Pêches et Océans Canada | Fisheries and Oceans Canada

Sciences des écosystèmes et des océans | Ecosystems and Oceans Science

Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)

Document de recherche 2023/090

Région de la capitale nationale

Proliférations d'algues nuisibles dans les écosystèmes marins canadiens : état actuel, effets, conséquences et lacunes dans les connaissances

Cynthia H. McKenzie[1], Andrea Locke[2], Sonia Michaud[3], M. Angelica Peña[2], Stephen S. Bates[4], Jennifer L. Martin[5], Michel Poulin[6], Luc Comeau[4], Emmanuel Devred[7], Nicola Haigh[8], Kimberly Howland[9], Claire Moore-Gibbons[1], R. Ian Perry[2], André Rochon[10], Michael G. Scarratt[3], Michel Starr[3] et Terri Wells[1]

[1] Centre des pêches de l'Atlantique nord-ouest
Pêches et Océans Canada
80, chemin White Hills
St. John's (Terre-Neuve-et-Labrador)
A1C 5X1

[2] Institut des sciences de la mer
Pêches et Océans Canada
9860, chemin West Saanich
Sidney (Colombie-Britannique) V8L 4B2

[3] Institut Maurice-Lamontagne
Pêches et Océans Canada
Mont-Joli (Québec) G5H 3Z4

[4] Centre des pêches du Golfe
Pêches et Océans Canada
343, avenue de l'Université
Moncton (Nouveau-Brunswick) E1C 9B6

[5] Station biologique de St. Andrews
Pêches et Océans Canada
St. Andrews (Nouveau-Brunswick) E5B 0E4

[6] Musée canadien de la nature
Recherche et collections
Ottawa (Ontario) K1P 6P4

[7] Institut océanographique de Bedford
Pêches et Océans Canada
1, promenade Challenger
Dartmouth (Nouvelle-Écosse) B2Y 4A2

[8] Microthalassia Consultants Inc.
Nanaimo (Colombie-Britannique) V9T 1T4

[9] Institut des eaux douces
Pêches et Océans Canada
Winnipeg (Manitoba) R3T 2N6

[10] Institut des sciences de la mer de Rimouski
Université du Québec à Rimouski
Rimouski (Québec) G5L 3A1

Mai 2025

Avant-propos

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

Publié par :

Pêches et Océans Canada
Secrétariat canadien des avis scientifiques
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/
csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca

© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du ministère des Pêches et des Océans, 2025

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

ISSN 2292-4272
ISBN 978-0-660-69071-1 N° cat. Fs70-5/2023-090F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

McKenzie, C.H., Locke, A., Michaud, S., Peña, M.A., Bates, S.S., Martin, J.L., Poulin, M., Comeau, L., Devred, E., Haigh, N., Howland, K., Moore-Gibbons, C., Perry, R.I., Rochon, A., Scarratt, M.G., Starr, M., et Wells, T. 2025. Proliférations d'algues nuisibles dans les écosystèmes marins canadiens : état actuel, effets, conséquences et lacunes dans les connaissances. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/090. vi + 96 p.

Also available in English:

McKenzie, C.H., Locke, A., Michaud, S., Peña, M.A., Bates, S.S., Martin, J.L., Poulin, M., Comeau, L., Devred, E., Haigh, N., Howland, K., Moore-Gibbons, C., Perry, R.I., Rochon, A., Scarratt, M.G., Starr, M., and Wells, T. 2025. Harmful Algal Events in Canadian Marine Ecosystems: Current Status, Impacts, Consequences and Knowledge Gaps. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2023/090. v + 85 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ v

1. INTRODUCTION 1
   1.1. RECHERCHE DU MPO SUR LES ALGUES NUISIBLES 3
   1.2. LE NŒUD PAPILLON : UN MODÈLE CONCEPTUEL DES PROLIFÉRATIONS D'ALGUES NUISIBLES 5
   1.3. SOURCES DE RENSEIGNEMENTS 8

2. ESPÈCES ET PROLIFÉRATIONS D'ALGUES NUISIBLES AU CANADA 9
   2.1. ESPÈCES D'ALGUES NUISIBLES ET MÉCANISMES D'EFFETS POTENTIELS 9
      2.1.1. Phycotoxines 10
      2.1.2. Hypoxie et dommages mécaniques 14
   2.2. PROLIFÉRATIONS D'ALGUES NUISIBLES EN MILIEU MARIN DANS LES EAUX CANADIENNES 21
      2.2.1. Côte canadienne de l'Atlantique 22
      2.2.2. Côte canadienne du Pacifique 27
      2.2.3. Côte canadienne de l'Arctique 32

3. FACTEURS NATURELS, PRESSIONS ANTHROPIQUES ÉMERGENTES, IMPACTS ET CONSÉQUENCES DES PROLIFÉRATIONS D'ALGUES NUISIBLES 37
   3.1. FACTEURS NATURELS ET PRESSIONS ANTHROPIQUES ÉMERGENTES LIÉS AUX PROLIFÉRATIONS D'ALGUES NUISIBLES 39
      3.1.1. Changements climatiques et événements météorologiques extrêmes 39
      3.1.2. Acidification des océans 41
      3.1.3. Enrichissement en éléments nutritifs 41
      3.1.4. Aménagement du littoral 42
      3.1.5. Vecteurs anthropiques de l'introduction et de la propagation d'algues nuisibles 42
   3.2. IMPACTS DES PROLIFÉRATIONS D'ALGUES NUISIBLES 43
      3.2.1. Modification de l'environnement 44
      3.2.2. Altérations du réseau trophique 44
      3.2.3. Effets sublétaux 45
      3.2.4. Mortalité 47
      3.2.5. Effets cumulatifs 49
   3.3. CONSÉQUENCES 49
      3.3.1. Espèces en péril 50
      3.3.2. Mammifères marins 51
      3.3.3. Aquaculture 52
      3.3.4. Pêche et santé des populations de poissons 52
      3.3.5. Santé de l'écosystème 53
      3.3.6. Salubrité et sécurité des aliments 54

4. LACUNES DANS LES CONNAISSANCES 55
   4.1. LACUNES DANS LES CONNAISSANCES NATIONALES OU GÉNÉRALES 55

4.2. PRIORITÉS RÉGIONALES ET LACUNES DANS LES CONNAISSANCES 57
4.2.1. Côte canadienne de l'Atlantique 58
4.2.2. Côte canadienne du Pacifique 59
4.2.3. Côte canadienne de l'Arctique 61
5. SOURCES D'INCERTITUDE/LIMITATIONS 62
6. AUTRES CONSIDÉRATIONS 63
7. RECOMMANDATIONS 64
8. CONCLUSION ET PROCHAINES ÉTAPES 65
9. LISTE DES ABRÉVIATIONS 67
10. RÉFÉRENCES CITÉES 68
ANNEXE 94

RÉSUMÉ

Les algues nuisibles (AN) sont des espèces de phytoplancton susceptibles de nuire aux organismes, aux réseaux trophiques, aux écosystèmes et à la santé humaine. Des proliférations d'algues nuisibles (PAN), souvent appelées « marées rouges », peuvent se produire lorsque les algues nuisibles sont très abondantes dans les proliférations, bien que de nombreuses espèces puissent également causer des dommages lorsqu'elles sont en nombre relativement faible. Les mécanismes de dommages comprennent la production de phycotoxines, l'action mécanique ou l'hypoxie. Les proliférations d'algues nuisibles sont devenues d'importants agents de stress pour les pêches et les écosystèmes marins et le Programme sur les agents de stress écosystémiques de Pêches et Océans Canada (MPO) les considère comme l'un des agents de stress prioritaires (c.-à-d. ceux qui nécessitent une étude plus approfondie) pour les écosystèmes. À l'échelle mondiale, les répercussions causées par des proliférations d'algues nuisibles ont été signalées à une échelle sans précédent au cours de la dernière décennie. Les activités maritimes côtières ont également augmenté, y compris le trafic maritime commercial et récréatif et l'aménagement du littoral lié à l'aquaculture, au pétrole et au gaz, au tourisme et à d'autres industries. L'intensification du trafic maritime et les changements climatiques sont particulièrement préoccupants pour l'écosystème marin de l'Arctique, où ils pourraient influencer la prévalence des algues nuisibles et la probabilité de proliférations d'algues nuisibles. Un examen des algues nuisibles, des proliférations d'algues nuisibles et de leurs impacts dans les eaux canadiennes de l'Atlantique, du Pacifique et de l'Arctique sur 30 ans (de 1987 à 2017) a été mené afin de déterminer les zones ou les questions préoccupantes, particulières ou émergentes. Un modèle conceptuel en nœud papillon a été élaboré comme cadre pour relier les causes et les résultats des proliférations d'algues nuisibles. Il comprend trois facteurs naturels et cinq pressions anthropiques émergentes qui influent sur l'occurrence des proliférations d'algues nuisibles dans les eaux marines canadiennes. Il a été appliqué pour déterminer les principales lacunes dans les connaissances nationales et régionales qui pourraient limiter la capacité de Pêches et Océans Canada (MPO) de gérer les conséquences des algues nuisibles, en particulier celles qui sont liées au mandat du MPO. Les lacunes dans les connaissances nationales comprennent la détection et la surveillance limitées des algues nuisibles et des phycotoxines et une compréhension limitée des effets de certaines pressions anthropiques émergentes (PAE) (changements climatiques, enrichissement en éléments nutritifs, aménagement du littoral et vecteurs des algues nuisibles introduites) sur les conditions océanographiques, atmosphériques et biologiques qui entraînent des changements dans les espèces d'algues nuisibles, les phycotoxines, ainsi que le développement et la toxicité des efflorescences. Ces lacunes dans les connaissances nous empêchent d'élaborer des modèles prédictifs efficaces des proliférations d'algues nuisibles, entravant notre capacité de prévision et de simulation rétrospective et gênant la mise au point de stratégies d'atténuation et de prévention. On comprend mal les effets des algues nuisibles et des phycotoxines sur la plupart des organismes marins (y compris leurs effets sublétaux/cumulatifs sur la croissance, la physiologie, la reproduction et le comportement), ainsi que sur le réseau trophique et les fonctions des écosystèmes, en particulier dans les eaux subarctiques et arctiques du Canada. Il est nécessaire de comprendre les effets des algues nuisibles et des phycotoxines pour évaluer leur impact sur les espèces en péril, les mammifères marins, l'aquaculture, la pêche et la santé des populations de poissons, la santé des écosystèmes et la salubrité et la sécurité des aliments. Il faut combler ces lacunes dans les connaissances pour étayer les décisions de gestion. Il faut poursuivre et élargir la surveillance du phytoplancton et des phycotoxines, là où elle existe actuellement, à l'aide de capacités et de partenariats nouveaux et existants. Cela est particulièrement important pour les régions sur lesquelles on manque d'information, dont l'Arctique. En plus des méthodes traditionnelles d'identification des algues nuisibles et des phycotoxines, de nouvelles méthodes de détection,

d’observation et de surveillance des algues nuisibles dans les eaux marines canadiennes devraient être mises en œuvre. Les programmes de détection et de surveillance selon les méthodologies existantes peuvent contribuer à la vérification sur le terrain des nouvelles technologies et compléter les observations et les études internationales des proliférations d’algues nuisibles pour les systèmes d’alerte précoce mondiaux. La mise en œuvre de ces recommandations profitera au MPO en accroissant notre capacité de recherche sur les algues nuisibles. L’un des avantages serait un système d’alerte précoce qui augmenterait la capacité de prévision de ces agents de stress écosystémiques, permettant de prendre des mesures d’atténuation ou de prévention pour assurer la santé et la productivité des écosystèmes marins.

1. INTRODUCTION

L'une des principales responsabilités de Pêches et Océans Canada (MPO) est de veiller à la santé et à la productivité des écosystèmes marins, en les protégeant contre les effets néfastes des activités humaines, des espèces envahissantes et d'autres agents de stress. Les algues nuisibles (AN) sont des espèces de phytoplancton (pélagiques et sympagiques, c.-à-d. associées à la glace) susceptibles de nuire aux organismes, aux réseaux trophiques, aux écosystèmes et à la santé humaine. Des proliférations d'algues nuisibles (PAN), souvent appelées « marées rouges », peuvent se produire lorsque les algues nuisibles sont très abondantes dans les efflorescences, bien que de nombreuses espèces puissent également causer des dommages lorsqu'elles sont en nombre relativement faible (Martin *et al.* 2014b). Les mécanismes de dommages comprennent la production de phycotoxines, l'action mécanique ou l'hypoxie. Les proliférations d'algues nuisibles sont devenues d'importants agents de stress pour les pêches et les écosystèmes marins et le Programme sur les agents de stress écosystémiques de Pêches et Océans Canada (MPO) les considère comme une étude à approfondir en priorité (groupe de travail national sur l'environnement du MPO, novembre 2017, Dartmouth, Nouvelle-Écosse [N.-É.]). À l'échelle mondiale, les répercussions causées par les proliférations d'algues nuisibles ont été signalées à une échelle sans précédent au cours de la dernière décennie (Berdalet *et al.* 2017; Glibert *et al.* 2018a, Shumway *et al*. 2018). Un rapport de situation mondial sur les efflorescences algales nuisibles a en outre permis de déterminer que « les effets néfastes sur la santé humaine sont maîtrisés grâce à des activités de surveillance accrues, mais les effets sur les activités humaines comme l'aquaculture, la pêche, l'utilisation des ressources marines naturelles et le tourisme continuent de mettre en péril les activités économiques dans de nombreuses régions » (Hallegraeff *et al*. 2021b). Les ressources nécessaires pour étudier les impacts écologiques et biologiques des proliférations d'algues nuisibles au Canada étaient limitées ces dernières années. De ce fait, la plupart des rapports au niveau de l'écosystème ont été accessoires à d'autres études, ce qui a donné lieu à des données incomplètes et à une compréhension limitée des causes, des répercussions et des conséquences. Parallèlement, les activités maritimes côtières ont augmenté, y compris le trafic maritime commercial et récréatif et l'aménagement du littoral lié à l'aquaculture, au pétrole et au gaz, au tourisme et à d'autres industries. L'intensification du trafic maritime (Dawson *et al.* 2018) et les changements climatiques sont particulièrement préoccupants pour l'écosystème marin de l'Arctique, où ils pourraient influencer la prévalence des algues nuisibles et la probabilité de proliférations d'algues nuisibles (p. ex. Joli *et al.* 2018). Le Programme sur les agents de stress écosystémiques du Secteur des sciences des écosystèmes et des océans du MPO a demandé un avis scientifique sur l'ampleur nationale des occurrences d'algues nuisibles et leurs répercussions dans les eaux marines canadiennes. Ce processus inclura la détermination des lacunes dans les connaissances et des secteurs ou des enjeux particulièrement préoccupants pour les écosystèmes marins canadiens. Les objectifs de ce document sont les suivants :

1. Examiner les algues nuisibles, les proliférations d'algues nuisibles et leurs impacts dans les eaux canadiennes de l'Atlantique, du Pacifique et de l'Arctique sur 30 ans, soit de 1987 à 2017;
2. Déterminer les secteurs ou les enjeux qui suscitent des préoccupations particulières ou émergentes en ce qui concerne les effets et les conséquences sur les écosystèmes marins canadiens, et la façon dont ils peuvent influer sur les responsabilités fondamentales du MPO;

3. Déterminer les principales lacunes dans les connaissances qui limitent la capacité du MPO d'évaluer ou d'étayer les décisions de gestion concernant les effets et les conséquences de ces proliférations d'algues nuisibles;
4. Recommander des mesures pour combler ces lacunes dans les connaissances.

À l'échelle mondiale, les algues nuisibles comprennent au moins 90 espèces de phytoplancton, soit 2 % de la biodiversité mondiale totale du phytoplancton marin (Landsberg 2002). D'autres études ont signalé 174 espèces (Lassus *et al*. 2016) et au moins 200 (Allen 2018; Hallegraeff *et al.* 2021a). Le phytoplancton est à la base des réseaux trophiques marins et produit environ la moitié de l'oxygène respirable du monde (Field *et al.* 1998; Petsch 2003). Bien que les algues nuisibles assurent les mêmes services, certaines produisent également divers composés toxiques puissants, les phycotoxines, qui causent des dommages aux poissons, aux oiseaux de mer et aux mammifères marins. D'autres algues nuisibles causent des dommages mécaniques et physiques aux branchies ou consomment des niveaux élevés d'oxygène lorsque de grandes efflorescences meurent et coulent sous la couche d'eau supérieure (Landsberg 2002). Elles peuvent également causer des problèmes en raison de la production excessive d'oxygène. Du fait de leur grande importance écologique en tant que menaces pour la structure et les fonctions des écosystèmes, les algues nuisibles dans les eaux canadiennes ont été désignées comme des espèces d'importance écologique et biologique (Scarratt *et al.* 2006).

Les occurrences d'algues nuisibles sont parfois appelées familièrement « marées rouges » ou « efflorescences algales nuisibles ». Cependant, étant donné que les occurrences d'algues nuisibles ne sont pas des marées, qu'elles peuvent afficher des couleurs autres que le rouge ou sont souvent visuellement indétectables, et que certaines espèces sont nuisibles même sans efflorescence ou biomasse importante, nous utiliserons le terme « prolifération d'algues nuisibles » (PAN) dans ce document de recherche, à moins qu'il ne s'agisse précisément d'une situation d'efflorescence.

