 8: 145-160.
- Sherwood, O.A. et 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. 66: 142-152.

- Tsarin, S.A. 1997. Myctophids of the sound scattering layer and their place in pelagic food webs. *In* Forage Fishes in Marine Ecosystems. Proceedings of the International Symposium on the Role of Forage Fishes in Marine Ecosystems. Alaska Sea Grant College Program Report No. 97-01. University of Alaska Fairbanks. pp. 271-275.
- Wareham, V.E. et Edinger, E.N. 2007. Distributions of deep-sea corals in the Newfoundland and Labrador region, northwest Atlantic Ocean. *Bull. Mar. Sci.* 81(S1): 289-312.
- Wulff, J.L. 2006. Ecological interactions of marine sponges. *Can. J. Zool.* 84: 146166.
- Zedel, L. et Fowler, W.A. 2009. Comparison of boundary layer current profiles in locations with and without corals in Haddock Channel, southwest Grand Banks. *In* The ecology of deep-sea corals of Newfoundland and Labrador waters: biogeography, life history, biogeochemistry, and relation to fishes. Edited by K. Gilkinson and E. Edinger. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2830: vi + 136 p.

5.0 REMERCIEMENTS

Ce travail a été appuyé par l'Initiative de rapport sur les écosystèmes de Pêches et Océans Canada. Les responsables régionaux de l'Atlantique (rédacteurs) aimeraient remercier le Comité directeur des rapports sur les écosystèmes pour ses orientations et son soutien dans le cadre de cette initiative. Nous remercions tout particulièrement les scientifiques du MPO et d'ECDC pour leurs précieuses contributions (temps, données, commentaires et discussions) à la production de ce document de synthèse sur l'état de l'océan Atlantique ainsi que les participants à l'atelier de synthèse pour leurs présentations, lesquelles ont donné lieu à des discussions fructueuses. Merci à Marc Lanteigne, qui a présidé et animé les discussions de l'atelier de synthèse. Merci à Jennifer Boldt, à Andrea Niemi et à Caroline Longtin pour leurs notes détaillées sur l'atelier et à Neil Ollerhead, qui a fourni la carte biogéographique. Nous tenons également à remercier Andrea Locke et Bernard Sainte-Marie pour leurs judicieux commentaires sur le manuscrit.

ANNEXE 1 – ORDRE DU JOUR

État des océans – Programme de l’atelier de synthèse sur l’Atlantique

Lieu : Crowne Plaza, centre-ville de Moncton
Date : Du 5 au 7 décembre 2017
Animateur : Marc Lanteigne

Objectifs de l’atelier

- 1) Décrire la situation et les tendances pour l’océan Atlantique
- 2) Définir des messages clés au sujet de l’état de l’océan Atlantique
- 3) Étayer le rapport public

Jour 1

Mot de bienvenue et présentations

9 h à 9 h 10	Mot d’ouverture	Doug Bliss
9 h 10 à 9 h 20	Présentations	Marc Lanteigne
9 h 20 à 9 h 30	Contexte et objectif de l’atelier	Responsables
9 h 30 à 9 h 45	Rapports publics	Tara Donaghy
9 h 45 à 10 h	Questions	

Exposés des groupes thématiques

10 h à 10 h 30	Océanographie : physique, chimique	
<hr/> <i>Pause</i> <hr/>		
10 h 45 à 11 h 15	Habitat, zones côtières et zones benthiques importantes	
11 h 15 à 11 h 45	Océanographie : niveaux trophiques inférieurs	
11 h 45 à 12 h 15	Communautés de poissons et d’invertébrés	
<hr/> <i>Dîner (non fourni)</i> <hr/>		
13 h 15 à 13 h 45	Mammifères marins	

13 h 45 à 14 h 15 Oiseaux de mer

14 h 15 à 14 h 45 Tortues de mer

Pause

15 h à 16 h 30 Discussion en groupes
thématiques

16 h 30 à 17 h Messages clés de la journée
Points de discussions pour le
jour 2

Jour 2

Récapitulation de la première journée

9 h à 9 h 15 Marc Lanteigne

Présentation d'études de cas

9 h 15 à 9 h 30 Critères de sélection Responsables

9 h 30 à 10 h 30 Présentation d'études de cas

Pause

Discussion sur l'état de l'océan Atlantique

10 h 45 à 12 h 30 Liens, état, tendances, agents de stress et lacunes

Dîner (aux frais des participants)

13 h 30 à 16 h Messages clés, études de cas principales

Pause

16 h à 16 h 45 Proposition et rétroaction
concernant le rapport public Anton Holland