Les rapports sur les impacts causés par les proliférations d'algues nuisibles sont de plus en plus nombreux dans le monde entier (Anderson 1989; Hallegraeff 1993; Anderson *et al.* 2008, 2012; Lassus *et al.* 2016; Hallegraeff *et al.* 2021a). Cela s'explique probablement par une combinaison de facteurs, y compris une sensibilisation accrue, des efforts de surveillance élargis, les changements climatiques, l'augmentation des volumes d'eaux de ballast des navires et de nouvelles voies de navigation, ainsi que l'eutrophisation anthropique (Smayda 2007; Anderson *et al.* 2012; Lassus *et a*l. 2016; Glibert et Burkholder 2018). Un rapport de situation mondial sur les efflorescences algales nuisibles de la Commission océanographique intergouvernementale et du Conseil international pour l'exploration des mers (COI/CIEM) a été compilé afin de fournir une vue d'ensemble mondiale des épisodes d'efflorescences algales nuisibles et de la présence de microalgues productrices de phycotoxines (Hallegraeff *et al.* 2021c). Des éléments du présent document ont été utilisés pour remplir la contribution du Canada à ce rapport de situation mondial sur les efflorescences algales nuisibles grâce à la participation du MPO au Groupe intergouvernemental COI spécial chargé d'étudier les efflorescences algales nuisibles (GIEAN) et au Groupe de travail CIEM-COI sur la dynamique des éclosions planctoniques nuisibles (GTDEPN) (McKenzie *et al*. 2021).

Bien que le Canada étudie depuis longtemps les proliférations d'algues nuisibles et leurs impacts (examen dans Bates *et al.* 2020), ce document utilise également les enregistrements de la base de données sur les événements algaux nuisibles (HAE-DAT) pour analyser l'échelle spatiale et temporelle des proliférations d'algues nuisibles au Canada. La base de données HAE-DAT contient les enregistrements de proliférations d'algues nuisibles des pays membres du CIEM et de l'Organisation des sciences de la mer du Pacifique Nord (PICES), qui bordent les océans Atlantique Nord et Pacifique Nord. Il s'agit de la base de données la plus complète

sur les récentes proliférations d'algues nuisibles (de 1987 à aujourd'hui) pour les eaux canadiennes de l'Atlantique et du Pacifique; elle ne contient pas de données de l'Arctique canadien. Les entrées dans la base de données HAE-DAT COI/CIEM/PICES comprennent les proliférations d'algues nuisibles qui entraînent des mesures de gestion comme la fermeture de zones de récolte des mollusques et des crustacés, des maladies humaines ou des impacts environnementaux négatifs tels que la mortalité massive de poissons et les décès de mammifères marins. Dans la base de données HAE-DAT, les proliférations d'algues nuisibles sont définies comme une accumulation de phycotoxines dans les produits de la mer qui dépasse le niveau réglementaire jugé sécuritaire pour la consommation humaine; une décoloration de l'eau, une écume ou une mousse causant un impact socio-économique en raison de la présence d'une algue nuisible produisant des toxines; ou tout événement dans lequel les algues nuisent aux humains, aux animaux ou à tout autre organisme (Bresnan *et al.* 2021). L'information canadienne stockée dans la base de données HAE-DAT est un enregistrement sur 30 ans de la répartition temporelle et spatiale des proliférations d'algues nuisibles, y compris les données fournies par les programmes de surveillance et de recherche sur le phytoplancton du MPO, les analyses des biotoxines (= phycotoxines) de l'Agence canadienne d'inspection des aliments (ACIA) et le Programme de surveillance des algues toxiques (mis en place par le MPO et l'industrie de la salmoniculture de la Colombie-Britannique, et géré par Microthalassia Consultants Inc.). Bien que le MPO n'ait pas à l'heure actuelle de programme national de recherche ou de surveillance consacré aux algues nuisibles, il est encore représenté aux réunions annuelles du Groupe de travail CIEM-COI sur la dynamique des éclosions planctoniques nuisibles et aux réunions semestrielles du Groupe intergouvernemental spécial de la COI chargé d'étudier les efflorescences algales nuisibles et de fournir des enregistrements pour le Canada dans la base de données HAE-DAT.

D'après le nombre d'entrées par les pays dans la base de données HAE-DAT qui comprennent les régions tempérées, boréales, subarctiques et arctiques, le Canada se classe au troisième rang pour le nombre de déclarations de proliférations d'algues nuisibles (593) dans les 30 dernières années. Bien que cela puisse s'expliquer par la longueur du littoral canadien et les différences dans la façon dont chaque pays déclare ses données, il s'agit d'un nombre élevé d'incidents, surtout compte tenu du fait que la surveillance est limitée et que la base de données HAE-DAT ne contient aucun rapport provenant de l'Arctique canadien.

1.1. RECHERCHE DU MPO SUR LES ALGUES NUISIBLES

Malgré quelques premières études indépendantes, c'est à la fin des années 1940 que le MPO a mis l'accent sur la recherche et la surveillance des algues nuisibles sur les côtes de l'Atlantique et du Pacifique (Medcof *et al.* 1947; Quayle et Bernard 1966). Cependant, ce n'est qu'à la fin des années 1980 qu'un programme national coordonné a été établi. En 1988, le MPO a créé un groupe de travail sur les phycotoxines (GTP; 1988 à 2007) (Whyte 1997), après qu'une nouvelle toxine (acide domoïque) a causé la mort d'humains qui ont consommé des mollusques et crustacés contaminés à la fin de 1987, dans l'est de l'Île-du-Prince-Édouard (Î.-P.-É.). À la suite de cet événement, le Conseil du Trésor du Canada a considérablement accru le financement de la recherche et de la surveillance concernant les efflorescences algales nuisibles. Le groupe de travail sur les phycotoxines a fourni des conseils sur la coordination, la planification et l'établissement des priorités des recherches du MPO sur les algues nuisibles et leurs phycotoxines (y compris les facteurs environnementaux, la prévision et la simulation rétrospective des efflorescences, les voies biologiques des toxines, leur devenir ultime et leurs effets sur le réseau trophique). Le groupe de travail a servi d'agent de coordination pour la communication et la collaboration entre les régions du MPO et avec d'autres organisations canadiennes et internationales. Dix ateliers nationaux ont été organisés entre 1989 et 2007 afin

de promouvoir l'échange de nouvelles informations scientifiques sur les algues nuisibles, les phycotoxines et leurs effets (voir Bates *et al*. 2020).

Le rôle du Secteur des sciences du MPO dans la recherche sur les algues nuisibles et leur détection précoce a diminué en 1997, après que la responsabilité de la surveillance des phycotoxines dans les tissus coquilliers pour protéger la santé humaine a été transférée de la Direction générale de l'inspection du MPO à l'ACIA. Certaines activités de surveillance du phytoplancton se sont poursuivies dans le cadre d'autres programmes ou projets qui ne ciblaient pas les algues nuisibles. Le MPO a conservé un rôle d'administrateur conjoint du Programme canadien de contrôle de la salubrité des mollusques (PCCSM), avec l'ACIA et Environnement et Changement climatique Canada (ECCC; surveillance sanitaire). Le MPO est responsable de la fermeture et de l'ouverture des zones de récolte des mollusques et des crustacés, ainsi que de la mise en application des règlements de fermeture recommandés par l'ACIA en fonction de ses données de surveillance des biotoxines. À ce jour, le programme de surveillance des mollusques et des phycotoxines de l'ACIA est mené sur les côtes de l'Atlantique et du Pacifique.

Au cours de la dernière décennie, des proliférations d'algues nuisibles (PAN) survenues sur les côtes canadiennes de l'Atlantique et du Pacifique ont mené à une réévaluation de l'importance des algues nuisibles pour la santé des écosystèmes et la propagation des effets aux niveaux trophiques supérieurs. Il existe quelques ensembles de données à long terme pour répondre à ces questions sur le rôle des algues nuisibles dans les systèmes marins. Dans une certaine mesure, les données de surveillance des phycotoxines de l'ACIA peuvent également être utilisées comme approximation de l'occurrence temporelle et spatiale des proliférations d'algues nuisibles. Il faut toutefois être conscient des limites de cet ensemble de données (Hamer *et al.* 2012). L'ensemble de données de l'ACIA n'a pas été recueilli à des fins de recherche, mais pour protéger la santé des consommateurs de mollusques et de crustacés.

La découverte de phycotoxines paralysantes (PTP) (Toyofuku 2006) chez les baleines noires de l'Atlantique Nord (*Eubalaena glacialis*) et leurs proies zooplanctoniques (dominées par le copépode *Calanus finmarchicus*) dans la baie de Fundy est un exemple du soutien précieux que l'ensemble de données sur les phycotoxines de l'ACIA a apporté à une étude d'impact écologique des algues nuisibles. Durant cet événement, l'ACIA a détecté les mêmes toxines chez des mollusques et crustacés, à des niveaux supérieurs à la limite réglementaire pour la santé humaine, confirmant encore davantage l'occurrence des impacts et des conséquences des phycotoxines paralysantes à l'échelle de l'écosystème (Doucette *et al*. 2006).

Ces dernières années, des chercheurs travaillant dans les eaux canadiennes, y compris l'Arctique, ont détecté des espèces d'algues nuisibles et des toxines nouvelles au Canada (Poulin *et al.* 2011; Dhifallah 2019; Bates *et al.* 2020; McKenzie *et al.* 2021). Le transport des eaux de ballast, en particulier dans le transport maritime intérieur non réglementé, a contribué à l'apparition de nouvelles espèces et toxines dans les eaux canadiennes; cette arrivée est particulièrement préoccupante pour l'Arctique (Wells *et al.* 2015; Laget 2017; Chan *et al.* 2019). Des espèces d'algues nuisibles ont été détectées au Groenland et dans l'Arctique russe et canadien (Okolodkov 1998, 2005; Hansen *et a*l. 2011; Poulin *et al.* 2011; Dhifallah 2019; Pućko *et al.* 2019).

Les ressources pour étudier les proliférations d'algues nuisibles au Canada étaient limitées ces dernières années. De ce fait, la plupart des rapports au niveau de l'écosystème ont été accessoires à d'autres études, ce qui se traduit par des données incomplètes sur les causes, les répercussions et les conséquences. Dans l'Arctique, où aucune donnée sur les phycotoxines n'est recueillie, l'information est en particulier limitée à la présence d'espèces d'algues nuisibles en fonction de leur détection dans d'autres études arctiques.

Les scientifiques du MPO ont été chargés d'évaluer le rôle potentiel du phytoplancton toxique, par exemple dans les mortalités de hareng de l'Atlantique (*Clupea harengus harengus*) sur la côte ouest de la Nouvelle-Écosse (décembre 2016) et une fermeture inhabituelle de la récolte des mollusques et des crustacés dans certaines parties de la baie de Fundy (automne 2017). Dans certaines circonstances, les enquêtes ont révélé que des algues nuisibles n'étaient pas en cause, par exemple lors de l'événement de mortalité de baleines noires de l'Atlantique Nord dans le golfe du Saint-Laurent en 2017 (Daoust *et al.* 2018). Ces évaluations ont été menées avec des ressources et renseignements disponibles limités, y compris l'expertise scientifique et la capacité de prélever des échantillons d'eau. Les experts du MPO ont pu confirmer l'absence de phycotoxines paralysantes dans le zooplancton dans ce cas. Cependant, une meilleure résolution spatiale et temporelle à l'avenir améliorerait la capacité de répondre directement à ces questions.

Le MPO a tenu un atelier scientifique en juillet 2017, à l'Institut des sciences de la mer (Sidney, Colombie-Britannique), pour donner suite aux préoccupations croissantes entourant les algues nuisibles et leur rôle comme agents de stress écosystémiques. L'atelier a exploré comment le MPO pourrait aborder les questions de recherche et de gestion liées aux algues nuisibles, ainsi que leurs impacts et conséquences. Les 16 participants étaient des scientifiques du MPO et des chercheurs émérites (dont certains étaient d'anciens membres du groupe de travail sur les phycotoxines), ainsi que d'autres experts externes au MPO spécialisés dans les algues nuisibles, y compris des chercheurs étrangers. Pendant l'atelier de 2017, un groupe de travail national sur les proliférations d'algues nuisibles au Canada (HAB CAN) a été créé, composé de participants possédant une vaste expertise, notamment en taxinomie, en génomique, en dynamique des populations des proliférations d'algues nuisibles, en modélisation, en télédétection et en physiologie de la production de phycotoxines par les algues nuisibles.

Cet atelier a en particulier recommandé de produire un document de recherche officiel du Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS) qui examinerait et évaluerait la situation des algues nuisibles marines au Canada, déterminerait les lacunes dans les connaissances et mettrait en évidence les secteurs particulièrement préoccupants pour les impacts actuels et futurs des algues nuisibles sur les écosystèmes et les ressources (McKenzie et Martin 2018).

Les espèces d'algues nuisibles, les phycotoxines et les proliférations d'algues nuisibles dans les trois océans du Canada ont été examinées à partir de rapports et de données publiés et inédits au Canada. Une série chronologique sur 30 ans (de 1987 à 2017) d'enregistrements de la base de données HAE-DAT, qui comprend des données sur les algues nuisibles, les mesures de gestion (fermetures de secteurs coquilliers), les mortalités massives de poissons et les événements extrêmes, a été analysée pour les côtes de l'Atlantique et du Pacifique. Il n'existe pas d'enregistrement dans la base de données HAE-DAT pour l'Arctique, car il n'y a pas de programme de surveillance des phycotoxines ou des algues nuisibles dans cette région.

1.2. LE NŒUD PAPILLON : UN MODÈLE CONCEPTUEL DES PROLIFÉRATIONS D'ALGUES NUISIBLES

Les discussions de l'atelier de 2017 sur les efflorescences algales nuisibles ont porté sur les causes et les effets complexes des proliférations d'algues nuisibles dans les écosystèmes marins canadiens. Il est devenu évident qu'il fallait remplacer une optique à enjeu unique de la santé publique (figure 1) par un modèle multidimensionnel qui reflète mieux l'approche écosystémique du MPO (MPO 2007) et l'ensemble des préoccupations de gestion potentiellement liées aux algues nuisibles.

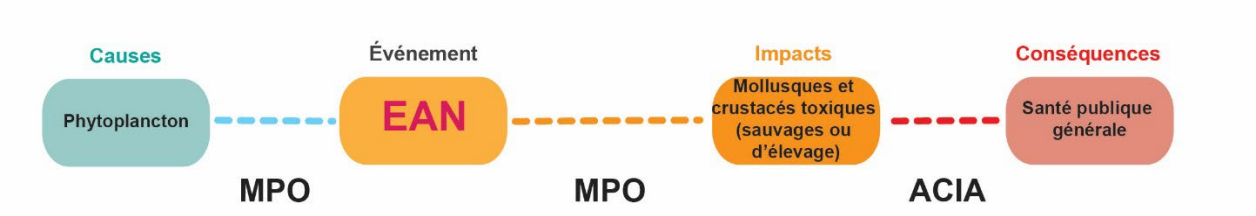

Figure 1. Vue linéaire axée sur la protection de la santé humaine, mais qui ne tient pas compte de l'ampleur et de l'étendue du stress écosystémique provoqué par les proliférations d'algues nuisibles. La participation du MPO et de l'ACIA est également illustrée.

Un modèle conceptuel de nœud papillon a donc été élaboré (figure 2) comme cadre pour relier les causes et les résultats des proliférations d'algues nuisibles. Les participants à l'atelier du SCAS ont appliqué ce modèle pour cerner les principales lacunes dans les connaissances nationales et régionales qui pourraient limiter la capacité du MPO de gérer les conséquences des algues nuisibles, particulièrement celles qui ont un lien avec le mandat du MPO. Ils ont recommandé des mesures et des recherches visant à combler ces lacunes dans les connaissances.

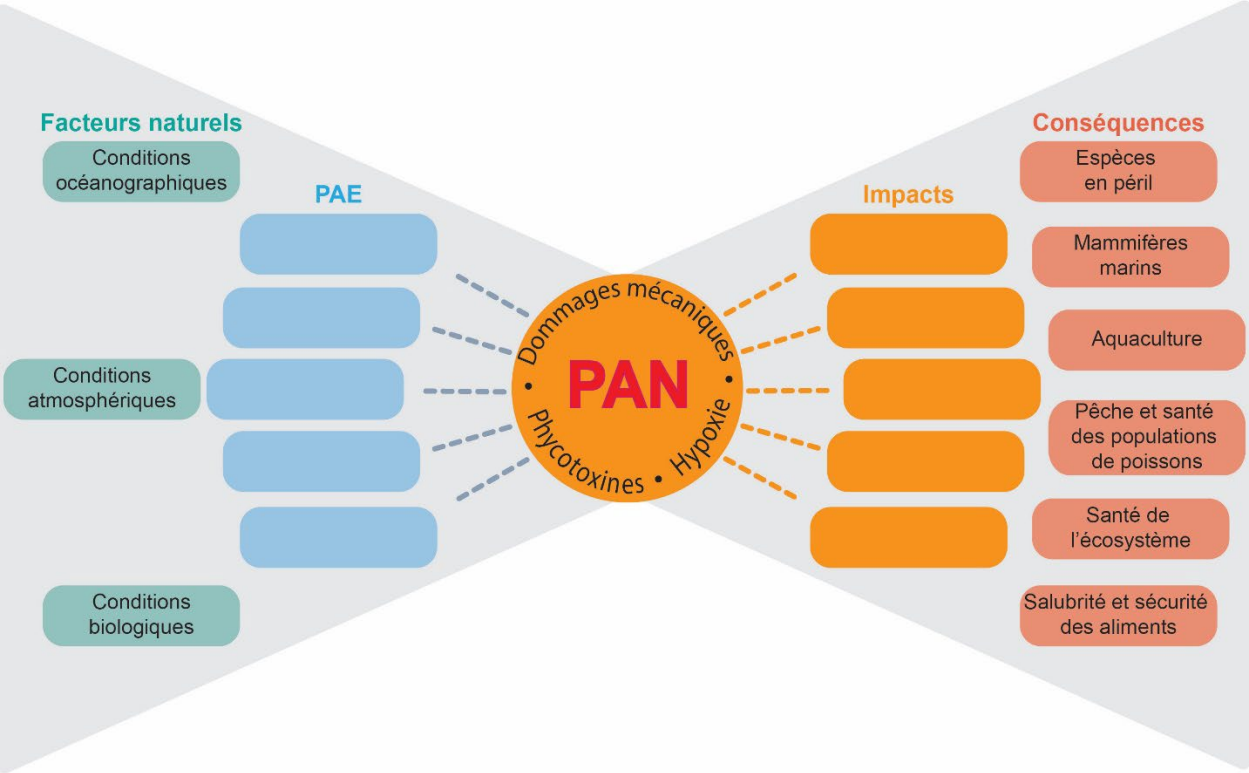

Figure 2. Modèle conceptuel en nœud papillon montrant les facteurs naturels et les pressions anthropiques émergentes (PAE, à déterminer pour les écosystèmes marins canadiens et présentées à la section 3.1), à gauche, pouvant mener à une prolifération d'algues nuisibles. Les effets qui en découlent (à déterminer pour les écosystèmes marins canadiens et présentés à la section 3.2) et les conséquences d'une prolifération d'algues nuisibles sur l'écosystème sont indiqués à droite. Les conséquences sont directement liées aux responsabilités principales et aux mandats du MPO.

L'analyse en nœud papillon est une méthode d'évaluation et de gestion des risques répertoriée dans la norme CEI/ISO 31010:2009 de la Commission électrotechnique

internationale/Organisation internationale de normalisation et peut être utilisée dans un contexte de gestion des écosystèmes (CEI/ISO 2009; Cormier *et al.* 2013). Il s'agit d'une approche structurée pour organiser l'information provenant de diverses sources afin de déterminer les lacunes dans les connaissances ou la gestion et de hiérarchiser les mesures de gestion des risques (CIEM 2014). L'analyse complète comprend la détermination des risques (vulnérabilités de l'écosystème aux pressions des facteurs), l'analyse des risques (probabilité et ampleur des impacts) et l'évaluation des risques (en ce qui concerne la nécessité de la gestion). Dans sa forme la plus simple, telle qu'elle est utilisée dans le présent document, un modèle en nœud papillon est « *une façon schématique simple de décrire et d'analyser les voies d'un risque découlant des dangers jusqu'aux résultats et d'examiner les contrôles* » (CEI/ISO 2009).

Le « nœud » du nœud papillon, au centre de ce modèle, est un événement indésirable, en l'occurrence la prolifération d'algues nuisibles (figure 2). Autour de la prolifération d'algues nuisibles se trouvent les « mécanismes d'effet » potentiels (phycotoxines, dommages mécaniques et hypoxie) qui peuvent mener à l'événement. Les facteurs naturels et les pressions anthropiques émergentes (PAE, qui ont été déterminées lors de la réunion du SCAS et qui seront présentées à la section 3.1) qui contribuent à l'établissement, à la prolifération et au maintien des efflorescences ou des augmentations menant aux proliférations d'algues nuisibles sont représentés à gauche du diagramme. Les facteurs naturels ont été définis comme des variables environnementales qui peuvent contrôler l'apparition et la croissance des espèces d'algues nuisibles, y compris celles qui peuvent favoriser la réanimation des kystes de dinoflagellés dormants. Les facteurs naturels intègrent la variabilité et la dynamique spatiale et temporelle.

Trois catégories de facteurs naturels ont été définies, mais une étude approfondie du rôle des facteurs naturels n'entrait pas dans la portée du présent examen :

- ***Conditions océanographiques* :** Les conditions physiques et chimiques de l'océan, y compris (sans s'y limiter) la température, la salinité, le pH, la saturation en oxygène, la stratification, la transparence (rayonnement photosynthétiquement actif), les courants océanographiques, la disponibilité des éléments nutritifs et la glace de mer;
- ***Conditions atmosphériques* :** Les conditions climatiques et météorologiques qui influent sur les conditions océanographiques locales et les événements météorologiques à court terme sont extrêmement importantes pour le développement, la durée et la dispersion des proliférations d'algues nuisibles;
- ***Conditions biologiques* :** La composition et l'abondance des espèces d'algues nuisibles (à tous les stades biologiques) qui pourraient déclencher une prolifération d'algues nuisibles, ainsi que les concurrents ou les prédateurs qui pourraient contrôler l'abondance des algues nuisibles, y compris les changements dans la composition, l'abondance et le mécanisme des dommages, ainsi que l'expansion vers le nord de la répartition des espèces.

Les facteurs naturels qui contribuent à l'importance relative de chaque pression anthropique émergente et qui ont à leur tour une incidence sur l'occurrence ou l'intensité des proliférations d'algues nuisibles pour les milieux marins canadiens ont été déterminés lors de la réunion du SCAS et sont présentés à la section 3.1.

Le côté droit du modèle en nœud papillon présente les impacts et les conséquences des proliférations d'algues nuisibles. Les impacts ont été déterminés à la réunion du SCAS et sont présentés à la section 3.2. Ils comprennent les effets directs des proliférations d'algues nuisibles qui entraînent des conséquences. Aux fins du présent examen, les conséquences sont l'expression des impacts sur les services environnementaux et la santé de l'écosystème par rapport au mandat du MPO.

Six conséquences ont été définies et prises en compte :

- ***Espèces en péril* :** Les impacts sur les espèces marines inscrites en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* et sur d'autres espèces et stocks (ou populations) dont la conservation est préoccupante;
- ***Mammifères marins* :** Les impacts sur les mammifères marins, y compris ceux qui sont inscrits comme espèces en péril;
- ***Aquaculture* :** Les impacts sur la productivité et la gestion de l'aquaculture, y compris les poissons à nageoires et les mollusques et crustacés;
- ***Pêche et santé des populations de poissons* :** Les impacts sur la productivité et la gestion des pêches sauvages et sur la santé des populations sauvages;
- ***Santé de l'écosystème*** : Les impacts sur la santé des océans et sur la gestion prévue par la *Loi sur les océans* (p. ex. gestion intégrée des océans, objectifs de conservation des aires marines protégées);
- ***Salubrité des aliments et sécurité alimentaire* :** Les impacts sur les pêches commerciales, récréatives et autochtones.

Les conséquences sont l'expression des impacts au niveau des services environnementaux et de la santé et des ressources des écosystèmes. Contrairement au paradigme exprimé à la figure 1, il est clair, dans le modèle en nœud papillon, que les conséquences des proliférations d'algues nuisibles vont bien au-delà de la santé publique pour inclure un large éventail d'agents de stress écosystémiques qui sont pertinents pour les responsabilités principales du MPO (figure 2).

1.3. SOURCES DE RENSEIGNEMENTS

Un examen approfondi des efflorescences algales nuisibles en milieu marin et des phycotoxines préoccupantes pour le Canada était en cours pendant l'élaboration de ce document de recherche et a constitué une source principale de renseignements sur les efflorescences algales nuisibles, les phycotoxines, la surveillance et la recherche au Canada. Il a été achevé en 2020 et rédigé conjointement par des scientifiques spécialistes des efflorescences algales nuisibles du MPO, de l'ACIA, du Conseil national de recherches du Canada (CNRC), du Musée canadien de la nature et du secteur privé (Microthalassia Consultants Inc., Nanaimo, Colombie-Britannique), y compris plusieurs chercheurs émérites (Bates *et al.* 2020). Bon nombre des auteurs étaient membres du groupe de travail sur les phycotoxines du MPO, qui a participé à la recherche, à l'enquête sur beaucoup d'événements et aux ateliers sur les algues nuisibles documentés dans l'examen. L'objectif des travaux de Bates *et al.* (2020) était d'examiner les proliférations d'algues nuisibles et les phycotoxines marines canadiennes jusqu'à la fin de 2018 (y compris dans la documentation pertinente du Canada et de l'étranger) et de fournir une base pour de futures recherches dans ce domaine.

En plus des données et des références fournies dans Bates *et al.* (2020), nous examinons ici les renseignements sur les événements provenant de la base de données HAE-DAT afin d'évaluer les trois dernières décennies de proliférations d'algues nuisibles. Toutes les données canadiennes sur les événements (593 enregistrements) ont été extraites de la base de données HAE-DAT et résumées pour examiner les distributions spatiales et temporelles des proliférations d'algues nuisibles. Étant donné que les enregistrements de la base de données HAE-DAT sont fondés principalement sur les fermetures de la pêche causées par des concentrations de phycotoxines supérieures aux normes réglementaires dans les mollusques et les crustacés, ainsi que sur les mortalités massives de poissons déclarées et attribuées aux

algues nuisibles, ils ne représentent pas nécessairement toutes les proliférations d'algues nuisibles.

Un atelier canadien sur les algues nuisibles a eu lieu à l'Institut océanographique de Bedford (Dartmouth, Nouvelle-Écosse) en septembre 2018, afin d'examiner et de valider les enregistrements dans la base de données HAE-DAT et de compiler l'information sur les proliférations d'algues nuisibles pour chaque région côtière du MPO. Cet atelier a réuni des scientifiques du MPO, de l'ACIA, du CNRC, de Microthalassia Consulting Inc. (Programme de surveillance des algues nuisibles), de l'industrie de l'aquaculture et du milieu universitaire, dont plusieurs chercheurs émérites du MPO. Il a constitué une occasion unique de produire un rapport exhaustif sur trois décennies de proliférations d'algues nuisibles au Canada. Cet examen canadien de la base de données HAE-DAT a été publié (McKenzie *et al.* 2021) dans un numéro spécial de Harmful Algae, qui portait sur l'état mondial des efflorescences algales nuisibles et l'utilisation de la base de données HAE-DAT pour évaluer cet état. L'information tirée de cette publication est résumée dans le présent document. Pour de plus amples renseignements, en particulier sur les événements décennaux, voir McKenzie *et al.* (2021).

Il n'existe aucun enregistrement dans la base de données HAE-DAT pour l'Arctique canadien, et aucun programme de surveillance systématique des phycotoxines n'est mené actuellement dans cette région. Le sommaire de la carte de l'Arctique inclus ici est donc fondé sur la documentation disponible et les études récentes contenant des enregistrements d'espèces de phytoplancton et de phycotoxines, nuisibles ou potentiellement nuisibles, détectées chez des mammifères marins, des mollusques et crustacés et d'autres invertébrés dans la région.

2. ESPÈCES ET PROLIFÉRATIONS D'ALGUES NUISIBLES AU CANADA

Le modèle conceptuel en nœud papillon (figure 2) est axé sur la prolifération d'algues nuisibles. Les variables environnementales et les facteurs anthropiques qui mènent à une prolifération d'algues nuisibles, ainsi que les impacts et les conséquences qui découlent d'une prolifération d'algues nuisibles, sont tous liés au phytoplancton et aux événements qu'il cause.

Les mécanismes par lesquels le phytoplancton cause des dommages aux écosystèmes marins (les mécanismes d'effet) forment le centre du modèle en nœud papillon, en l'occurrence la « prolifération ». Ces mécanismes comprennent :

1. la production de phycotoxines et leur accumulation dans différents niveaux trophiques des réseaux trophiques, qui a des effets sur la santé et la survie des niveaux trophiques supérieurs;
2. l'appauvrissement en oxygène résultant d'une forte consommation d'oxygène pendant la décomposition de la biomasse algale, créant des conditions hypoxiques ou anoxiques dangereuses pour le biote aquatique;
3. des dommages mécaniques causés aux organismes marins (p. ex. branchies des poissons).

Bien que la mousse et la décoloration de l'eau puissent être considérées comme nocives, elles ne seront pas incluses dans le présent document.

2.1. ESPÈCES D'ALGUES NUISIBLES ET MÉCANISMES D'EFFETS POTENTIELS

À ce jour, 70 espèces d'algues pélagiques et sympagiques (associées à la glace de mer) nuisibles ont été signalées dans les eaux canadiennes, dont 27 sont connues pour avoir causé des proliférations sur les côtes canadiennes de l'Atlantique et du Pacifique ou y être associées. Neuf de ces espèces produisent des phycotoxines (tableau 1) et 18 causent des dommages

mécaniques ou de l'hypoxie (tableau 2, en gras). Sur les 43 autres espèces, 15 produisent des phycotoxines (tableau 1) et 28 causent des dommages mécaniques ou de l'hypoxie (tableaux 2 et 3); on sait que certaines d'entre elles ont causé des proliférations d'algues nuisibles à l'extérieur du Canada ou en laboratoire ou y sont associées. Quarante-cinq des 70 espèces d'algues pélagiques et sympagiques nuisibles sont signalées dans l'Arctique canadien; les détails sur ces espèces se trouvent à la section 2.2.3.

2.1.1. Phycotoxines

La production de phycotoxines par une espèce donnée de phytoplancton dépend d'un certain nombre de facteurs, notamment l'abondance des cellules, le stade du cycle biologique de la prolifération, les conditions environnementales et la saisonnalité (p. ex. Guallar *et al.* 2017). Par exemple, certaines espèces de dinoflagellés ont des stades asexuels et sexuels ou un cycle entre un état végétatif actif et un stade biologique de kyste dormant jusqu'à ce que les variables environnementales redeviennent favorables à la croissance (Azanza *et al.* 2018). Certains de ces kystes contiennent des phycotoxines *(*Persson *et al.* 2006) et peuvent par conséquent prolonger les effets négatifs d'une prolifération d'algues nuisibles (Schwinghamer *et al.* 1994; Persson *et al.* 2006).

Des espèces de phytoplancton produisant des phycotoxines sont présentes sur les côtes canadiennes de l'Atlantique, du Pacifique et de l'Arctique (tableau 1). Les phycotoxines sont traditionnellement classées en fonction des syndromes ou des symptômes humains qu'elles provoquent, comme nous le montrons ici, mais il convient de noter qu'elles sont maintenant classées en groupes distincts selon leur structure chimique (Toyofuku 2006). Trois groupes de phycotoxines sont particulièrement préoccupants au Canada et sont réglementés en vertu du PCCSM. Ils ont tous été détectés sur les côtes de l'Atlantique et du Pacifique.

- **Phycotoxine paralysante** (PTP). Les toxines du groupe des saxitoxines (STX), qui comprennent de nombreux dérivés, sont les phycotoxines responsables de l'intoxication par phycotoxine paralysante (IPP) et sont produites par certains dinoflagellés du genre *Alexandrium* dans les eaux marines. Les symptômes de l'intoxication par phycotoxine paralysante sont des picotements et des engourdissements, une faiblesse musculaire qui entraîne une paralysie respiratoire et la mort dans les cas les plus graves (Bates *et al.* 2020).
- **Phycotoxine amnestique** (PTA). L'acide domoïque (AD) est la phycotoxine responsable de l'intoxication par phycotoxine amnestique (IPA) et est produit par 28 des 58 espèces de diatomées du genre *Pseudo-nitzschia* (Bates *et al.* 2018). Les symptômes de l'intoxication par phycotoxine amnestique sont la désorientation, une perte de mémoire partielle ou permanente à court terme et la mort dans certains cas extrêmes (Trainer *et al.* 2008).
- **Phycotoxine diarrhéique** (PTD). Les toxines du groupe de l'acide okadaïque (OA) (OA et analogues de la dinophysistoxine DTX1, DTX2) et les pecténotoxines (PTX; un groupe distinct de phycotoxines qui sont regroupées avec les phycotoxines diarrhéiques) sont responsables de l'intoxication par phycotoxine diarrhéique (IPD) et sont produites par quelques dinoflagellés des genres *Dinophysis* et *Prorocentrum*. Les symptômes de l'intoxication par phycotoxine diarrhéique sont la diarrhée, les nausées et les vomissements (Yasumoto *et al.* 1985). Contrairement à l'intoxication par phycotoxine amnestique et à l'intoxication par phycotoxine paralysante, l'intoxication par phycotoxine diarrhéique ne semble pas causer de décès après la consommation.

Au moins trois autres groupes de phycotoxines (yessotoxines, azaspiracides, imines cycliques [spirolides, pinnatoxines, gymnodimines]) sont également présents dans les eaux canadiennes,

mais ne sont pas encore associés à un syndrome et le Canada n'a pas établi de limites réglementaires pour ces groupes (Bates *et al.* 2020).