16 h 45 à 17 h Récapitulation

ANNEXE 2 : LISTE DES PARTICIPANTS

Sciences	Organisation d'appartenance	Courriel	
1	Marjolaine Blais	MPO – Québec	Marjolaine.Blais@dfo-mpo.gc.ca
2	Hugo Bourdages	MPO – Québec	Hugo.Bourdages@dfo-mpo.gc.ca
3	Denis Chabot	MPO – Québec	Denis.Chabot@dfo-mpo.gc.ca
4	Peter Galbraith	MPO – Québec	Peter.Galbraith@dfo-mpo.gc.ca
5	Michel Gilbert	MPO – Québec	Michel.Gilbert@dfo-mpo.gc.ca
6	Mike Hammill	MPO – Québec	Mike.Hammill@dfo-mpo.gc.ca
7	Renée Bernier	MPO – Golfe	Renee.Bernier@dfo-mpo.gc.ca
8	Joël Chassé	MPO – Golfe	Joel.Chasse@dfo-mpo.gc.ca
9	Jeffrey Clements	MPO – Golfe	Jeffery.Clements@dfo-mpo.gc.ca
10	Michael Coffin	MPO – Golfe	Michael.Coffin@dfo-mpo.gc.ca
11	Thomas Guyondet	MPO – Golfe	Thomas.Guyondet@dfo-mpo.gc.ca
12	Venitia Joseph	MPO – Golfe	Venitia.Joseph@dfo-mpo.gc.ca
13	Marc Lanteigne	MPO – Golfe	Marc.Lanteigne@dfo-mpo.gc.ca
14	Jenni McDermid	MPO – Golfe	Jenni.McDermid@dfo-mpo.gc.ca
15	Marc Ouellette	MPO – Golfe	Marc.Ouellette@dfo-mpo.gc.ca
16	Amélie Rondeau	MPO – Golfe	Amelie.Rondeau@dfo-mpo.gc.ca
17	Tyler Tunney	MPO – Golfe	Tyler.Tunney@dfo-mpo.gc.ca
18	David Brickman	MPO – Maritimes	David.Brickman@dfo-mpo.gc.ca
19	Alida Bundy	MPO – Maritimes	Alida.Bundy@dfo-mpo.gc.ca
20	Catalina Gomez	MPO – Maritimes	Catalina.Gomez@dfo-mpo.gc.ca
21	Catherine Johnson	MPO – Maritimes	Catherine.Johnson@dfo-mpo.gc.ca
22	Andrea Moore	MPO – Maritimes	Andrea.Moore@dfo-mpo.gc.ca
23	Keith Clarke	MPO – Terre-Neuve-et-Labrador	Keith.Clarke@dfo-mpo.gc.ca
24	Robert Gregory	MPO – Terre-Neuve-et-Labrador	Robert.Gregory@dfo-mpo.gc.ca
25	Robyn Jamieson	MPO – Terre-Neuve-et-Labrador	Robyn.Jamieson@dfo-mpo.gc.ca
26	Mariano Koen-Alonso	MPO – Terre-Neuve-et-Labrador	Mariano.Koen-Alonso@dfo-mpo.gc.ca
27	Garry Stenson	MPO – Terre-Neuve-et-Labrador	Garry.Stenson@dfo-mpo.gc.ca
28	Caroline Longtin	MPO – Région de la capitale nationale	Caroline.Longtin@dfo-mpo.gc.ca
29	Liisa Peramaki	MPO – Région de la capitale nationale	Liisa.Peramaki@dfo-mpo.gc.ca
30	Nadine Templeman	MPO – Région de la capitale nationale	Nadine.Templeman@dfo-mpo.gc.ca
31	Andrea Niemi	MPO – Centre et Arctique	Andrea.Niemi@dfo-mpo.gc.ca
32	Jennifer Boldt	MPO – Pacifique	Jennifer.Boldt@dfo-mpo.gc.ca
33	Sabina Wilhelm	ECCC – SCF, Région de l'Atlantique	Sabina.Wilhelm@canada.ca
Communications			
34	Michèle Bernier	MPO – Golfe	Michele.Bernier@dfo-mpo.gc.ca
Vulgarisation scientifique			
35	Tara Donaghy	Région de la capitale nationale	Tara.Donaghy@dfo-mpo.gc.ca
Expert-conseil			
36	Anton Holland	Niva Inc, Ottawa, ON	aholland@niva.com

ANNEXE 3 – DISCUSSIONS EN ATELIER

3.1 RAPPORTS

Jour 1

- Il est précisé que les rapports des groupes thématiques pourraient être mis à jour sur la base des discussions de l'atelier.
- Les participants se demandent s'il existe des méthodes pour suivre l'impact du rapport sur le public canadien. Il serait bon de savoir comment les gens reçoivent le rapport et comment ils y réagissent. Il pourrait y avoir des mécanismes de suivi, comme des sondages, la surveillance des consultations sur le Web (p. ex. Google Analytics) ou d'autres mécanismes de rétroaction. Serait-il possible d'effectuer des sondages avant et après la publication du rapport pour en évaluer l'influence sur les connaissances du public? Le MPO pourrait peut-être demander l'aide d'experts externes pour concevoir un sondage ou d'autres options (p. ex. le travail de l'Université Dalhousie sur la rétroaction du public concernant les décisions de gestion des pêches). Le Canadian Network for Ocean Education (CaNOE) pourrait avoir l'expertise nécessaire pour aider. Ce processus comprendra également un suivi auprès de ceux qui ont participé au processus de Rapport sur l'état des océans afin de recueillir des commentaires en vue d'étayer les rapports à venir. C'est la première fois que ce format de rapport est utilisé et nous apprenons au fur et à mesure que le processus se déroule.
- Selon le calendrier des rapports publics, les produits de communication doivent être prêts d'ici la fin de l'exercice financier. L'objectif serait de publier le rapport de synthèse à peu près au même moment. On pourra ajouter du matériel en fonction des commentaires du public.
- Comment les nouveaux enjeux seront-ils traités? Le Secteur des sciences du MPO devrait-il s'en charger? Habituellement, les Communications s'occupent de ces questions parce que l'équipe a une perspective nationale.
- L'expert-conseil a eu le temps d'examiner ce qui avait été présenté jusqu'à présent le premier jour. On a estimé que les messages clés étaient adéquats et que les choses allaient généralement dans la bonne direction. Il faudrait réfléchir davantage aux unités utilisées dans le rapport et à la façon dont l'information pourrait être condensée pour tenir en 16 pages.
- Il faudrait discuter davantage des messages clés et de leur importance relative. Les messages peuvent-ils être généralisés et y a-t-il de bonnes et de mauvaises nouvelles?
- Comment faut-il présenter l'incertitude dans les données pour qu'elle soit transparente? Il est possible que le public perçoive l'incertitude différemment des scientifiques et ait besoin d'éducation sur la façon dont la science fonctionne. Il faut maintenir l'intégrité de la science afin que les récits soient étayés par des faits.
- Les responsables régionaux devront se pencher sur les questions relatives aux échelles de temps utilisées dans les figures et à la façon dont elles sont normalisées. Est-il nécessaire d'inclure toutes les données historiques?

Jour 2

- L'animateur passe en revue les discussions de la première journée. Il est ressorti clairement de cette discussion que la rétroaction du public et des participants serait importante pour orienter les futurs rapports sur l'état des océans. Cette question sera examinée avec le Comité directeur à l'issue de l'atelier.
- Pour ce qui est des rapports publics, il serait important de discuter davantage des messages clés et de déterminer lesquels s'appliqueraient à l'ensemble des groupes thématiques. Il serait utile de discuter plus en profondeur de la façon d'expliquer l'incertitude au public. Des questions sont aussi posées sur la façon de maintenir l'uniformité du matériel des rapports (p. ex. les figures) entre les groupes thématiques.
- Pour le rapport de synthèse, il serait utile d'inclure un aperçu de la biorégion au début; il pourrait y avoir d'autres discussions pour inclure les ZIEB dans le rapport.
- La question se pose toujours de savoir comment les espèces aquatiques envahissantes (EAE) seraient abordées dans le rapport et s'il faut regrouper les tortues marines et les oiseaux de mer ou les traiter comme des groupes thématiques distincts.
- On discute de l'ajout d'une composante humaine au rapport. Toutefois, le Secteur des sciences du MPO n'aurait pas vraiment l'expertise voulue pour s'attaquer à ce problème. La question relève davantage de la Gestion des océans que des Sciences. Le rapport sera diffusé à l'intérieur du Ministère pour que d'autres groupes puissent l'utiliser. Ils pourront peut-être contribuer aux futurs rapports.
- Les participants conviennent que les biorégions utilisées par le groupe des communautés de poissons et d'invertébrés seront utilisées partout.
- Le calendrier à l'étude a été examiné. Une période de 5 à 7 ans pourrait être trop courte pour certains changements. Il y a eu des changements rapides et sans précédent au cours des cinq à sept dernières années, mais il y a aussi eu des changements rapides dans le passé. On dispose de davantage de données aujourd'hui pour comprendre ces changements. Il convient de souligner qu'un certain nombre de records ont été observés récemment.
- Les ZPM n'ont pas été abordées dans le rapport. Le site Web pourrait comporter un lien vers le scénarimage de Conservation marine. Il pourrait y avoir une carte avec des couches qui pourraient être activées et désactivées.
- L'expert-conseil révisera le langage scientifique pour le rapport public. Il y aura une rétroaction entre l'expert-conseil et le groupe pour s'assurer que les messages clés sont maintenus dans la traduction.

Après l'atelier

- Après l'atelier, le Comité directeur national des rapports sur les écosystèmes du MPO a fait savoir que les espèces aquatiques envahissantes (EAE) constituaient une lacune importante dans le rapport. Les responsables régionaux ont poursuivi les discussions avec des membres du programme national des EAE du MPO afin de produire des messages

clés et un court texte de fond à inclure dans le présent document de synthèse et dans le rapport public.

- Les messages clés sont inclus dans la section 2.0, le texte de fond est le suivant :
« En 2017, 11 espèces aquatiques envahissantes marines sont reconnues comme ayant divers niveaux d'impact négatif sur les écosystèmes marins dans les eaux du Canada atlantique (Programme de surveillance des espèces aquatiques envahissantes de la zone atlantique du MPO). L'eau de ballast et les bio-salissures provenant de la navigation commerciale (internationale et nationale) et de plaisance, l'aquaculture et les activités de pêche, ainsi que le commerce d'animaux vivants et d'espèce d'aquarium, demeurent les principaux vecteurs d'introduction et de propagation des EAE. Les effets négatifs des EAE sur les écosystèmes marins du Canada atlantique comprennent le déclin de l'abondance et de la biomasse des communautés côtières de poissons, de la biomasse de la zostère marine et des macroalgues, des changements dans les communautés d'invertébrés benthiques, ainsi que des effets économiques négatifs sur la pêche commerciale et l'aquaculture. »

3.2 GROUPES THÉMATIQUES

Océanographie : physique, chimique

- Il pourrait être utile d'avoir une figure qui illustre le cycle saisonnier des couches d'eau. Actuellement, il n'est exprimé que dans le texte. On pourrait obtenir des figures semblables pour les Maritimes et Terre-Neuve.
- Trois méthodes pour illustrer les tendances des données ont fait l'objet de discussions. L'une d'elles consiste en des tableaux de bord (anomalies normalisées depuis les années 1980). Il ne serait pas nécessaire d'indiquer la moyenne et l'écart-type dans le rapport public. La méthode du tableau de bord permet de voir plus facilement les changements dans les données. Une autre méthode serait l'empilement des anomalies, qui est un format utilisé dans le résumé des niveaux trophiques inférieurs. Les anomalies du même côté de la ligne montrent la cohérence du changement. La troisième méthode serait les graphiques linéaires.
- Sur les figures, les divisions de l'OPANO sont coupées à la bordure du plateau et ne sont pas étendues. Ces limites sont bien connues du public des pêcheurs et devraient être étendues. Les figures du rapport sur les communautés de poissons et d'invertébrés comporteraient des encadrés complets, qui devraient être inclus dans une section d'introduction du rapport de synthèse. Ces cartes pourraient également être utilisées pour le résumé du groupe thématique des niveaux trophiques inférieurs.
- Cette section adopte une approche très intégrée, mais ce n'était pas le cas pour d'autres groupes thématiques comme les communautés de poissons et d'invertébrés. Le rapport de synthèse devrait comporter une section biogéographie ou une section au début pour donner une introduction générale aux rapports des groupes thématiques, ce qui pourrait permettre de raccourcir certaines sections.