Tableau 1. Liste des espèces de phytoplancton et d'algues sympagiques (associées à la glace de mer) enregistrées dans les eaux canadiennes qui sont connues pour produire des phycotoxines entraînant la morbidité ou la mortalité d'espèces marines ou des humains. Les espèces indiquées en ***caractères gras*** *produisent des phycotoxines qui ont causé des proliférations dans les eaux canadiennes ou qui y ont été associées. La production de phycotoxines a également été démontrée dans des eaux situées à l'extérieur du Canada, dans des régions tempérées, boréales, subarctiques et arctiques semblables, ou en laboratoire. T.-N.-L. = Terre-Neuve-et-Labrador; Qc = Québec; N.-É. = Nouvelle-Écosse; ÎPÉ = Île-du-Prince-Édouard; N.-B. = Nouveau-Brunswick; C.-B. = Colombie-Britannique. PTA = Phycotoxine amnestique; AZA = Azaspiracide; GYM = Gymnodimine; PnTX = Pinnatoxine; PTP = Phycotoxine paralysante; PTX = Pecténotoxine; SPX = Spirolide; YTX = Yessotoxine.*

Espèce [Phycotoxine produite]	**Province ou région canadienne**							**Références pour la répartition**
	T.-N.-L.	**Qc**	**N.-É.**	**ÎPÉ**	**N.-B.**	**C.-B.**	**Arctique**	
DIATOMÉES PENNÉES								
Pseudo-nitzschia australis Frenguelli **[PTA]**	-	-	●[1,t]		●[t,e]	●[e]	-	Trainer *et al.* 2012; Bates *et al.* 2020; McKenzie *et al.* 2021
P. calliantha Lundholm, Moestrup et Hasle [PTA] [2,3]	-	●	●	●	●	-	●	Lundholm *et al.* 2003; Bates et Strain 2006; Lassus *et al.* 2016
P. delicatissima (Cleve) Heiden [PTA]	●	●	●	●[tc]	●	●	●[s]	Smith *et al.* 1990 [tc]; Taylor et Haigh 1996; Bérard-Therriault *et al.* 1999; Kaczmarska *et al.* 2008; Poulin *et al.* 2011; Trainer *et al.* 2012; Martin et LeGresley 2014; Bates *et al.* 2020; McKenzie *et al.* 2021
P. fraudulenta (Cleve) Hasle [PTA] [3]	-	-	●	●	●	●	-	Mather *et al.* 2010; Martin et LeGresley 2014; Bates *et al.* 2020
P. granii (Hasle) [tc] Hasle [PTA]	-	-	-	-	-	-	●	Lovejoy *et al.* 2002
P. multiseries (Hasle) Hasle **[PTA]**	●[1]	-	●	●[e]	●	●	-	Subba Rao *et al.* 1988; Bates *et al.* 1989, 2020; Taylor et Haigh 1996; Kaczmarska *et al.* 2005;
P. obtusa (Hasle) Hasle et Lundholm [PTA] [4]	-	●	●[5]	-	●[5]	-	●	Bates *et al.* 2018, 2020; McKenzie *et al.* 2021

Espèce [Phycotoxine produite]	Province ou région canadienne							Références pour la répartition
	T.-N.-L.	Qc	N.-É.	ÎPÉ	N.-B.	C.-B.	Arctique	
P. pseudodelicatissima (Hasle) Hasle **[PTA]**	●	●	●	●	●[e]	●	●[s]	Martin *et al.* 1990; Bérard-Therriault *et al.* 1999; Bates *et al.* 2020; McKenzie *et al.* 2021
P. pungens (Grunow ex Cleve) Hasle [PTA] [3]	●	●	●	●	●	●	●[s]	Bérard-Therriault *et al.* 1999; Kaczmarska *et al.* 2005; Poulin *et al.* 2011; Martin et LeGresley 2014; Lassus *et al.* 2016; Bates *et al.* 2020; McKenzie *et al.* 2021
P. seriata (Cleve) H. Peragallo **[PTA]**	●	●[e]	●[e]	●[e]	●[e]	●	●[s]	Bérard-Therriault *et al.* 1999; Couture *et al.* 2001; Penney *et al.* 2001; Kaczmarska *et al.* 2007; Poulin *et al.* 2011; Bates *et al.* 2020; McKenzie *et al.* 2021
P. subpacifica (Hasle) Hasle [PTA]	-	-	●[5]	●	●	-	-	Bates et Strain 2006; Martin et LeGresley 2014
P. turgidula (Hustedt) Hasle [PTA]	-	-	●[5]	-	●[5]	-	●[s]	McLaughlin *et al.* 2009; Różańska *et al.* 2009; Poulin *et al.* 2011; Martin et LeGresley 2014; Fernandes *et al.* 2014; McKenzie *et al.* 2021
DINOFLAGELLÉS								
Alexandrium acatenella (Whedon et Kofoid) Balech **[PTP]**	-	-	-	-	-	●[e]	-	Taylor et Haigh 1996; Lassust *et al.* 2016
A. catenella (Whedon et Kofoid) Balech **[PTP]**	●[e,c]	●[e]	●[e]	●	●[e,c]	●[e]	●[s,1]	White 1977, 1980; McKenzie et Schwinghamer 1994; Taylor et Haigh 1996; McKenzie *et al.* 1998; Bérard-Therriault *et al.* 1999; Cembella *et al.* 2002; Martin *et al.* 2008, 2014a, b; Bates *et al.* 2020
A. ostenfeldii (Paulsen) Balech et Tangen **[PTP, SPX**, GYM**]**	-	●	●	-	●	●	●	Taylor et Haigh 1996; Harvey *et al.* 1997; Bérard-Therriault *et al.* 1999; Poulin *et al.* 2011; Martin et LeGresley 2014;

Espèce [Phycotoxine produite]	Province ou région canadienne							Références pour la répartition
	T.-N.-L.	Qc	N.-É.	ÎPÉ	N.-B.	C.-B.	Arctique	
								Bates *et al.* 2020; McKenzie *et al.* 2021
Dinophysis acuminata Claparède et Lachmann **[PTD, PTX]**	●	●[e]	●	●	●	●[e]	●[s]	Taylor et Haigh 1996; Bérard-Therriault *et al.* 1999; Poulin *et al.* 2011; Martin et LeGresley 2014; Lassus *et al.* 2016; Bates *et al.* 2020; McKenzie *et al.* 2021
D. acuta Ehrenberg [PTD]	●	●	●	●	●	●	●	Sita Devi et Lakshminarayana 1989; Taylor et Haigh 1996; Bérard-Therriault *et al.* 1999; Poulin *et al.* 2011; Martin et LeGresley 2014; McKenzie *et al.* 2021
D. fortii Pavillard [PTD]	-	-	●	-	●	●	-	Taylor et Haigh 1996; Martin et LeGresley 2014
D. norvegica Claparède et Lachmann **[PTD]**	●[e]	●[e]	●[e]	●	●	●	●	McKenzie *et al.* 1994; Taylor *et al.* 1994; Taylor et Haigh 1996; Bérard-Therriault *et al.* 1999; Bates et Strain 2006; Poulin *et al.* 2011; Martin et LeGresley 2014; Lassus *et al.* 2016; Bates *et al.* 2020; McKenzie *et al.* 2021
Phalacroma rotundatum (Claparède et Lachmann) Kofoid et Michener [PTD, PTX]	●	●	●	●	●	●	●	Bérard-Therriault *et al.* 1999; Poulin *et al.* 2011; Martin et LeGresley 2014; Lassus *et al.* 2016; Bates *et al.* 2020; McKenzie *et al.* 2021
Prorocentrum lima (Ehrenberg) Stein **[PTD]**	●[e]	●	●[e]	-	-	-	●[s]	Bérard-Therriault *et al.* 1999; McKenzie 2006; Poulin *et al.* 2011; Bates *et al.* 2020; McKenzie *et al.* 2021
Gonyaulax spinifera (Claparède et Lachmann) Diesing [YTX]	●	●	●	●	●	[e,h]	●	Bérard-Therriault *et al.* 1999; Taylor et Harrison 2002; Bates et Strain 2006; Martin et LeGresley 2014; Dhifallah

Espèce [Phycotoxine produite]	Province ou région canadienne							Références pour la répartition
	T.-N.-L.	Qc	N.-É.	ÎPÉ	N.-B.	C.-B.	Arctique	
								2019; Bates *et al.* 2020; McKenzie *et al.* 2021
Lingulodinium polyedra (Stein) Dodge [YTX]	-	-	●	-	-	●[c]	●	Mudie *et al.* 2002; Bates *et al.* 2020
Protoceratium reticulatum (Claparède et Lachmann) Bütschli [YTX]	●	●	●	-	-	●	●	Bérard-Therriault *et al.* 1999; Stobo *et al.* 2003; Haigh 2017; Bates *et al.* 2020; C. McKenzie, données inédites
Espèce non identifiée [6] [PnTX]	●[t]	●[t]	●[t]	●[t]	●[t]	●[t]	-	Bates *et al.* 2020
Espèce non identifiée [7] [AZA]	●[t]	●[t]	●[t]	-	-	-	-	Bates *et al.* 2020

● *Présence de l'espèce déclarée.*
[e] *Région où une espèce a été associée à une prolifération d'algues nuisibles documentée.*
[h] *L'événement était de l'hypoxie, et non une production de phycotoxines.*
[t] *Phycotoxine détectée.*
[tc] *Toxique en culture.*
[c] *Kystes identifiés.*
[s] *Espèce identifiée dans des échantillons de phytoplancton et de glace de mer.*
[1] *Espèce non confirmée.*
[2] *Considérée comme non toxique au Canada, mais certaines espèces de ce complexe sont des producteurs de PTA (phycotoxine amnestique; Bates et al. 2018).*
[3] *Aucun enregistrement de toxicité dans les régions tempérées froides.*
[4] *Toxique en culture dans des régions tempérées froides (Disco Bay, Groenland; Harðardóttir et al.* 2015).
[5] *Le document de référence indique sa présence dans la baie de Fundy.*
[6] Vulcanodinium rugosum *Nézan et Chomérat a été associé à la production de PnTX en France, au Mexique, au Japon, en Nouvelle-Zélande et en Australie (Lassus et al. 2016). Il n'a pas encore été identifié dans les eaux canadiennes.*
[7] *On a trouvé que des cultures d'*Azadinium poporum *Tillmann et Elbrächter provenant de Corée et de la mer du Nord et des cultures d'*A. spinosum *Elbrächter et Tillmann de la mer du Nord produisent l'AZA. L'identification de ces espèces est difficile en raison de leur petite taille (Lassus et al. 2016). Ces espèces n'ont pas été identifiées dans les eaux canadiennes.*

2.1.2. Hypoxie et dommages mécaniques

Les proliférations d'algues nuisibles créent des conditions hypoxiques lorsque de grandes efflorescences de phytoplancton (nuisibles ou non) meurent et que les cellules algales s'enfoncent et subissent une dégradation bactérienne, un processus qui consomme de grandes

quantités d'oxygène de subsurface. La stratification de la colonne d'eau peut exacerber les effets de l'hypoxie sur le biote aquatique en empêchant le mélange des eaux de surface oxygénées avec les eaux profondes hypoxiques. L'hypoxie peut entraîner la mort du biote touché, mais il a également été démontré qu'elle influence les interactions du réseau trophique en modifiant la dynamique prédateur-proie ou en favorisant les espèces qui tolèrent un faible niveau d'oxygène (références dans Kemp *et al.* 2009).

Il est possible que les dommages mécaniques causés aux branchies des poissons par les algues nuisibles provoquent des infections microbiennes ou une hémorragie des tissus des branchies, ou l'asphyxie en raison de la surproduction de mucus sur les branchies (Bell 1961). Par exemple, les espèces de diatomées *Chaetoceros concavicornis* et *C. convolutus* causent des dommages physiques aux branchies de la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*), entraînant une production excessive de mucus et la suffocation par la suite (Yang et Albright 1992). Les mêmes espèces de *Chaetoceros* ont été responsables de la mortalité de saumons chinooks et de saumons cohos (*Oncorhynchus tshawytscha* et *O. kisutch*) résultant de la suffocation induite par le mucus, tandis que des concentrations sublétales de ces algues nuisibles ont également entraîné une augmentation de la mortalité due à des infections bactériennes ou virales (Albright *et al.* 1993). Plus récemment, Mardones et ses collaborateurs (2015) ont exploré un nouveau mécanisme de dommages causés aux branchies des poissons par *Alexandrium catenella*. Les auteurs pensent que le comportement synergique des produits non toxiques des algues nuisibles pourrait causer des dommages aux branchies par la lyse cellulaire. Le tableau 2 énumère les espèces de phytoplancton identifiées au Canada et dont on sait qu'elles ont causé des proliférations d'algues nuisibles liées à l'hypoxie, à l'appauvrissement en oxygène et à des dommages mécaniques, ou ont été associées à de telles proliférations. Le tableau 3 énumère les espèces de phytoplancton déclarées au Canada et associées à des proliférations d'algues nuisibles dans les eaux à l'extérieur du Canada dans des régions climatiques différentes.

*Tableau 2. Liste des espèces de phytoplancton et d'algues sympagiques, enregistrées dans les eaux canadiennes et dont on sait qu'elles ont causé la morbidité ou la mortalité d'espèces marines par des mécanismes autres que la production de phycotoxines énumérées dans le tableau 1. Les espèces indiquées en **caractères gras** ont causé des proliférations d'algues nuisibles dans les eaux canadiennes; autrement, les autres espèces inscrites n'en ont causé que dans des régions à l'extérieur du Canada dans des régions tempérées, boréales, subarctiques et arctiques semblables. T.-N.-L. = Terre-Neuve-et-Labrador; Qc = Québec; N.-É. = Nouvelle-Écosse; ÎPÉ = Île-du-Prince-Édouard; N.-B. = Nouveau-Brunswick; C.-B. = Colombie-Britannique.*

Espèce	Province ou région canadienne							Références pour la répartition
	T.-N.-L.	Qc	N.-É.	ÎPÉ	N.-B.	C.-B.	Arctique	
DIATOMÉES CENTRIQUES								
Chaetoceros concavicornis [1] Mangin	●		●	●	-	●	●[e] ●[s]	Haigh et Taylor 1990; Bérard-Therriault *et al*. 1999; Bates et Strain 2006; Martin et LeGresley 2014; Lassus *et al.* 2016; Bates *et al.* 2020; McKenzie *et al.* 2021

Espèce	Province ou région canadienne							Références pour la répartition
	T.-N.-L.	Qc	N.-É.	ÎPÉ	N.-B.	C.-B.	Arctique	
C. convolutus [1] Castracane	●	●	●	-	●	●[e]	●[s]	Haigh et Taylor 1990; Bérard-Therriault *et al.* 1999; Bates et Strain 2006; Martin et LeGresley 2014; Lassus *et al.* 2016; Bates *et al.* 2020; McKenzie *et al.* 2021
C. debilis [1] Cleve	●	●	●	●	●	●	●	Bérard-Therriault *et al.* 1999; Penney *et al*. 2001; Bates et Strain 2006; Martin et LeGresley 2014; Lassus *et al.* 2016; Bates *et al.* 2020
Corethron hystrix [1] Hensen	●	●	●	●	●	●	●	Grøntved et Seidenfaden 1938; Bates et Strain 2006; Martin et LeGresley 2014
Eucampia zodiacus Ehrenberg	●	-	●	-	●[e]	●	-	Martin *et al.* 2007b; C. McKenzie, données inédites
Skeletonema costatum (Greville) Cleve	●	●	●	●	●	●[e]	●	Landsberg 2002; Penney *et al.* 2001; Bates et Strain 2006; Martin et LeGresley 2014; Bates *et al.* 2020
Thalassiosira gravida Cleve	●	●	●	●	●	●[e]	-	Bérard-Therriault *et al.* 1999; Thompson *et al.* 2008; Martin et LeGresley 2014; C. McKenzie, données inédites
DINOFLAGELLÉS								
Akashiwo sanguinea[2] (Hirasaka) Hansen et Moestrup	-	-	-	●	-	●[e]	-	Forbes et Waters 1993; Lassus *et al.* 2016
Coolia monotis [3] Meunier	-	●	●	-	-	-	●[s]	Hsiao *et al.* 1984; Poulin *et al.* 2011; Lewis *et al.* 2018
Gonyaulax spinifera (Claparède et Lachmann) Diesing	●	●	●	●	●	●[e]	●	Heath et Lindsay 1993; Bérard-Therriault *et al.* 1999; Bates et Strain 2006; Poulin *et al*. 2011; Martin et LeGresley 2014; McKenzie *et al.* 2021
Karenia mikimotoi [4] (Miyake et Kominami ex Oda) Hansen et Moestrup	-	●		●		●	●	Bérard-Therriault *et al.* 1999; Bates et Strain 2006; McLaughlin *et al.* 2009; Haigh 2017; McKenzie *et al.* 2021
Karlodinium veneficum[5] (Ballantine) Larsen	-	●	●	-	-	●	-	Bérard-Therriault *et al.*1999; Haigh 2017