- Il faudrait ajouter une description de la circulation dans la zone pour montrer comment les choses sont reliées. Cela aiderait à mettre en contexte les liens dans d'autres groupes thématiques.
- Des éclaircissements ont été demandés sur les séries chronologiques utilisées pour calculer les anomalies. La période standard de 30 ans (1981-2010) a été utilisée dans le rapport. Il serait possible de remonter plus loin, mais il faudrait remettre les figures à l'échelle. Les couleurs des encadrés changeraient aussi. Toutes les séries chronologiques ont des données remontant aux années 1980, c'est pourquoi cette norme a été choisie.
- Le fait de changer la série chronologique changerait-il la perspective des données? Cela ne changerait pas l'interprétation parce que la même climatologie est utilisée comme référence. On a déjà discuté de la meilleure façon de présenter les tendances. Des graphiques cumulatifs pourraient être plus appropriés pour illustrer la variabilité inter-décennale. Le contexte peut être nécessaire pour des séries chronologiques plus longues.
- Pour la couche intermédiaire froide, il doit être clair pour le public que plus = froid et moins = chaud.
- Les données sur la mer du Labrador n'ont pas été incluses, car il a été convenu de ne pas les prendre en compte dans le présent rapport.
- Les données sur le ruissellement pourraient être présentées avec une moyenne de ruissellement pour montrer une ligne plus lisse.
- L'acidification des océans est une lacune dans les données. Des données sont actuellement recueillies dans le cadre des recherches menées pour le Programme des services d'adaptation aux changements climatiques en milieu aquatique (PSACCMA). Nous espérons que ces données seront disponibles pour le prochain rapport.
- On pourrait ajouter des données sur l'élévation du niveau de la mer, le transport et les courants dans le rapport.

Habitat, zones côtières et zones benthiques importantes

- Cette section n'est pas aussi intégrative que les autres. Il n'y a pas non plus de surveillance des changements temporels dans l'état pour ce thème.
- L'inclusion du clypéastre comme espèce clé a été remise en question. L'expert de la section sur les clypéastres, bien qu'il n'ait pas pu être présent, a précisé par courriel que comme l'espèce peut atteindre des densités de population très élevées, elle peut jouer un rôle majeur dans la structuration de la communauté benthique; elle peut être classée comme une espèce clé en raison de sa dominance. Cette affirmation est étayée par une citation dans le texte.
- Elle donne lieu à une discussion générale sur la façon dont les espèces/habitats ont été sélectionnés pour être inclus dans cette section. Plusieurs facteurs ont joué un rôle, notamment le choix des habitats pour lesquels il existe des informations publiées, ainsi que les habitats qui subissent des pressions résultant d'activités humaines et qui seraient importants pour l'éducation du public. La liste des espèces a également été limitée aux plus importantes en fonction de l'espace disponible pour le rapport du groupe thématique.

Il n'a pas été possible de toutes les inclure, mais la liste pourrait être plus longue dans les prochains rapports. On note également que cette section est quelque peu biaisée vers les habitats littoraux. Il faudrait inclure ce contexte dans le texte.

- Dans le rapport, les auteurs devraient faire preuve de prudence lorsqu'ils utilisent les termes « critique » ou « essentiel » en parlant de l'habitat, car elle a une signification particulière pour les espèces visées par la LEP.
- Si possible, il faudrait ajouter une carte pour les coraux et les éponges qui couvre des zones en dehors de la ZEE (par exemple, le Bonnet Flamand) afin de donner plus de contexte.
- La menace d'eutrophisation de la zostère marine provient de l'augmentation de la croissance des algues qui peut entraîner une diminution de la luminosité entravant la croissance. La croissance des algues peut être favorisée par rapport au développement racinaire, ce qui permet de déloger plus facilement la zostère.
- Comment se fait-il que, contrairement aux autres habitats, la zostère marine de Terre-Neuve soit en augmentation? Dans ce cas, les changements climatiques ont un impact positif parce que les eaux au large de Terre-Neuve se réchauffent généralement, ce qui prolonge la saison de croissance. Cela permet aux plantes d'emmagasiner plus d'énergie et leur offre la possibilité de s'étendre à d'autres régions, y compris vers le nord, grâce à la reproduction végétative et à la multiplication des semences.
- Une lacune importante dans cette section est la connaissance de la répartition de ces habitats. Par exemple, toutes les zostères n'ont pas encore été trouvées. Des cartes de répartition pourraient être incluses, mais elles seraient incomplètes.
- La connaissance de l'élévation potentielle du niveau de la mer pourrait être ajoutée à la section océanographique du rapport de manière à enrichir la discussion sur cette menace pour les habitats côtiers.
- Les tendances ont été mentionnées dans la présentation pour certains habitats, mais aucune figure n'a été présentée. Pourrait-on inclure des cartes comparant, par exemple, les années 1980 à aujourd'hui? Il n'y a pas beaucoup de données disponibles sur les tendances de ces espèces. Il s'agit surtout de données sur la présence ou l'absence d'espèces, et on est encore en train de localiser ces espèces aujourd'hui. On dispose de quelques données limitées pour de petites régions, qui pourraient être utiles comme études de cas mais pas à l'échelle biorégionale. La comparabilité des données recueillies par différentes méthodes pose également problème.
- Existe-t-il des données à l'appui des déclarations sur les menaces qui pèsent sur les habitats? Cette information est disponible dans certains cas comme celui de la baie Placentia, pour montrer le lien entre la zostère marine et le crabe vert, mais l'impact de l'aquaculture sur la zostère marine est encore à l'étude. L'activité pétrolière et gazière pourrait être cartographiée en superposition au-dessus des zones de corail et d'éponges. L'échelle des diverses menaces devrait être prise en compte.