Espèce	Province ou région canadienne							Références pour la répartition
	T.-N.-L.	Qc	N.-É.	ÎPÉ	N.-B.	C.-B.	Arctique	
Margalefidinium fulvescens [6] (Iwataki, Kawami et Matsuoka) Gómez, Richlen et Anderson	-	-	-	-	-	●	-	Bates *et al.* 2020
M. polykrikoides [6] (Margalef) Gómez, Richlen et Anderson	-	-	-	-	-	●	-	Bates *et al.* 2020
Noctiluca scintillans (Macartney) Kofoid et Swezy	-	-	-	-	-	●[e]	-	Haigh 2017; Chittenden *et al*. 2018
Prorocentrum minimum[7] (Pavillard) Schiller	●	●	●	●	●	-	●	Martin et LeGresley 2014; Bates *et al.* 2020; C. McKenzie, données inédites
DICTYOCHOPHYTES								
Dictyocha fibula [1] Ehrenberg	●	●	●	●	●	●[e]	-	Bérard-Therriault *et al.* 1999; Bates et Strain 2006; Martin et LeGresley 2014; Bates *et al.* 2020; McKenzie *et al.* 2021
Octactis speculum [1,8] (Ehrenberg) Chang, Grieve et Sutherland	●	●	●	●	●	●[e]	●[s]	Bates et Strain 2006; Różańska *et al.* 2008; Haigh 2017; Bates *et al.* 2020; McKenzie *et al.* 2021
Pseudochattonella verruculosa [9] (Hara et Chihara) Tanabe-Hosoi, Honda, Fukaya, Inagaki et Sako	-	-	-	-	-	●[e,tc]	-	Martin et LeGresley 2014; Lassus *et al*. 2016; Haigh 2017
Pseudopedinella pyriformis [10] N. Carter	-	●	-	-	-	●[e]	-	Haigh 2017
PRYMNÉSIOPHYTES								
Chrysochromulina birgeri Hällfors et Niemi	●	-	●[e]	-	-	-	●	Daugbjerg et Vørs 1994; Bérard-Therriault *et al.* 1999; M. Poulin, données inédites
Haptolina ericina [11] (Parke et Manton) Edvardsen et Eikrem	-	●	-	-	-	●[e]	●	Bérard-Therriault *et al.* 1999; Haigh 2017; M. Poulin, données inédites
H. hirta [11] (Manton) Edvardsen et Eikrem	-	-	-	-	-	●[e]	-	Haigh 2017

Espèce	Province ou région canadienne							Références pour la répartition
	T.-N.-L.	Qc	N.-É.	ÎPÉ	N.-B.	C.-B.	Arctique	
Phaeocystis pouchetii[12] (Hariot) Lagerheim	●	●	●	-	●	●	●[s]	Bérard-Therriault *et al.* 1999; Penney *et al*. 2001, Niemi *et al.* 2011a ; Poulin *et al.* 2011; Martin et LeGresley 2014; Simo-Matchim *et al.* 2017 (tableau de documents suppl. S1); McKenzie *et al.* 2021
Prymnesium polylepis[13] (Manton et Parke) Edvardsen, Eikrem et Probert	-	●	-	-	-	●	-	Taylor et Haigh 1996; Bérard-Therriault *et al.* 1999; Bates *et al.* 2020
RAPHIDOPHYTES								
Chattonella cf. *marina*[14] (Subrahmanyan) Hara et-Chihara		-	-	-	-	●	-	Haigh 2017
Heterosigma akashiwo [15] (Hada) Hada ex Hara et Chihara	-	●	-	-	-	●[e]	●	Haigh et Taylor 1990; Bérard-Therriault *et al.* 1999; Poulin *et al.* 2011; Bates *et al.* 2020; McKenzie *et al.* 2021
CILIÉS								
Mesodinium rubrum Lohmann	●	●	●	●	●[e]	●	●	Parrish *et al.* 1995; Bérard-Therriault *et al.* 1999, Lovejoy *et al.* 2002; Bates et Strain 2006; Martin *et al.* 2007a; Haigh 2017; Dhifallah 2019

● Présence de l'espèce déclarée.
[e] Région où une espèce a été associée à une prolifération d'algues nuisibles documentée.
tc Toxique en culture.
[s] Espèce identifiée dans des échantillons de phytoplancton et de glace de mer.
[1] Possède des barbillons ou des épines qui sont physiquement dangereuses pour les poissons ou les mollusques et crustacés.
[2] Produit des surfactants nocifs pour les oiseaux de mer et les mollusques, responsables de mortalités d'huîtres en Colombie-Britannique.
[3] Peut produire des substances hémolytiques et un dérivé éventuel de la yessotoxine.
[4] Ichthyotoxique, hémolytique et cytotoxique.
[5] Produit des karlotoxines; ichthyotoxique; neurotoxique, hémolytique.
[6] Associé à la mortalité de poissons; peut être ichthyotoxique, producteur d'espèces réactives de l'oxygène (ERO) ou de substances polysaccharides mucoïdes extracellulaires.
[7] Hépatoxicité chez les souris; toxicité ou effets nocifs sur les mollusques et Artemia *nauplii; lien possible avec la tétrodotoxine.*
[8] Peut produire des phycotoxines.
[9] Ichthyotoxique.
[10] Effet démontré sur le métabolisme cellulaire chez les poissons et peut endommager les branchies.
[11] Plus d'une espèce du genre Haptolina *Edvardsen et Eikrem a pu être responsable de mortalités de saumons d'élevage en Colombie-Britannique.*
[12] Toxique pour les larves de morue en Norvège.

[13] Produit des composés hémolytiques et des exotoxines ichthyotoxiques.
[14] Espèce réactive de l'oxygène, icthyotoxique, produisant des substances hémolytiques et neurotoxiques.
[15] Espèce ichthyotoxique; mécanisme d'action encore inconnu; peut produire des espèces réactives de l'oxygène ou des substances hémolytiques.

Tableau 3. Liste des espèces de phytoplancton et d'algues sympagiques enregistrées dans les eaux canadiennes qui ont causé des proliférations d'algues nuisibles dans les eaux à l'extérieur du Canada dans des régions climatiques différentes. Seules certaines références sont citées pour les régions. T.-N.-L. = Terre-Neuve-et-Labrador; Qc = Québec; N.-É. = Nouvelle-Écosse; ÎPÉ = Île-du-Prince-Édouard; N.-B. = Nouveau-Brunswick; C.-B. = Colombie-Britannique.

Espèce	Province ou région canadienne							Références pour la répartition
	T.-N.-L.	Qc	N.-É.	ÎPÉ	N.-B.	C.-B.	Arctique	
DIATOMÉES CENTRIQUES								
Chaetoceros wighamii [1] Brightwell	-	●	-	-	-	-	●[s]	Cross 1982; Hsiao *et al.* 1984; Percy *et al.* 1992; Bérard-Therriault *et al.* 1999, Lovejoy *et al.* 2002; Różańska *et al.* 2008
Coscinodiscus wailesii[1] Gran et Angst	-	-	-	-	●	-	●	Bursa 1971; Martin et LeGresley 2014
Leptocylindrus minimus[2] Gran	●	●	●	●	●	●	●	Simard *et al.* 1996; Penney *et al.* 2001; Bates et Strain 2006; Taylor et Haigh 1996; Martin et LeGresley 2014; Bates *et al.* 2020
Rhizosolenia chunii [1,3] Karsten	-	-	-	-	-	●	-	McIntyre *et al.* 2013
R. setigera [4] Brightwell	●	●	●	●	●	●	●	Poulin *et al.* 1983; Bates et Strain 2006; Martin et LeGresley 2014; Haigh 2017; C. McKenzie, données inédites
DIATOMÉES PENNÉES								
Cylindrotheca closterium [5] (Ehrenberg) Reimann et Lewin	●	●	●	●	●	●	●	Penney *et al.* 2001, Lovejoy *et al.* 2002; Bates et Strain 2006; Poulin *et al.* 2011; Martin et LeGresley 2014; Lassus *et al.* 2016
DINOFLAGELLÉS								
A. monilatum [7] (Howell) Balech	-	-	-	-	-	-	●[s]	Poulin *et al.* 2011; Bates *et al.* 2020

Espèce	Province ou région canadienne							Références pour la répartition
	T.-N.-L.	Qc	N.-É.	ÎPÉ	N.-B.	C.-B.	Arctique	
A. pseudogonyaulax [8] (Biecheler) Horiguchi ex Yuki et Fukuyo	-	●	-	●	●	●	-	Bates et Strain 2006; Martin et LeGresley 2014; Bates *et al.* 2020
Amphidinium carterae [9] Hulburt	-	●	-	●	-	-	●	Bérard-Therriault *et al.* 1999, Lovejoy *et al.* 2002; Bates et Strain 2006
Dinophysis caudata [10] Kent	-	-	●	-	-	-	●[s]	Daugbjerg et Vørs 1994; Poulin *et al.* 2011; Bates *et al.* 2020
Gymnodinium aureolum [11] (Hulburt) Hansen	-	●	●	-	●	●	●	Blasco *et al.* 1994, Lovejoy *et al.* 2002; Martin et LeGresley 2014; Haigh 2017
G. flavum [12] Kofoid et Swezy	-	-	-	-	-	●	-	Forbes et Waters 1993
Karenia brevis [13] (Davis) Hansen et Moestrup	-	-	-	-	-	-	●	Roff et Legendre 1986; Poulin *et al.* 2011
Kryptoperidinium triquetrum [14] (Ehrenberg) Tillmann, Gottschling, Elbrächter, Kusber et Hoppenrath	-	●	●	●	●	●	●[s]	Bérard-Therriault *et al.* 1999, Lovejoy *et al.* 2002; Bates et Strain 2006; Martin et LeGresley 2014; Haigh 2017
Prorocentrum mexicanum [15] Osorio-Tafall	-	●	-	-	-	-	-	Bérard-Therriault *et al.* 1999; M. Starr, données inédites
Tripos fusus [16] (Ehrenberg) Gómez	●	●	●	●	●	●	●	Lovejoy *et al.* 2002; Bates et Strain 2006; McLaughlin *et al.* 2009; Martin et LeGresley 2014; Dhifallah 2019; C. McKenzie, données inédites
PRYMNÉSIOPHYTES								
Phaeocystis globosa [17] Scherffel	-	-	-	-	-	-	●	Hsiao et Pinkewycz 1985a

● *Présence de l'espèce signalée.*
[s] *Espèce présente dans des échantillons de phytoplancton et de glace de mer.*
[1] *Possède des barbillons ou des épines qui sont physiquement dangereuses pour les poissons ou les*

mollusques et crustacés.
[2] Algue nuisible préoccupante pour les industries norvégiennes du poisson et des mollusques (Andersen et al. 2001).
[3] Première espèce de diatomées associée à la mortalité de mollusques dans le sud-est de l'Australie (Parry et al. 1989).
[4] On sait que cette espèce produit des alcanes monocycliques, mais on a signalé à l'occasion qu'elle causait des mortalités marines, fort probablement en raison de l'appauvrissement en oxygène lors de la décomposition de l'efflorescence (EOL 2020).
[5] Peut produire du mucilage et des produits chimiques allélopathiques qui suppriment la croissance d'autres espèces (EOAS 2020).
[6] Espèce qui produit des phycotoxines paralysantes en Europe, en Australie, en Nouvelle-Zélande, en Asie et en Afrique (Lewis et al. 2018).
[7] Responsable de mortalités de poissons et produisant des composés hémolytiques (Moestrup et al. 2009).
[8] Espèce toxique qui produit de la goniodomine A (Murakami et al. 1988).
[9] Produit des composés semblables au lutéophanol A et cause de faibles niveaux d'oxygène dissous pendant les efflorescences. Espèce associée à la mortalité de poissons en Australie (Murray et al. 2015).
[10] Espèce qui produit des phycotoxines diarrhéiques et est associée (avec d'autres producteurs de phycotoxines diarrhéiques) à des éclosions de PSD en Europe, en Amérique, en Asie et en Australie (Moestrup et al. 2009).
[11] Cytotoxines et toxines documentées chez l'espèce en Norvège, en Écosse et en Irlande (Dahl et Tangen 1993).
[12] Cause signalée de marées jaunes en Californie (Wilton et Barham 1968) et a également été impliquée comme cause possible de mortalité de poissons (Lackey et Clendenning 1963).
[13] Produit des brévétoxines, une puissante neurotoxine et une hémotoxine. Associés à des marées rouges, à des mortalités massives de poissons et de mammifères marins, à l'intoxication neurotoxique par les mollusques et à des symptômes respiratoires chez les humains. Événements signalés dans le sud-est des États-Unis et le golfe du Mexique.
[14] Produit la β-N-méthylamino-L-alanine (BMAA) liée à une maladie neurologique, la sclérose latérale amyotrophique (SLA) (Lassus et al. 2016).
[15] Producteur potentiel de toxines hémolytiques ou de toxines à action rapide. Le potentiel nocif nécessite une étude plus approfondie (Tindall et al. 1984).
[16] Effets négatifs observés dans les conditions d'efflorescence (p. ex. mortalité de larves d'invertébrés, appauvrissement de la qualité de l'eau entraînant la mort de poissons). Responsable des conditions de marée rouge en Asie de l'Est (Baek et al. 2007).
[17] Signalée comme formant des toxines en Chine (Qi et al. 2002).

2.2. PROLIFÉRATIONS D'ALGUES NUISIBLES EN MILIEU MARIN DANS LES EAUX CANADIENNES

Un examen de 593 enregistrements canadiens dans la base de données HAE-DAT de 1987 à 2017, ainsi que d'autres données et publications canadiennes, a montré que les proliférations récurrentes d'algues nuisibles étaient répandues dans l'ensemble des régions côtières canadiennes de l'Atlantique et du Pacifique. Des épisodes de phycotoxines paralysantes ont eu lieu fréquemment et annuellement sur les côtes de l'Atlantique et du Pacifique, y compris des épisodes pluriannuels dans la baie de Fundy, l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent, ainsi que dans le détroit de Georgie. Des proliférations d'algues nuisibles causées par les phycotoxines amnestiques et les phycotoxines diarrhéiques ont souvent été signalées sur les deux côtes (Bates *et al*. 2020; McKenzie *et al.* 2021). Les autres phycotoxines émergentes comprennent les pecténotoxines, les yessotoxines, les azaspiracides, les spirolides, les pinnatoxines et les gymnodimines. Parmi elles, seules les pecténotoxines ont une limite réglementaire au Canada, et toutes sauf les azaspiracides sont présentes sur les deux côtes (Bates *et al.* 2020). Les mortalités d'espèces marines causées par des algues nuisibles étaient une

occurrence annuelle sur la côte du Pacifique, mais elles ont été signalées beaucoup moins fréquemment dans la région de l'Atlantique (McKenzie *et al.* 2021).

Un sommaire des résultats de l'examen des proliférations d'algues nuisibles est organisé par région (Atlantique, Pacifique), ainsi que par occurrence des algues nuisibles dans l'Arctique canadien. Il fournit le contexte pour les discussions sur les facteurs, les impacts et les conséquences qui sont pertinents pour chaque région.

Chaque sommaire régional contient une carte illustrant la répartition globale des phycotoxines et leur réoccurrence, d'après 30 années de rapports dans la base de données HAE-DAT. Dans cette base de données, le littoral est divisé en un réseau régional quadrillé et chaque événement est attribué à la zone côtière appropriée de la grille, mais le symbole ne reflète pas l'emplacement exact de l'événement. Les cartes créées à l'aide de la base de données HAE-DAT présentent un sommaire de tous les événements qui se sont produits dans la grille. Pour le Canada, la base de données HAE-DAT contient les rapports de fermetures de secteurs coquilliers dues aux phycotoxines paralysantes, aux phycotoxines amnestiques, aux phycotoxines diarrhéiques et à des causes « autres », qui comprennent les mortalités massives de poissons et de mammifères marins. Un examen décennal sur 30 ans des proliférations d'algues nuisibles canadiennes fondé sur les rapports dans la base de données HAE-DAT présente des renseignements détaillés et des cartes (McKenzie *et al.* 2021). La base de données HAE-DAT ne contenant pas d'information pour l'Arctique, ce sommaire est fondé sur les ouvrages publiés et les études récentes.

En plus du sommaire dans la base de données HAE-DAT pour l'Atlantique et le Pacifique et du sommaire sur les algues nuisibles pour l'Arctique canadien, les cartes régionales présentées ci-après tracent un portrait plus complet des vastes conséquences des proliférations d'algues nuisibles, car elles incluent les détections cumulatives de phycotoxines réglementées et non réglementées. Un examen plus détaillé des efflorescences algales nuisibles et des phycotoxines au Canada a été publié (Bates *et al.* 2020).

2.2.1. Côte canadienne de l'Atlantique

Comme on le voit sur la figure 3, les proliférations d'algues nuisibles récurrentes sont répandues dans toutes les régions côtières canadiennes de l'Atlantique. Des épisodes de phycotoxines paralysantes ont été signalés dans toutes les provinces de l'Atlantique au cours de la période visée, y compris des épisodes annuels dans la baie de Fundy, l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent (figure 3A). Des proliférations d'algues nuisibles causées par les phycotoxines amnestiques et les phycotoxines diarrhéiques ont été signalées dans toutes les provinces de l'Atlantique (figures 3B et C). Plusieurs mortalités d'espèces marines causées par des algues nuisibles ont été signalées dans la région de l'Atlantique (figure 3D; McKenzie *et al.* 2021), y compris des poissons, des mammifères et des oiseaux dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent (2008) et des saumons d'élevage en Nouvelle-Écosse (2000) et au Nouveau-Brunswick (N.-B. 2003, 2004).