Océanographie – Niveaux trophiques inférieurs

- Cette section a utilisé les anomalies cumulées pour afficher les données qui avaient été jugées plus lisibles pour le public.
- Le transfert relatif d'énergie des systèmes benthique et pélagique est très important et n'a peut-être pas été souligné dans le rapport.
- Des espèces envahissantes sont-elles observées dans les niveaux trophiques inférieurs? Le protocole d'échantillonnage ne permet pas de les détecter, et il faudra peut-être appliquer une approche génétique. Jusqu'à présent, peu d'efforts ont été déployés dans ce domaine.
- La représentation des espèces à haute énergie par rapport aux espèces à basse énergie serait plus intuitive si elle était présentée sous forme de biomasse, mais c'est l'abondance qui a été utilisée dans le rapport. La biomasse est mesurée et pourrait être présentée, bien qu'il puisse y avoir des lacunes dans les données. On pourrait ajouter les travaux en cours sur la densité énergétique de *Calanus*.
- Les blooms phytoplanctoniques nuisibles sont-ils un problème? On ne travaille pas beaucoup à l'heure actuelle sur cette question et la capacité de le faire est limitée. Une surveillance limitée est effectuée dans la région du Québec, où les blooms phytoplanctoniques nuisibles ont posé des problèmes, et des travaux ont été menés à la Station biologique de St. Andrews pour mettre au point des algorithmes de télédétection.
- *Calanus* pourrait être une histoire intéressante pour une étude de cas en raison du lien étroit avec le capelan à Terre-Neuve, ce qui serait important du point de vue du public. Trois publications sont également en préparation sur trois espèces de *Calanus* dans le contexte de la baleine noire, et pourraient être utilisées dans le prochain rapport.
- Les participants discutent de la normalisation des graphiques entre les thèmes. Devrait-il y avoir une apparence commune, par exemple, la palette de couleurs? Le rouge pourrait être perçu par le public comme une information négative. L'expert-conseil a indiqué qu'il sera en mesure de manipuler les données afin de produire des figures pour le rapport public, et qu'il tiendra compte des couleurs et de l'accessibilité. La normalisation n'est pas aussi importante pour que les rapports à inclure dans le document de synthèse.

Oiseaux de mer

Aucune question n'a été posée sur ce groupe thématique.

Tortues de mer

- Qu'entend-on par « en danger critique d'extinction » selon le système de classification international par rapport au système canadien?
- D'autres données d'observation recueillies depuis la fin des années 1980, par exemple dans la région du Québec, peuvent-elles être incluses? Oui, cette information a fait l'objet d'un examen par les pairs et a été publiée.
- Les participants discutent de l'équilibre relatif et de l'importance relative des espèces dans le rapport. Les tortues de mer ont une section tandis que de plus grands groupes

d'espèces comme les poissons ont été regroupés pour la discussion. C'est la première année que les rapports sur l'état de l'océan sont présentés sous cette forme, et cela fera partie du processus d'apprentissage. Il faudra travailler pour trouver le bon équilibre. Les tortues de mer sont emblématiques et importantes du point de vue du public, mais les composantes de l'écosystème doivent être mises en perspective.

- Existe-t-il des données sur l'importance des tortues de mer pour le transfert et l'abondance d'énergie?

Mammifères marins

Aucune question n'a été posée sur ce groupe thématique.

Communautés de poissons et d'invertébrés

- L'augmentation du sébaste est attribuable aux classes d'âge de 2011, 2012 et 2013. La merluche domine maintenant dans certaines parties de Terre-Neuve et on en trouve davantage dans les relevés du golfe du Saint-Laurent.
- Il ne serait pas trop difficile de produire une image zonale et des tendances communes se dégagent entre les zones. Toutefois, les facteurs relatifs à ces signaux peuvent différer d'une région à l'autre.
- L'approche consistant à présenter les données sous forme de communautés (p. ex. poissons démersaux, pélagiques, invertébrés) est jugée utile.
- Une question est posée sur la cohérence des figures d'une région à l'autre. Il n'est peut-être pas nécessaire d'avoir des figures cohérentes pour le document de synthèse. Le texte général et les données seraient plus importants.
- Les estimations de la biomasse de la morue franche pour le plateau néo-écossais ont été remises en question. Il n'y a pas eu d'évaluation depuis 2011. D'autres rapports ont été utilisés pour ces données, qui n'étaient pas nécessairement des évaluations des stocks. De nombreuses espèces des groupes démersaux, pélagiques et invertébrés figurant dans le rapport ne sont pas exploitées commercialement et on ne dispose pas de données d'évaluation à leur sujet; on a donc utilisé des données de relevé inédites. Il faudrait consulter les experts de la région des Maritimes qui seront présents le deuxième jour pour clarifier les données sur le plateau néo-écossais.
- La biomasse du sébaste sur le plateau néo-écossais n'est pas l'une des dix principales espèces, mais elle était la plus élevée. Il faudra revoir ce point.
- Il est important d'établir une distinction entre les données déclarées en tant que débarquements et la biomasse. Les deux ont été utilisés, et la série chronologique des données sur les débarquements est plus longue, mais aucune normalisation par rapport à une moyenne de référence n'a été effectuée. Pour l'holothurie, l'abondance peut sembler augmenter, mais elle est en fait déclarée dans les débarquements.
- Une question est posée sur la normalisation des données sur les changements de type d'engin au cours de la série chronologique pour le nord de la région du golfe et la région de Terre-Neuve et du Labrador. Cette question a été réglée pour Terre-Neuve-et-Labrador, où elle a été mise à peu près à l'échelle.

- Les débarquements seraient-ils un bon indice pour les espèces pélagiques dans le sud du golfe du Saint-Laurent? Ils peuvent être utiles pour certaines espèces (p. ex. le homard), mais ils sont moins fiables pour d'autres, comme le hareng. Des relevés sont nécessaires pour couvrir les eaux plus profondes, et les bancs peuvent provoquer des pics dans les données. Il y aura un problème de différences dans les sources de données entre les régions. Les débarquements peuvent également être biaisés par des changements dans l'effort liés à la popularité de certaines pêches (p. ex. le hareng par opposition au homard). Le relevé du sud du Golfe effectué par le navire de recherche est un indice plus fiable que les captures par unité d'effort. Des données de relevé seraient préférables, mais une partie des rapports au public devrait inclure une description des difficultés associées à l'étude de ces écosystèmes.
- Il y a un certain désaccord quant à l'importance d'utiliser des unités cohérentes entre les régions. Certains estimaient que les tendances générales étaient plus importantes pour présenter le sujet. Il faudrait choisir le graphique le plus clair selon le sujet traité. D'autres estimaient que certains lecteurs seraient intéressés par l'abondance. Le rapport pourrait indiquer des évaluations des stocks pour cette information. Les différences entre les méthodes de relevé entre les régions rendraient les comparaisons difficiles. On pourrait choisir une espèce comme espèce indicatrice et la comparer entre les régions. Une comparaison des 3 ou 5 premières espèces par région pourrait également être utile. Ce chiffre pourrait refléter la capturabilité plutôt que l'abondance. Les graphiques « Spark » peuvent être utiles pour dégager des profils communs. Dans le golfe du Saint-Laurent, on utilise les captures par unité d'effort parce qu'on ne connaît pas la biomasse.
- On discute de la présentation des pics de données d'un an et de deux ans. Il faudra vérifier ces années et les indiquer comme anormales. Les chaluts de relevé ne sont pas conçus pour échantillonner les poissons pélagiques ou les invertébrés pélagiques, de sorte que ces données peuvent ne pas être claires. Cette limite doit être claire pour le public, et ce type de graphique peut ne pas figurer dans le rapport public.
- L'augmentation du hareng devrait-elle constituer un message clé pour le sud du golfe du Saint-Laurent? La tendance ces dernières années est à la baisse. On ne sait pas exactement dans quel sens va l'évolution.

Généralités

- Les participants discutent de la question de savoir s'il faut inclure les zones d'importance écologique et biologique (ZIEB) dans le rapport. Elles pourraient être ajoutées dans la section sur l'aperçu biogéographique. Les Sciences les définissent comme des points chauds biologiques. Il ne serait pas nécessaire de décrire leur utilisation en gestion, mais on pourrait reconnaître que le travail a été fait et fournir des liens vers ce travail. Certains se demandent si cela intéresserait le public, bien que des lecteurs avertis soient peut-être familiers avec ce terme. Il est suggéré de faire preuve de prudence pour parler des ZIEB, car elles peuvent nécessiter beaucoup de contexte pour être comprises et ce n'est peut-être pas la bonne plate-forme. Elles pourraient s'inscrire dans le thème de l'habitat.
- Comment les espèces aquatiques envahissantes (EAE) sont-elles intégrées dans les rapports? Elles sont actuellement considérées comme des agents de stress dans les groupes thématiques et ne sont pas détaillées dans leur propre section distincte.

- Les participants se penchent sur la question de l'équilibre entre les sections. Le rapport pourrait avoir trois grands thèmes et inclure des études de cas pour les aspects qui ne nécessitent pas un thème complet (p. ex. tortues de mer, EAE et ZIEB). Les tortues de mer, les mammifères marins et les oiseaux de mer ne sont pas simplement des animaux des niveaux trophiques supérieurs. Sur le plan fonctionnel, ils correspondent à l'ensemble du réseau trophique (p. ex. les tortues de mer se nourrissent de scyphozoaires et de zooplancton). En général, cependant, les gens considèrent qu'il s'agit de groupes distincts. Leur répartition spatiale est également un facteur commun. Les sections pourraient être équilibrées en fonction de la quantité d'information disponible. Par exemple, on dispose de niveaux d'information similaires sur les tortues de mer et les oiseaux de mer, mais il peut y en avoir davantage sur les mammifères marins. Les responsables précisent qu'à l'origine, les tortues de mer et les oiseaux de mer étaient inclus dans la section des mammifères marins, mais qu'ils ont été présentés séparément à l'atelier pour des raisons logistiques. Il serait peut-être préférable de regrouper les oiseaux de mer et les tortues de mer.
- La vulgarisation scientifique indique qu'on peut placer des liens sur le site Web vers de l'information en ligne pour les domaines sur lesquels on a besoin de plus d'information. Ces domaines peuvent être traités au fur et à mesure que les rapports progressent.

3.3 MESSAGES CLÉS

- Pour cette section, il sera important de tenir compte des messages clés généraux. Quels sont les points communs ou les incohérences dans les données? Que pourrait-il manquer dans les groupes thématiques?
- La discussion commence par l'examen d'une déclaration de haut niveau selon laquelle nous sommes dans une période de changement. Les écosystèmes et les océans changent dans l'espace et dans le temps.
- Les messages clés ont été rédigés sur l'écran de rétroprojection avec la participation du groupe.
- Pour les rapports publics, il serait important de déterminer quels éléments du rapport de synthèse sont les plus importants et pourquoi. Quelles sont les ramifications si ces tendances se poursuivent?
- Les messages clés pourraient être divisés en deux parties : physique et biologique. L'environnement physique (p. ex. température de la surface de la mer, température en eaux profondes, éléments nutritifs, pH et hypoxie) change avec le temps. Les interactions dans les composantes biologiques reflètent les signaux sous-jacents de l'environnement physique. Il y a des interactions ascendantes et descendantes, l'introduction de nouvelles espèces de poissons, des changements dans la productivité du plancton et des changements dans la composition des communautés. Les zones biophysiques bougent et les communautés se déplacent et se réorganisent en conséquence.
- Le rapport public devrait comprendre une figure qui illustre clairement comment nous définissons un écosystème, y compris la région géographique, les composantes biologiques et physiques et leurs interactions. Les écosystèmes sont dynamiques, mais à l'heure actuelle, nous assistons à des changements durables, ce qui est une situation

différente de celle du passé. Certains écosystèmes ne se sont pas vraiment remis de leur faible productivité des années précédentes (avant 2013).