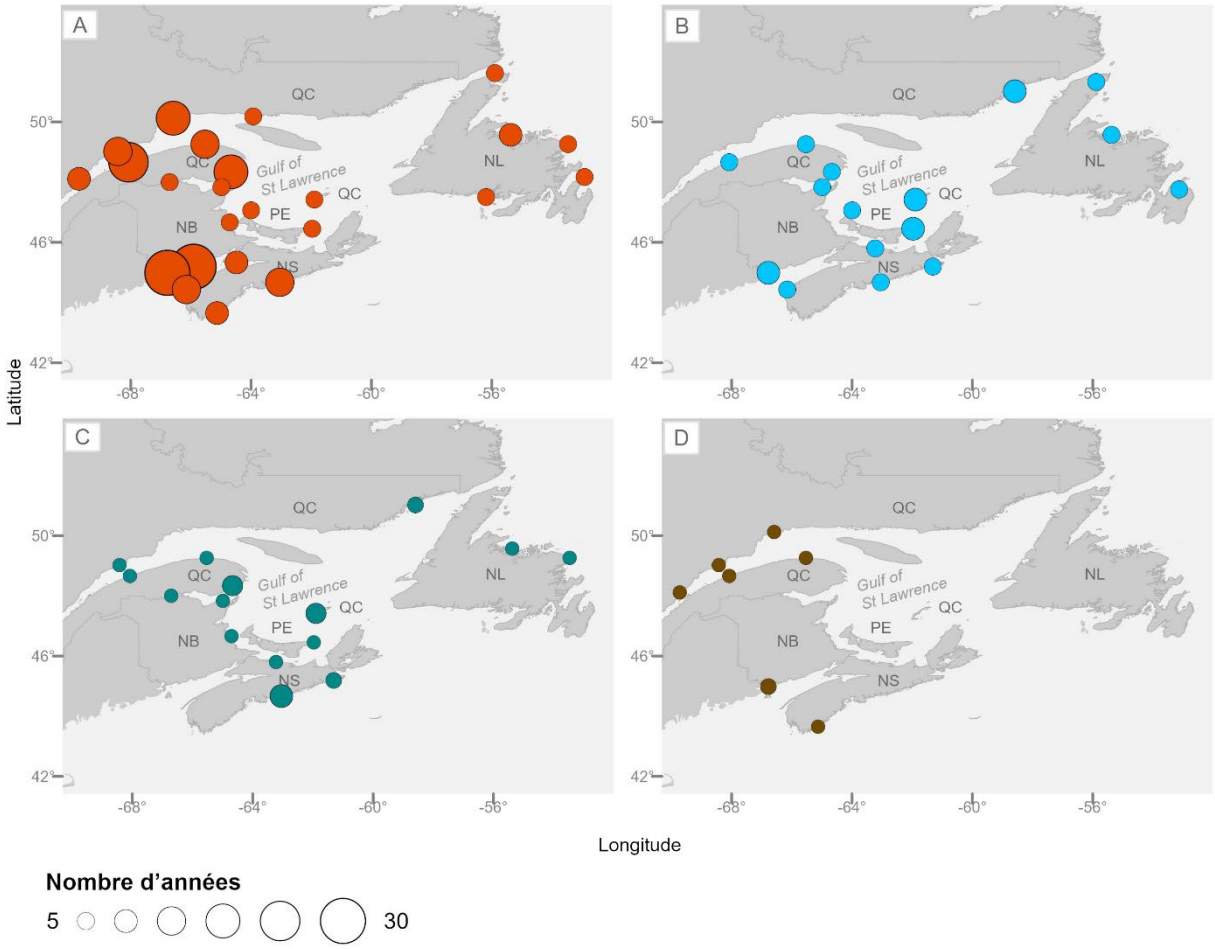

Figure 3. Côte canadienne de l'Atlantique. Rapports dans la base de données HAE-DAT montrant la répartition des proliférations d'algues nuisibles : (A) phycotoxine paralysante (en rouge), (B) phycotoxine amnestique (en bleu), (C) phycotoxine diarrhéique (en vert) et (D) mortalités massives d'espèces marines (en brun) et ampleur de la récurrence (taille du cercle), pour 30 années de rapports de données (de 1987 à 2017). Les cercles sont centrés dans chaque zone de code de la grille de la base de données HAE-DAT et ne représentent pas l'emplacement exact des épisodes.

Au moins 55 espèces d'algues nuisibles ont été détectées sur la côte de l'Atlantique, dont 11 ont causé des proliférations d'algues nuisibles au Canada ou y ont été associées (tableaux 1 et 2). La combinaison de toute l'information sur les détections des proliférations d'algues nuisibles et des phycotoxines pour la côte de l'Atlantique sur une seule carte (figure 4) illustre l'ampleur du problème. Les épisodes variés et récurrents dans la région mettent en évidence la mesure dans laquelle les épisodes pourraient se produire à l'avenir.

Des restrictions de la récolte des mollusques et des crustacés dues aux phycotoxines paralysantes sont imposées dans le Canada atlantique depuis 1943, mais les peuples autochtones des régions de la baie de Fundy et du golfe du Saint-Laurent connaissaient les dangers liés à la consommation de mollusques beaucoup plus tôt; on a en effet signalé dans les années 1600 qu'ils ne mangeaient pas de moules, même s'ils mouraient de faim (Tennant *et al.* 1955; Prakash *et al.* 1971; McKenzie *et al.* 2021). Dans la baie de Fundy, la récurrence annuelle des phycotoxines paralysantes a mené à l'établissement, en 1943, du plus long ensemble de données continues de surveillance des toxines des mollusques au monde et à la fermeture permanente de la pêche de la moule bleue sauvage (*Mytilus edulis*) dans toute la

baie de Fundy depuis 1944 (Prakash *et al.* 1971). À l'heure actuelle, certains sites d'élevage de moules bleues sont autorisés à récolter leur produit si les résultats des analyses sont en deçà de la limite réglementaire. Les phycotoxines paralysantes ne se limitent pas aux mollusques, mais sont également détectées à de faibles concentrations dans l'hépatopancréas (tomalli, consommé comme un aliment très prisé) du homard d'Amérique (*Homarus americanus*) de la baie de Fundy (Watson-Wright *et al.* 1991). La baie de Fundy et l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent sont tous deux des emplacements particulièrement importants pour les épisodes pluriannuels, comme l'indique la taille des cercles à la figure 3A. L'incidence de ces proliférations récurrentes est démontrée par la grande efflorescence d'*Alexandrium catenella* en 2008, dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent, au Québec (Qc), qui a entraîné des mortalités massives de poissons, d'oiseaux de mer et de mammifères marins, y compris d'espèces en péril (figure 3D; Starr *et al.* 2017). Les efflorescences massives d'*A. catenella* et des phycotoxines paralysantes connexes ont également été liées à des mortalités chez le hareng dans la baie de Fundy en 1976 et 1979 (White 1977, 1980) et le saumon de l'Atlantique d'élevage (*Salmo salar*) sur la rive sud-ouest de la Nouvelle-Écosse en 2000 (Cembella *et al.* 2002) et dans la partie sud-ouest du Nouveau-Brunswick de la baie de Fundy en 2003 et 2004 (Martin *et al.* 2008). L'une des principales raisons pour lesquelles les efflorescences et les épisodes toxiques d'*Alexandrium* se reproduisent année après année est la production, par ces dinoflagellés, de kystes au repos qui hivernent dans les sédiments et leur rétention; les saisons suivantes, certains kystes peuvent être remis en suspension et provoquer (initier) des efflorescences. Par exemple, la baie de Fundy abrite l'un des dépôts les plus riches et stables de kystes d'*A. catenella* au monde.

On a déterminé qu'*Alexandrium catenella* était la principale espèce produisant des phycotoxines paralysantes dans la baie de Fundy (Needler 1949). Au fil des ans, un certain nombre de chercheurs ont examiné l'ensemble de données sur la toxicité des phycotoxines paralysantes pour les mollusques et crustacés dans la baie de Fundy. Par exemple, White (1987) a examiné les données d'une période de 40 ans (de 1944 à 1983) par rapport aux données environnementales. Martin et Richard (1996) ont évalué les données d'une période de 51 ans (de 1943 à 1994) par rapport aux cycles et aux tendances. Hamer et ses collaborateurs (2012) ont cherché à dégager des tendances spatiales et temporelles dans les phycotoxines paralysantes chez la mye commune (*Mya arenaria*) (de 1943 à 2010). Martin et ses collaborateurs (2014a) ont examiné des ensembles de données sur la toxicité pour les mollusques et crustacés, la dynamique des efflorescences toxiques d'*A. catenella* et les répartitions des kystes depuis 1980, afin de déterminer des tendances. De vastes relevés ont été effectués pour évaluer la répartition et l'abondance d'*A. catenella* dans la baie de Fundy de 1980 à 1984 (Martin et White 1988), complétés par des relevés de sédiments pour les kystes au repos (White et Lewis 1982; Martin et Wildish 1994; Martin *et al.* 2014a). Comme *A. catenella* est souvent une composante mineure de la communauté phytoplanctonique totale, le programme de surveillance du phytoplancton de la baie de Fundy comportait l'identification et le dénombrement de la communauté phytoplanctonique totale (Martin *et al.* 2014b). Page et ses collaborateurs (2004) ont examiné la variation spatiale et temporelle de l'abondance d'*A. catenella* par rapport à la structure de la communauté phytoplanctonique totale. Bien que les concentrations de kystes dans les sédiments soient importantes pour le début des efflorescences (en fournissant la semence), elles ne jouent pas de rôle dans la prévision de l'intensité des efflorescences d'une année à l'autre dans la baie de Fundy ou l'estuaire du Saint-Laurent (Gracia *et al.* 2013; Martin *et al.* 2014b).

À Terre-Neuve-et-Labrador (T.-N.-L.), le premier épisode de phycotoxines paralysantes signalé s'est produit en 1982 (White et White 1985) et a entraîné la mise en place d'un programme de surveillance des phycotoxines dans la province (Hockin *et al.* 1983; Schwinghamer *et al.* 1994). En décembre 1991, la toxicité des phycotoxines paralysantes a été détectée chez des moules

bleues dans la baie Notre Dame. La période était inhabituelle pour les cellules végétatives d'*A. catenella*. Une enquête plus poussée a révélé que des kystes remis en suspension d'*A. catenella* étaient responsables de l'épisode; la présence de seulement quatre kystes dans le système digestif de la moule bleue a produit suffisamment de toxines pour entraîner des niveaux de fermeture (Schwinghamer *et al.* 1994). La remise en suspension de kystes toxiques a entraîné la fermeture permanente de plusieurs sites de conchyliculture. La fermeture d'un de ces sites d'aquaculture à Pelley's Tickle a causé la perte de 9,1 tonnes (t) de moules bleues, car elles étaient toujours au-dessus de la limite réglementaire de toxines (McKenzie 1996). Plusieurs emplacements à Terre-Neuve-et-Labrador, au Nouveau-Brunswick et au Québec ont été fermés de façon permanente à l'aquaculture et à la récolte sauvage de moules en raison de la présence de ces kystes ou de la présence continue de phycotoxines paralysantes au-dessus du niveau réglementaire dans les tissus des mollusques (examen dans Bates *et al*. 2020).

En décembre 1987, l'éclosion d'une toxine non identifiée a causé plus de 150 maladies chez les humains et quatre décès au Canada, après la consommation de moules bleues (Bates *et al.* 1989). Les inspecteurs du MPO ont retracé la source des moules bleues aux sites d'aquaculture de la baie de Cardigan, dans l'est de l'Île-du-Prince-Édouard, et la récolte des mollusques et des crustacés a été fermée dans tout le Canada atlantique. En l'espace de quatre jours, le CNRC a découvert, pour la première fois dans le monde, la présence d'acide domoïque dans les moules bleues et a déterminé que cette toxine était responsable d'un nouveau syndrome, l'intoxication par phycotoxine amnestique. La diatomée *Pseudo-nitzschia multiseries*, présente dans l'appareil digestif de la moule bleue, a été confirmée comme étant la source de l'acide domoïque (Subba Rao *et al.* 1988; Bates *et al.* 1989). Il s'agissait de la première découverte d'une espèce de diatomée productrice de toxines. Les fermetures de la récolte de mollusques liées à des niveaux élevés d'acide domoïque sont courantes dans le golfe du Saint-Laurent en été (Couture *et al.* 2001). En décembre 2001, puis à nouveau en mars 2002, plusieurs espèces de *Pseudo-nitzschia* ont causé la plus importante fermeture de secteurs coquilliers due à l'acide domoïque jamais enregistrée à l'époque. L'efflorescence couvrait la majeure partie du sud du golfe du Saint-Laurent, de la Gaspésie à la côte du détroit de Northumberland, y compris toutes les rives de l'Île-du-Prince-Édouard. Environ 200 km de littoral ont été touchés jusqu'en mai 2002. Depuis cette première détection, les épisodes de phycotoxines amnestiques se sont reproduits dans la partie sud-ouest du Nouveau-Brunswick de la baie de Fundy et le sud-ouest de la Nouvelle-Écosse, le sud du golfe du Saint-Laurent, y compris la baie des Chaleurs, sur la rive nord de l'estuaire et dans le golfe du Saint-Laurent, de même que sur les rives sud-est et nord-est de Terre-Neuve-et-Labrador (Martin *et al*. 1990, 1998; McKenzie *et al.* 2021; figures 3B, 4). Il est intéressant de noter que la diatomée *P. australis*, qui avait précédemment été signalée dans une efflorescence d'algues nuisibles sur la côte canadienne du Pacifique en 2015*,* a également été impliquée comme la source d'acide domoïque sur la côte est de la baie de Fundy en 2016 (Bates *et al.* 2018). L'espèce n'avait jamais été observée auparavant dans cette région (Martin et LeGresley 2014; Kaczmarska *et al.* 2005; J. Ehrman, données inédites).

Des phycotoxines diarrhéiques ont été détectées pour la première fois en Amérique du Nord en 1989 (Cembella 1989), dans l'estuaire du Bas Saint-Laurent, au Québec, où elles avaient été produites par les dinoflagellés *Dinophysis acuminata* et *D. norvegica.* Dans les 10 années qui ont suivi leur découverte, des épisodes de phycotoxines diarrhéiques ont été signalés dans toutes les provinces du Canada atlantique (Quilliam *et al.* 1993; McKenzie *et al.* 1994; figures 3C, 4). En 1999, un épisode de toxicité des mollusques s'est produit aux Îles-de-la-Madeleine, causé par les dinoflagellés *Prorocentrum lima* et *P. mexicanum*, qui étaient présents dans la colonne d'eau sous forme d'épiphytes sur les boudins de moules bleues et dans le contenu intestinal des moules bleues (Levasseur *et al.* 2003). En 2001, à Terre-Neuve-et-Labrador, des cellules de *P. lima* ont également été trouvées en croissance épiphytique sur des

lignes de moules bleues; cette contamination des moules par les phycotoxines diarrhéiques a amené le Royaume-Uni à rejeter le produit (McKenzie 2006). Des épisodes de phycotoxines diarrhéiques se sont produits le long de la rive sud de l'estuaire du Saint-Laurent, jusque dans la partie nord du sud du golfe du Saint-Laurent, aux Îles-de-la-Madeleine, dans le nord du golfe du Saint-Laurent, à un emplacement dans l'est de l'Île-du-Prince-Édouard, dans plusieurs sites proches de l'embouchure de la baie de Fundy, ainsi que sur les côtes nord, est et sud-est de Terre-Neuve-et-Labrador (examen dans Bates *et al.* 2020).

Des toxines de spirolides ont été signalées sur les côtes du Nouveau-Brunswick et de la Nouvelle-Écosse de la baie de Fundy, sur la côte atlantique de la Nouvelle-Écosse, dans le sud du golfe du Saint-Laurent (y compris dans des zones de l'Île-du-Prince-Édouard et des Îles-de-la-Madeleine), à des emplacements de l'estuaire du Saint-Laurent et à plusieurs endroits autour de la côte de Terre-Neuve-et-Labrador. Des pecténotoxines ont été signalées le long de la rive sud de la Nouvelle-Écosse, dans le sud du golfe du Saint-Laurent (y compris aux Îles-de-la-Madeleine et en Gaspésie) et dans le sud et le nord-est de Terre-Neuve-et-Labrador. Des yessotoxines ont été trouvées, pour la première fois au Canada, dans huit sites d'aquaculture de l'est de Terre-Neuve-et-Labrador dans les glandes digestives de moules bleues, en 2004, dans la baie Notre-Dame et la baie Green (Finch *et al.* 2005). Ces toxines ont par la suite été détectées sur la côte atlantique de la Nouvelle-Écosse, dans tout le sud du golfe du Saint-Laurent (y compris aux Îles-de-la-Madeleine et à l'Île-du-Prince-Édouard, sur la rive nord-est du Québec et à un endroit à l'intérieur de l'estuaire du Saint-Laurent) et à plusieurs emplacements côtiers de Terre-Neuve-et-Labrador (Rourke et Haigh,2019; Bates *et al.* 2020).

Des espèces de phytoplancton non ichthyotoxiques ont été trouvées lors d'épisodes de mortalité de poissons sur la côte de l'Atlantique. À quatre reprises, des épisodes de mortalité de poissons d'élevage ont été déclarés dans la baie de Passamaquoddy (baie de Fundy, sud-ouest du Nouveau-Brunswick), au cours desquels deux espèces de diatomées différentes auraient causé des épisodes en 2002 (*Eucampia zodiacus*) et en 2004 (*Leptocylindrus minimus*) (Martin *et al.* 2007b). Une décoloration de l'eau a été signalée pendant les deux épisodes, ainsi que des concentrations élevées de phytoplancton. En 1998 et 2003, des mortalités massives de poissons d'élevage ont à nouveau été signalées, mais ces épisodes ont été liés à des efflorescences du protozoaire cilié *Mesodinium rubrum*, qui a causé une décoloration de l'eau et modifié les niveaux d'oxygène, finissant par entraîner la mort des poissons (Martin *et al.* 2007a; examen dans Bates *et al.* 2020).