- Quelle devrait être la portée des messages? Le rapport traite d'une vaste zone géographique. Les changements ne sont pas les mêmes dans le nord et dans le sud. Un même agent de stress (p. ex. les changements climatiques) peut avoir des effets différents dans différentes régions. Les changements ne se produisent pas non plus à la même vitesse d'une région à l'autre.
- Le réchauffement climatique devrait être un message clé important et dominant.
- Une discussion pourrait être incluse dans le rapport sur les changements dans la recherche écosystémique, l'accent étant mis non plus sur la surveillance d'une seule espèce, mais sur la surveillance des écosystèmes. Cela aiderait à expliquer les différences dans les données au fil du temps.
- Les participants se demandent s'il existe suffisamment de données solides pour dire que l'écosystème est à un stade de non-rétablissement pour une espèce ou pour l'écosystème dans son ensemble. Bien que le système soit actuellement dans une période de réchauffement, cette période a été relativement courte (4-5 ans) et il est possible que le système revienne à court terme à un état antérieur. L'Atlantique est influencé par une variabilité pluridécennale et le stress des pêches passées se fait encore sentir dans le système, ce qui nuit au rétablissement. Il n'est probablement pas sage de commenter le non-rétablissement à ce stade-ci, compte tenu du niveau de compréhension. Le public devrait comprendre que le changement est lent. On souligne que les changements ne sont pas lents dans l'Arctique.
- Il est proposé d'utiliser dans le rapport un libellé sur l'incertitude tel que celui des rapports du GIEC sur les changements climatiques.
- L'intérêt du public peut se concentrer sur de plus petites régions géographiques qu'il connaît bien. Dans une certaine mesure, cette question sera abordée dans les études de cas. Des études de cas locales pourraient être ajoutées au site Web.
- Les messages clés de chaque groupe thématique pourraient être organisés en fonction de l'évolution des choses dans le temps, l'espace et l'ampleur. Le public peut comprendre que les choses changent, mais il se demandera « Et alors? » Cela peut être l'occasion de sensibiliser le public à l'importance de ces changements.
- D'après les directives de la Direction de la vulgarisation du MPO, la première étape consistait, selon elle, à faire passer les messages clés des Sciences et à tirer des renseignements de ces messages clés sans imposer de nouvelle structure organisationnelle.
- Les messages clés importants pour chaque groupe thématique ont été rédigés en même temps que les messages clés sur les liens, les agents de stress, les lacunes et les incertitudes, et les nouveaux enjeux.
- Les participants estiment qu'à ce stade, les messages clés étaient axés sur le document de synthèse et qu'il n'était pas nécessaire de simplifier le langage à ce stade. Si nécessaire,

cela pourrait être fait plus tard, en collaboration avec les services de vulgarisation et l'expert-conseil.

- On rappelle aux participants que seuls les renseignements examinés par des pairs et publiés seront pris en compte dans le présent rapport.
- On discute de la quantité de détails à inclure dans la section sur les agents de stress. Les détails seront fournis par le texte et pourront être omis des messages clés. Il ne serait pas nécessaire de dresser ici une liste exhaustive de tous les agents de stress. Certains messages concluants pourraient être inclus (p. ex. s'attendre à davantage d'ondes de tempête, perte d'habitat). Les changements climatiques seront considérés comme un agent de stress distinct qui l'emporte sur les autres et fait le lien entre les groupes thématiques.
- Pour les activités pétrolières et gazières, il serait nécessaire d'être plus descriptif et d'inclure des agents de stress particuliers (p. ex. séismes, déversements de pétrole, autres contaminants). L'impact du bruit n'est pas encore bien compris.
- Les impacts cumulatifs pourraient être importants, mais peu de progrès ont été réalisés dans la compréhension de ce domaine.
- Il serait important de se rappeler que les zones côtières peuvent présenter des tendances différentes de celles de la haute mer. Par exemple, le réchauffement peut être différent dans les zones côtières.

3.4 ÉTUDES DE CAS

Mortalité massive de plusieurs espèces de la faune marine liée à une prolifération toxique de dinoflagellés

- On ne savait pas combien d'organismes ont été touchés par la prolifération toxique.

Hypoxie et acidification des eaux au fond de l'estuaire maritime du Saint-Laurent : lien avec les flux de carbone, d'azote et de phosphore du fleuve Saint-Laurent

- Des données biologiques à long terme sont-elles disponibles? Il existe une bonne corrélation entre les poissons et les niveaux d'oxygène dissous, mais il n'existe aucune donnée sur l'époque où l'estuaire était moins hypoxique. On a 20 ans de données sur l'oxygène dissous de Rimouski, mais le pH n'a été mesuré que récemment.

Dynamique prédateur-proie : l'impact du phoque gris et du phoque du Groenland sur la morue franche

Aucune question n'a été posée sur cette étude de cas.

Influence de l'évolution des glaces sur la dynamique des populations de phoques du Groenland de l'Atlantique Nord-Ouest

Aucune question n'a été posée sur cette étude de cas.

Eutrophisation dans les estuaires du sud du golfe du Saint-Laurent

- Cette étude de cas pourrait-elle être combinée avec l'étude de l'hypoxie dans l'estuaire du Saint-Laurent? Les mécanismes diffèrent dans ces deux cas, mais pourraient être combinés parce qu'ils traitent tous deux du ruissellement fluvial.
- La salinité dans cette zone était d'environ 25 et la profondeur de 2-3,5 m. L'eau est sursaturée et on peut voir des bulles qui sortent d'*Ulva* spp. L'eutrophisation est épisodique lorsque les blooms se décomposent, ce qui entraîne une diminution de l'oxygène.

Événements récents de réchauffement dans les Maritimes

Aucune question n'a été posée sur cette étude de cas.

Comment le climat peut influencer sur la productivité des écosystèmes marins de l'Atlantique au Canada: le rôle écologique des poissons fourrages

- Pourquoi y a-t-il des différences entre le capelan aux dates où l'état des glaces était semblable? On ne le sait pas, mais ce phénomène est peut-être lié à des différences dans les conditions physiologiques et biologiques.
- Des travaux sont en cours pour mettre à jour ce modèle à l'aide de données récentes.

Zostère marine et recrutement de la morue franche

- Cette étude de cas pourrait-elle être élargie à l'ensemble de la région de l'Atlantique? Les travaux des Maritimes pourraient être inclus.
- La zostère marine est la seule espèce d'importance écologique (EIE) au Canada atlantique.

Biodiversité côtière dans la baie de Passamaquoddy

Aucune question n'a été posée sur cette étude de cas.

Occurrence de nouvelles espèces dans les relevés au chalut sur le plateau néo-écossais

Aucune question n'a été posée sur cette étude de cas.

Les populations d'oiseaux de mer réagissent à la disponibilité réduite des poissons fourrages

- Les participants discutent des données à inclure sur la figure, car elles ne semblent pas toutes avoir été examinées par les pairs. La figure sera mise à jour pour n'inclure que les années pour lesquelles des données ont été publiées (jusqu'en 2014).
- Une question est également posée à savoir si le lien entre les stocks de poissons et les oiseaux de mer avait été publié. Ce point sera vérifié.

Habitats de croissance et d'alimentation benthiques : rôles des coraux et des éponges des grands fonds

Aucune question n'a été posée sur cette étude de cas.

Généralités

- Le format condensé du rapport public sur l'état de l'océan Atlantique, rédigé en langage simple, exige que seules quelques-unes des douze études de cas soient présentées.
 - Deux ou trois études de cas portant plus largement sur la zone atlantique seraient choisies pour être présentées dans le rapport public.
 - Les autres études de cas pourraient être présentées sous forme de résumés écrits ou sous d'autres formes (p. ex. conférences, diaporamas, courtes entrevues vidéo, infographies ou baladodiffusions) et affichées sur le site Web national du MPO sur l'état des océans avec le rapport public.
 - Toutes les études de cas seront incluses dans le rapport technique de synthèse sous forme de résumés écrits.
- Les participants discutent des études de cas qui pourraient être combinées. Les deux études sur la zostère pourraient être combinées. Il serait important d'examiner la complexité du sujet si on combinait les deux.
- Certains graphiques dans les présentations comprenaient des renseignements inédits. Il est décidé de ne pas inclure ces données.
- Faudrait-il inclure davantage d'études de cas dans des domaines où il y a des lacunes dans les connaissances, comme la zone côtière, même si elles ont une portée plus locale qu'à l'échelle de l'Atlantique?
- Les critères de sélection utilisés pour déterminer les études de cas à inclure dans le rapport public consistaient en des études de cas fondées sur des données publiées et examinées par des pairs, leur pertinence à l'échelle de la zone atlantique, la représentation de plusieurs messages clés et la participation de plusieurs groupes thématiques.
- Les participants présents le deuxième jour de l'atelier de synthèse pour les présentations des études de cas ont été invités à voter pour les trois études de cas qui correspondent le mieux à ces critères de sélection.
- Les quatre études de cas suivantes (en raison d'une égalité pour la troisième place) ont été choisies pour être incluses dans le rapport public :
 - Dynamique prédateur-proie : l'impact du phoque gris et du phoque du Groenland sur la morue franche
 - Comment le climat peut influencer sur la productivité des écosystèmes marins de l'Atlantique au Canada : le rôle écologique des poissons fourrages
 - Zostère marine et recrutement de la morue franche
 - Occurrence de nouvelles espèces dans les relevés au chalut sur le plateau néo-écossais
- La présentation des études de cas qui n'ont pas été retenues pour le rapport public sera abordée entre les auteurs et les Secteurs des sciences, de la vulgarisation et des communications du MPO.

ANNEXE 4 – ACRONYMES ET ABRÉVIATIONS

Acronyme	Description
AOU	Utilisation de l’oxygène apparent
CaNOE	Canadian Network for Ocean Education
CIF	Couche intermédiaire froide
DFO	Fisheries and Oceans Canada
EAE	Espèces aquatiques envahissantes
ECCE	Environnement et Changement climatique Canada
eGdMBdf	Est du Golfe du Maine et baie de Fundy
EIE	Espèce d’importance écologique
EMV	Écosystème marin vulnérable
ESL	Estuaire du Saint-Laurent
GIEC	Groupe d’experts intergouvernemental sur l’évolution du climat
GSL	Golfe du Saint-Laurent
ICOAN	Initiative de conservation des oiseaux de l’Atlantique Nord
LEP	<i>Loi sur les espèces en péril</i>
LIDAR	Détection et télémétrie par ondes lumineuses
NRM	Niveau relatif de la mer
NR	Navire de recherche
MPO	Ministère des Pêches et Océans Canada
OD	Oxygène dissous
ONA	Oscillation nord-atlantique
OPANO	Organisation des pêches de l’Atlantique Nord-Ouest
PSACCMA	Programme des services d’adaptation aux changements climatiques en milieu aquatique
PMZA	Programme de monitoring de la zone atlantique
PMZAO	Programme de monitoring de la zone atlantique au large du plateau continental
QPX	Parasite X des quahogs
ROPOS	Plate-forme océanographique télécommandée
sGSL	Sud du golfe du Saint-Laurent
TNASS	Relevé visuel transatlantique Nord
UD	Densité d’utilisation
UICN	Union internationale pour la conservation de la nature
VTG	Véhicule sous-marin téléguidé
ZBI	Zone benthique importante
ZIEB	Zone d’importance écologique et biologique
ZEE	Zone économique exclusive
ZPM	Zone de protection marine