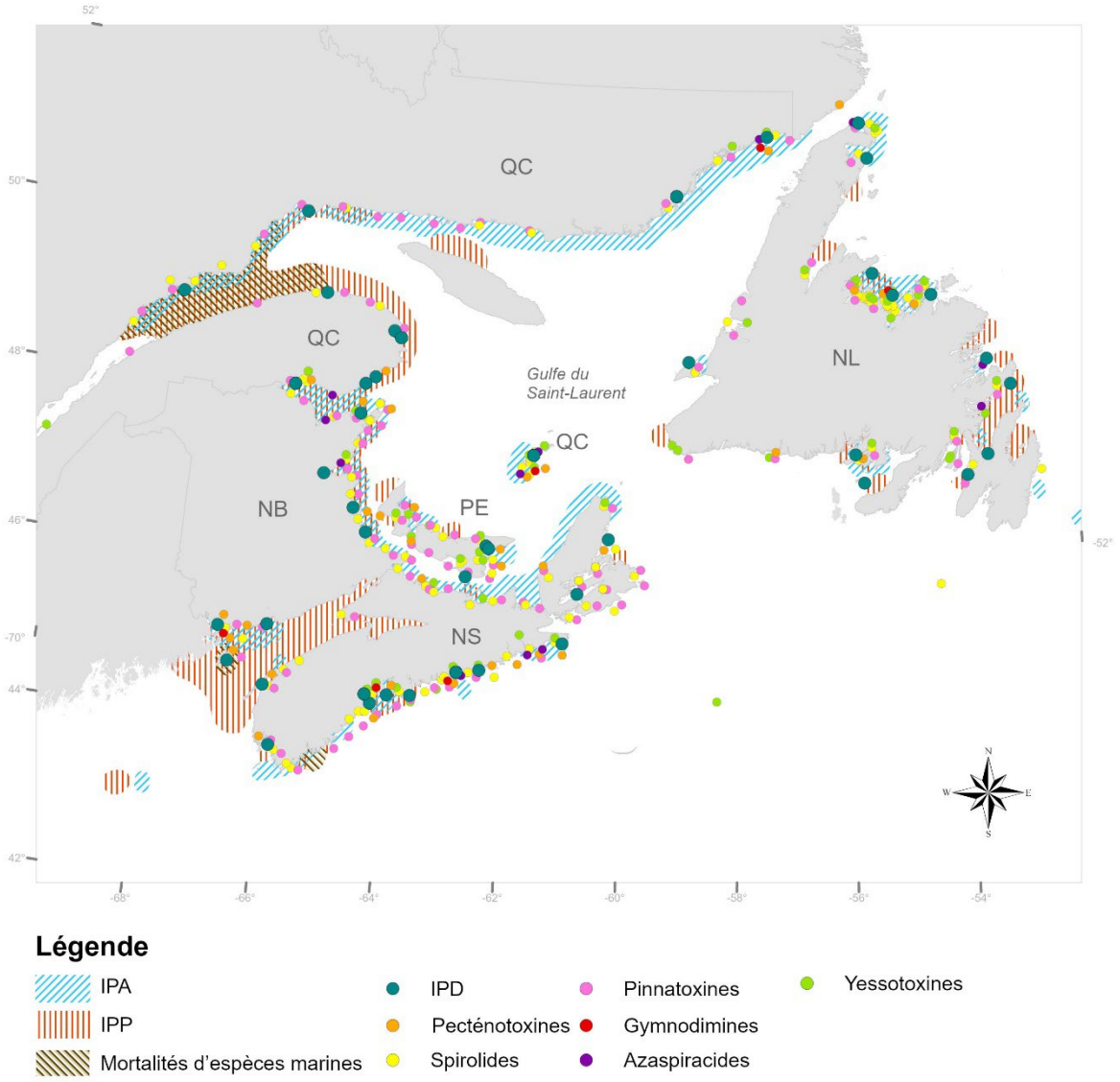

Figure 4. Sommaire des détections de toxines d'algues nuisibles dans l'Atlantique de 1987 à 2017. Cette carte indique l'emplacement des phycotoxines émergentes préoccupantes à l'échelle mondiale : les pecténotoxines, les spirolides, les pinnatoxines, les gymnodimines, les azspiracides et les yessotoxines. Carte modifiée d'après Bates et al. (2020).

2.2.2. Côte canadienne du Pacifique

Les proliférations d'algues nuisibles récurrentes sont répandues dans toutes les régions côtières canadiennes du Pacifique (figure 5). D'après les observations disponibles, les épisodes de phycotoxines paralysantes sont les plus fréquents et se produisent chaque année dans la région du Pacifique, en particulier dans le détroit de Georgie (figure 5A). Des proliférations d'algues nuisibles causées par les phycotoxines amnestiques se sont produites depuis 1992 dans tout le détroit de Georgie, sur la côte ouest de l'île de Vancouver et dans des zones de la côte nord de la Colombie-Britannique. Des phycotoxines diarrhéiques ont été couramment signalées dans le sud et le centre de la région du Pacifique depuis leur détection en 2011 (figures 5B, C). Des mortalités d'espèces marines causées par plusieurs espèces différentes

d'algues nuisibles sont une occurrence annuelle dans la région du Pacifique, touchant particulièrement le saumon de l'Atlantique d'élevage sur les côtes est et ouest de l'île de Vancouver (figure 3D) (McKenzie *et al.* 2021).

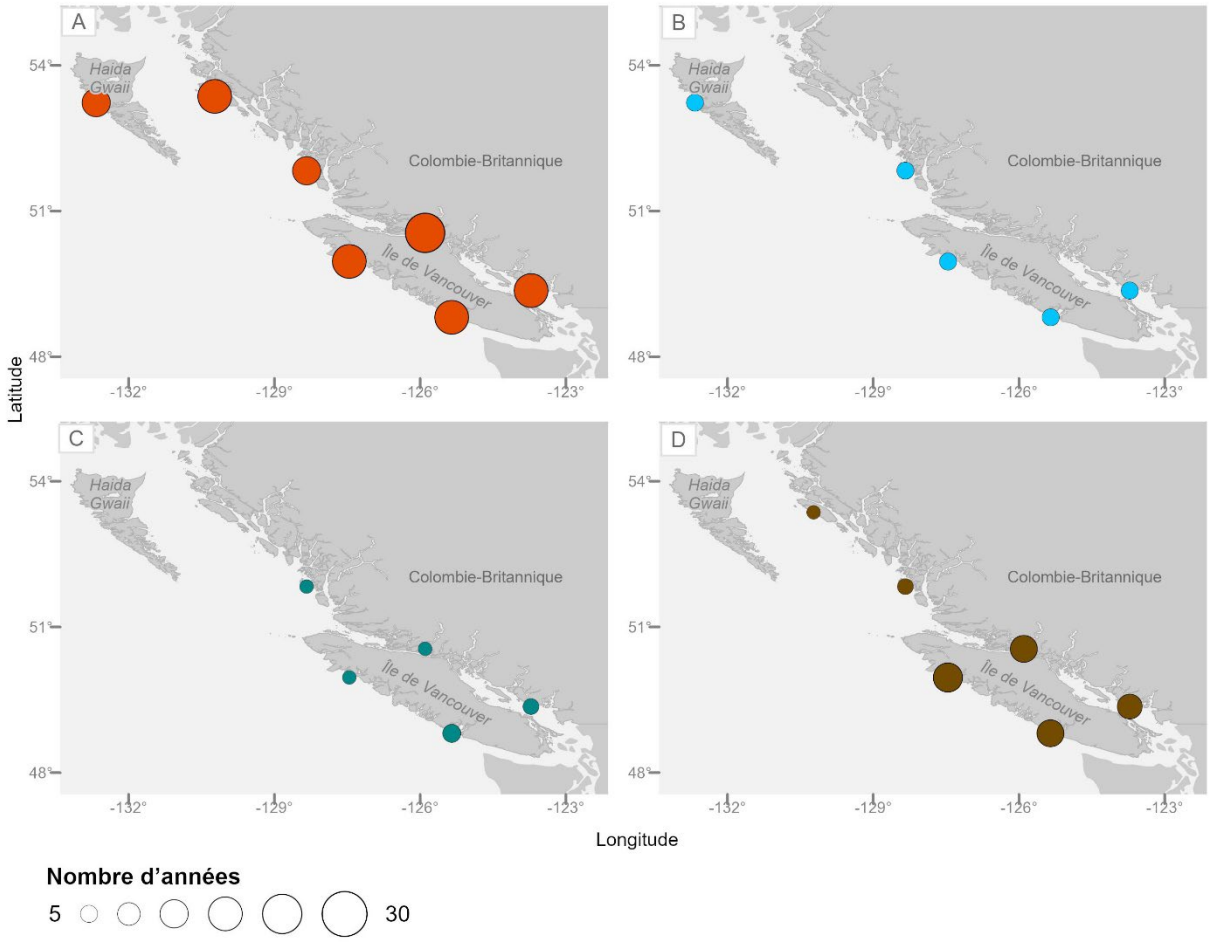

Figure 5. Rapports dans la base de données HAE-DAT montrant la répartition des proliférations d'algues nuisibles sur la côte du Pacifique : (A) phycotoxine paralysante (en rouge), (B) phycotoxine amnestique (en bleu), (C) phycotoxine diarrhéique (en vert) et (D) mortalités massives d'espèces marines (en brun) et ampleur de la récurrence (taille du cercle), pour 30 années de rapports de données (de 1987 à 2017). Les cercles sont centrés dans chaque zone de code de la grille de la base de données HAE-DAT et ne représentent pas l'emplacement exact des épisodes.

Au moins 53 espèces d'algues nuisibles ont été détectées dans la région du Pacifique, dont 19 ont causé des proliférations d'algues nuisibles au Canada ou y ont été associées (tableaux 1 et 2). En combinant les enregistrements de la base de données HAE-DAT avec d'autres rapports sur les algues nuisibles et les phycotoxines pour la côte canadienne du Pacifique (figure 6), on observe des effets des algues nuisibles sur presque toute la côte et dans bon nombre de ses bras de mer. D'autres proliférations d'algues nuisibles sont à prévoir compte tenu de leur récurrence fréquente par le passé.

Les phycotoxines paralysantes sont présentes depuis longtemps sur la côte du Pacifique, bien qu'elles n'aient pas toujours été entièrement documentées. Les phycotoxines paralysantes étaient connues sur la côte de la Colombie-Britannique au moins en 1793, lorsqu'un membre de l'équipage du capitaine George Vancouver est mort après avoir mangé des moules bleues contaminées et avoir présenté des symptômes de phycotoxine paralysante dans une région

appelée par la suite Poison Cove; elles étaient probablement bien connues aussi des peuples autochtones (Quayle et Bernard 1966). Cependant, il n'existe pas d'enregistrement officiel des phycotoxines paralysantes en Colombie-Britannique avant une éclosion en 1936 (Gibbard *et al.* 1939; Gibbard et Naubert 1948). Selon Taylor et Harrison (2002), « *il n'y a pas eu une seule année sans épisode de toxicité [des phycotoxines paralysantes] et pratiquement toutes les zones de la côte [de la Colombie-Britannique] ont été toxiques à un moment ou à un autre. Certaines zones sont toxiques chaque année*. » Le premier épisode de phycotoxines paralysantes enregistré dans la base de données HAE-DAT sur la côte canadienne du Pacifique remonte à 1987, dans la partie supérieure du détroit de Georgie (figure 5A), et a été attribué à *Alexandrium catenella*. Du fait de la récurrence de niveaux élevés de phycotoxines paralysantes sur toute la côte de la Colombie-Britannique et de la lente dépuration des toxines chez la palourde jaune (*Saxidomus giganteus*), Taylor et Harrison (2002) ont indiqué que la récolte de cette espèce était interdite de façon permanente. Cependant, les plans de gestion des myes dans les eaux intertidales mis en place par le MPO pour 2000 et les années suivantes ont permis la pêche de la palourde jaune, précisant que *« les ouvertures seront fondées sur les résultats de la surveillance des biotoxines (phycotoxines paralysantes)* » (MPO 2000). Des échantillons de tissus prélevés sur des mammifères marins le long de la côte de la Colombie-Britannique durant l'importante prolifération d'algues nuisibles sur la côte ouest de 2015-2016 ont également révélé des concentrations élevées de phycotoxines paralysantes (Savage 2017).

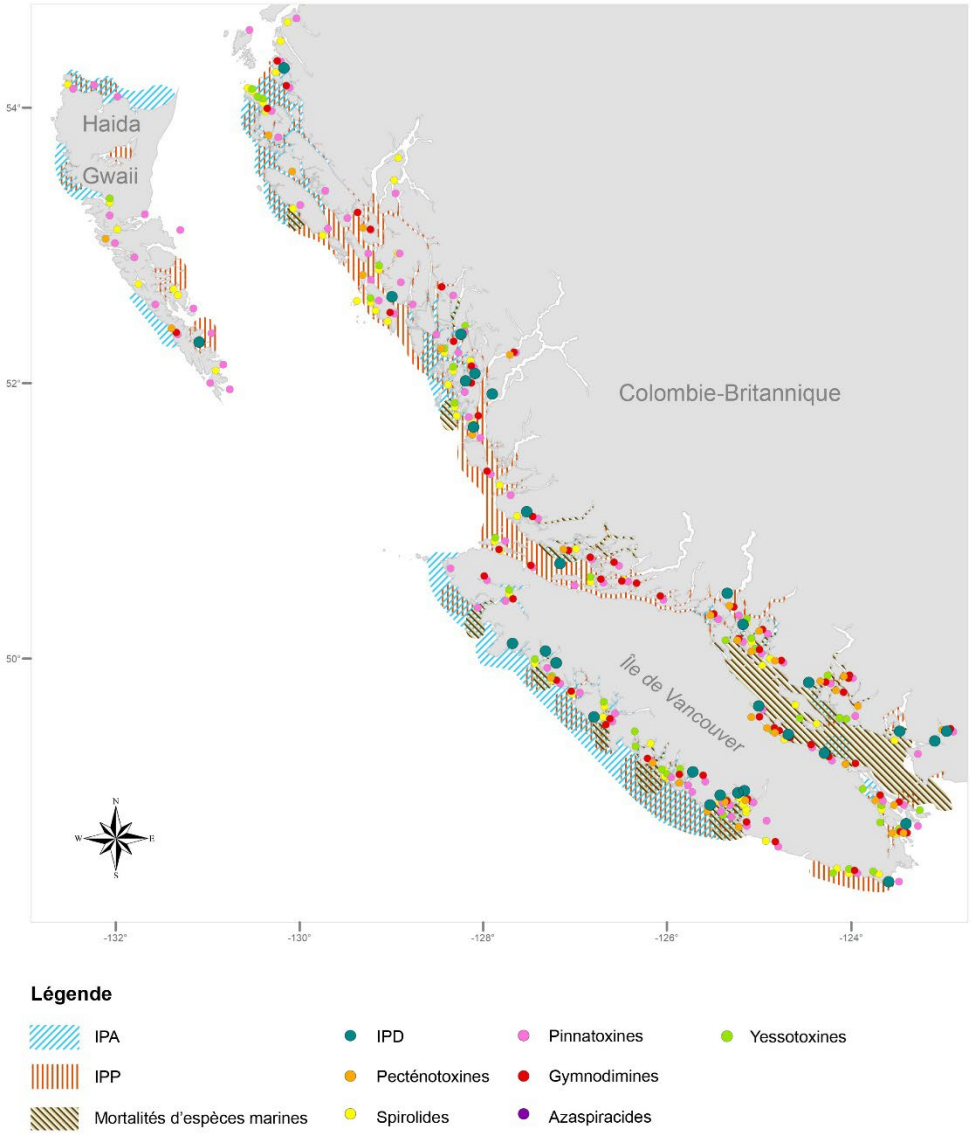

Figure 6. Sommaire des détections de toxines d'algues nuisibles dans le Pacifique de 1987 à 2017. Cette carte indique l'emplacement des phycotoxines émergentes préoccupantes à l'échelle mondiale : les pecténotoxines, les spirolides, les pinnatoxines, les gymnodimines, les azspiracides et les yessotoxines. Carte modifiée d'après Bates et al. (2020).

La phycotoxine amnestique a été détectée sur la côte canadienne du Pacifique en 1992, lorsqu'elle a été signalée pour la première fois au large de l'île de Vancouver (figures 5B et 6). Les années suivantes, des épisodes de phycotoxines amnestiques se sont produits dans tout le détroit de Georgie, sur la côte ouest de l'île de Vancouver et à Haida Gwaii. Une vaste efflorescence de phytoplancton, notamment de *Pseudo-nitzschia australis*, s'est produite en 2015, sur toute la côte ouest de l'Amérique du Nord, y compris la côte ouest de l'île de Vancouver, et a coïncidé avec la détection de niveaux élevés de phycotoxines amnestiques

(figure 7). Des fermetures de secteurs coquilliers ont été décrétées sur les côtes canadienne et américaine du Pacifique. De la Californie au nord de l'État de Washington, des fermetures de la récolte de mollusques et de crustacés (couteau du Pacifique, *Siliqua patula,* et crabe dormeur, *Cancer magister*) et de poissons à nageoires (anchois du Pacifique, *Engraulis mordax*) ont été imposées. On a également trouvé des mammifères marins échoués et on a diagnostiqué la phycotoxine amnestique chez des otaries de Californie (*Zalophus californianus*) (McCabe *et al.* 2016). L'impact économique de l'épisode a forcé l'État de la Californie à demander une déclaration fédérale de catastrophe dans le secteur des pêches (McCabe *et al.* 2016). Des mortalités de mammifères marins ont été signalées dans les eaux de la Colombie-Britannique pendant cet épisode : au moins 17 grandes baleines (cinq rorquals communs *Balaenoptera physalus*, sept rorquals à bosse *Megaptera novaeangliae*, trois baleines grises *Eschrichtius robustus*, un grand cachalot *Physeter macrocephalus* et un petit rorqual *Balaenoptera acutorostrata*) de la pointe sud de l'île de Vancouver à la pointe nord de Haida Gwaii entre avril 2015 et avril 2016 (Savage 2017). Un groupe de 12 rorquals communs morts en Alaska au cours de la même période a amené la National Oceanic and Atmospheric Administration (États-Unis) à déclarer un épisode de mortalité inhabituelle de grandes baleines (NOAA, Savage 2017). Des mortalités massives d'oiseaux de mer (Piatt *et al.* 2020; Van Hemert *et al.* 2020) et de loutres de mer du nord (*Enhydra lutris kenyoni*) ont été enregistrées simultanément. Des échantillons de contenus intestinaux prélevés sur sept rorquals communs et rorquals à bosse nécropsiés provenant de la côte de la Colombie-Britannique contenaient des concentrations élevées de phycotoxines amnestiques (Savage 2017).

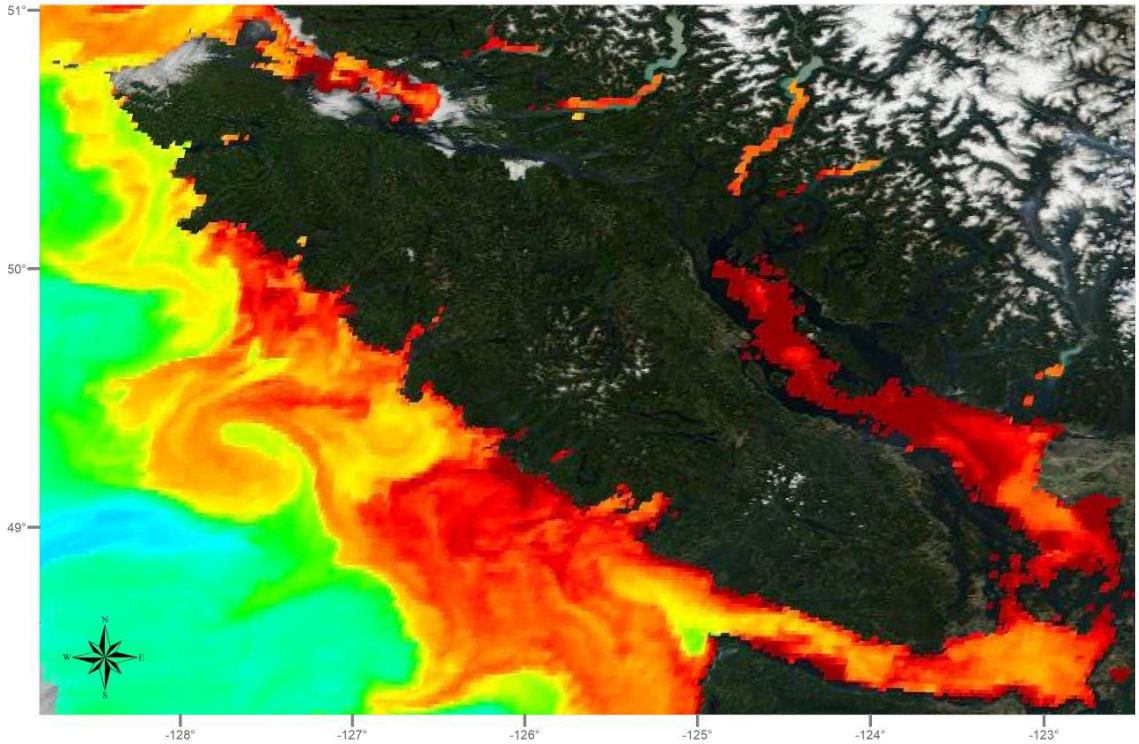

Figure 7. Imagerie satellite MODIS prise le 18 juillet 2015 et améliorée pour montrer une efflorescence de phytoplancton contenant la diatomée Pseudo-nitzschia australis, productrice d'acide domoïque, au large de la côte ouest de l'île de Vancouver. Le rouge indique la concentration la plus élevée de chlorophylle dans l'efflorescence algale et les nuances de vert au bleu dénotent des concentrations plus faibles. Il est à noter que même si les concentrations de chlorophylle étaient élevées dans le détroit de Georgie à l'est de l'île de Vancouver, aucune P. australis *n'a été détectée dans cette région. Sources des images : NASA Earth Observations, Fish Info & Services Co. Ltd.*

Une étude du phytoplancton potentiellement nuisible sur la côte du Pacifique a signalé la présence d'espèces du genre Dinophysis en 1986 (Haigh et Taylor 1990). Ce n'est toutefois qu'en 2011 que les symptômes de l'intoxication par phycotoxine diarrhéique chez les humains ont été associés à la consommation de moules bleues provenant de la partie supérieure du détroit de Georgie (figure 5C). Un site de surveillance du phytoplancton utilisé par l'industrie d'aquaculture, situé à 25 km de Conville Bay, a identifié un mélange d'espèces du genre Dinophysis (*D. acuminata, D. acuta, D. fortii*) et de *Phalacroma rotundatum*. Depuis, des épisodes isolés se sont produits périodiquement dans le détroit de Georgie, sur la côte ouest de l'île de Vancouver et sur la côte centrale de la Colombie-Britannique (figure 6).

On trouve des azaspiracides, des gymnodimines, des pectinotoxines, des pinnatoxines et des spirolides sur toute la côte canadienne du Pacifique (figure 6) (Bates *et al.* 2020). L'ACIA dépiste les yessotoxines dans les échantillons de mollusques et de crustacés canadiens depuis 2003, afin de soutenir les activités d'exportation et de générer des données pour une évaluation des risques au Canada (Rourke et Haigh 2019). À ce jour, on a trouvé des yessotoxines dans des concentrations allant jusqu'à 12 µg g^{-1} de yessotoxines totales à 164 sites en Colombie-Britannique (figure 6; tous les sites ne sont pas illustrés) (Bates *et al.* 2020).

La mortalité de poissons à nageoires dans les cages est un phénomène courant sur la côte du Pacifique, avec des données remontant aux années 1960 (Bell 1961). Les fermes d'élevage du saumon de l'Atlantique se sont établies rapidement sur la côte sud de la Colombie-Britannique depuis 1984 et des rapports de mortalités de poissons ont suivi peu de temps après (Albright *et al*. 1992). Le premier épisode signalé dans la partie supérieure du détroit de Georgie a eu lieu en 1987, lorsqu'on a observé la mortalité des poissons d'élevage pendant une efflorescence de la diatomée *Chaetoceros convolutus* (tableau 2; figure 5D; Harrison *et al.* 1993). Après cet épisode, la côte du Pacifique a connu des mortalités de poissons d'élevage dues à des efflorescences de *C. concavicornis* ou de *C. convolutus* fréquemment, mais pas tous les ans.

Le flagellé raphidophyte *Heterosigma akashiwo* est responsable de mortalités massives de poissons d'élevage sur la côte du Pacifique depuis les années 1970 (Haigh et Taylor,1990). On ne comprend pas encore entièrement le mode d'action pour les mortalités de poissons causées par *H. akashiwo*, mais on pense qu'il est dû à la production de substances hémolytiques (Lassus *et al.* 2016). Le premier enregistrement d'une efflorescence de *H. akashiwo* dans la partie supérieure de la côte ouest de l'île de Vancouver remonte à la fin du mois d'août 1992, dans la baie Kyuquot et la baie Nootka. L'efflorescence a touché plusieurs opérations aquacoles de la région, entraînant la mortalité d'environ 250 000 kg de saumon de l'Atlantique. Depuis, la plupart des années, on a signalé la mort de poissons d'élevage causée par des efflorescences de *H. akashiwo*. Entre 2009 et 2012, *H. akashiwo* a été à l'origine de 65 % des proliférations d'algues nuisibles ayant entraîné la mort de poissons et de 90 % des proliférations d'algues nuisibles (>1 000 poissons tués) dans les sites aquacoles (Haigh et Esenkulova 2014). Des mortalités occasionnelles de poissons d'élevage ont également été causées par des efflorescences des flagellés ichthyotoxiques *Chattonella* cf. *marina* et *Pseudochattonella verruculosa*. En 2002, *C.* cf. *marina* a été responsable de la mortalité de près de 1 000 t de produits de l'aquaculture dans l'inlet Esperanza, dans la partie supérieure de la côte ouest de l'île de Vancouver. On pense que les flagellés *Dictyocha fibula* et *Octactis speculum* produisent une toxine semblable à celle produite par *P. verruculosa* (Bates *et al.* 2020). En Colombie-Britannique, le Programme de surveillance des algues toxiques a établi un lien entre des mortalités du saumon d'élevage et les deux espèces.

2.2.3. Côte canadienne de l'Arctique

Plusieurs espèces de phytoplancton et d'algues sympagiques potentiellement nuisibles ont été identifiées dans l'ensemble des régions arctiques et subarctiques, y compris à des sites dans le

complexe de la baie d'Hudson (baie d'Hudson, détroit d'Hudson et bassin Foxe), dans l'est de l'Arctique (du sud du détroit de Davis au nord de la baie de Baffin et au détroit de Nares), l'ouest de l'Arctique (mer de Beaufort), l'archipel canadien, notamment le golfe Amundsen et la baie Franklin, et dans le bassin Canada (figure 8). L'information sur la répartition des espèces a été compilée à partir de la documentation et de divers ensembles de données inédits pour dresser la liste des espèces de phytoplancton potentiellement toxiques ou nuisibles présentes dans l'Arctique. Comme il s'agit de la première compilation d'espèces d'algues nuisibles déclarées dans l'Arctique canadien, les citations sont exhaustives afin de fournir des détails aux fins de référence future.

Dans l'Arctique, 45 espèces d'algues pélagiques et sympagiques potentiellement nuisibles ont été signalées, dont 16 ont causé des proliférations d'algues nuisibles sur les côtes canadiennes de l'Atlantique ou du Pacifique ou y ont été associées. Huit de ces 16 espèces produisent des phycotoxines (tableau 1) et huit causent des dommages mécaniques ou de l'hypoxie (tableau 2). Sur les 29 autres espèces présentes dans l'Arctique, 10 peuvent produire des phycotoxines (tableau 1) et 19 peuvent causer des dommages mécaniques ou de l'hypoxie (tableaux 2 et 3) et sont connues pour avoir provoqué des proliférations d'algues nuisibles à l'extérieur du Canada ou en laboratoire ou y être associées.

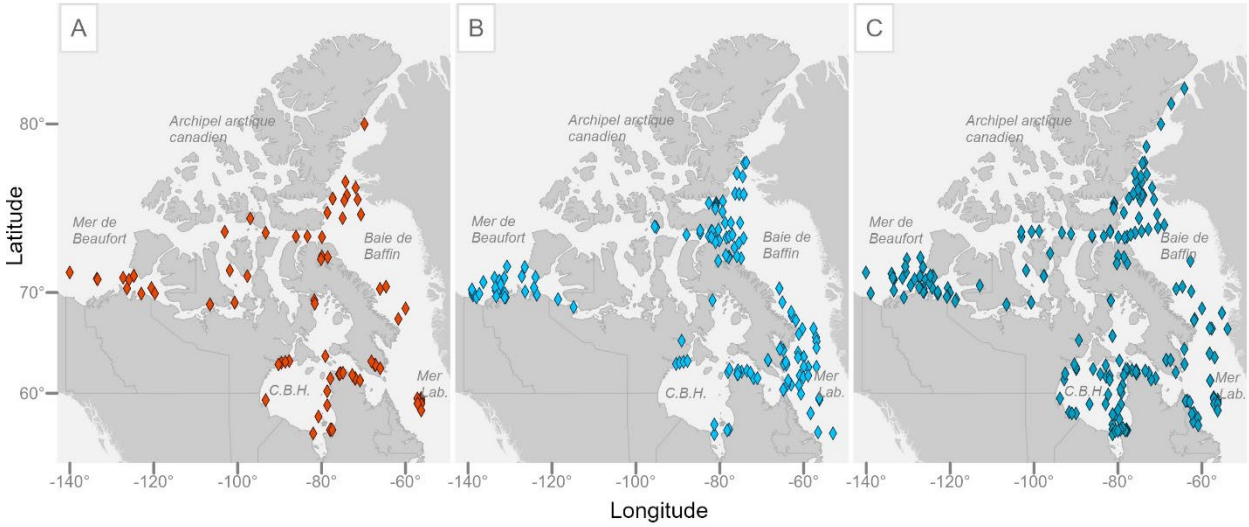

Figure 8. Répartition du phytoplancton et des algues sympagiques (associées à la glace de mer) dans l'Arctique canadien. (A) Alexandrium spp., qui ont le potentiel de produire des phycotoxines paralysantes dans l'Arctique canadien; (B) Pseudo-nitzschia spp., qui ont le potentiel de produire des phycotoxines amnestiques dans l'Arctique canadien; (C) Dinophysis spp., Phalacroma rotundatum et Prorocentrum spp., qui ont le potentiel de produire des phycotoxines diarrhéiques dans l'Arctique canadien. C.B.H. = Complexe de la baie d'Hudson; Mer Lab. = Mer du Labrador.

Les cellules végétatives de phycotoxines paralysantes produisant *Alexandrium* spp. sont largement réparties dans l'Arctique canadien, sur la côte du Labrador, au Groenland, en Alaska et en Russie. (Bursa 1961a, b; Hsiao 1983; Hsiao et Pinkewycz 1983, 1984, 1985a, b; Hsiao *et al.* 1984; Pinkewycz *et al.* 1987; Percy *et al.* 1992; Simard *et al.* 1996; Harvey *et al.* 1997; von Quillfeldt 2000; Lovejoy *et al.* 2002; Riedel *et al.* 2003; Niemi *et al.* 2011a, b; Poulin *et al.* 2011; Natsuike *et al.* 2013; Lefebvre *et al.* 2016; Vandersea *et al.* 2018; Dhifallah 2019; EMBL 2019; Bates *et al.* 2020; McKenzie *et al.* 2021). *Alexandrium ostenfeldii* (Bursa 1961b; Hsiao 1983; Simard *et al*. 1996; Harvey *et al.* 1997; Poulin *et al.* 2011) (figures 8A, 9) est une espèce dont on sait qu'elle a causé des proliférations d'algues nuisibles sur les côtes canadiennes de l'Atlantique ou du Pacifique ou dans des environnements semblables au Canada, ou qu'elle y

est associée (tableau 1). *Alexandrium monilatum* (Hsiao et Pinkewycz 1983, 1984, 1985a, b; Hsiao *et al.* 1984; Pinkewycz *et al.* 1987; Poulin *et al.* 2011) a été signalée dans l'Arctique canadien et jugée toxique dans d'autres régions à l'extérieur du Canada ou en laboratoire (tableau 3). Des kystes au repos ont également été signalés dans certaines régions de la baie de Baffin (détroit de Jones; Lovejoy *et al.* 2002) et dans la mer des Tchouktches, au large de la côte nord-ouest de l'Alaska (Natsuike *et al.* 2013), dans la mer du Labrador et dans le détroit de Davis, entre l'île de Baffin et le Groenland (Rochon et Mathiessen 1999; Andresen *et al.* 2010; Zonneveld *et al.* 2013; Richlen *et al.* 2016). De plus, dans les eaux adjacentes à l'Arctique canadien, Lefebvre et ses collaborateurs. (2016) ont détecté des phycotoxines paralysantes chez des mammifères marins (baleines, phoques, otaries, morses et loutres de mer) échantillonnés sur la côte de l'Alaska et à la pointe est de la Russie.

Deux espèces de *Pseudo-nitzschia* (*P. pseudodelicatissima*, *P. seriata*) connues pour produire des phycotoxines amnestiques dans les eaux canadiennes ont été détectées dans l'Arctique canadien. Six autres (*P. calliantha*, *P. delicatissima*, *P. granii*, *P. obtusa*, *P. pungens*, *P. turgidula*) connues pour produire des phycotoxines amnestiques ailleurs, sur le terrain ou en laboratoire, ont été détectées dans des échantillons d'eau ou de glace de mer provenant de diverses régions de l'Arctique canadien, dont le complexe de la baie d'Hudson, du Groenland (jusqu'à 80 °N) et de la côte est du Labrador (tableau 1; figures 8B, 9) (Mann 1925; Davidson 1931; Polunin 1934; Grøntved et Seidenfaden 1938; Seidenfaden 1947; Bursa 1961a, b, 1969, 1970, 1971; Adams 1975; Thomson *et al.* 1975; Foy et Hsiao 1976; Hsiao 1976, 1979a, b, c, 1980, 1983; Sekerak *et al.* 1976a,b, 1979; Bain *et al.* 1977; MacLaren Atlantic Limited 1977, 1978; Anderson 1979; MacLaren Marex 1979a, b; Cross 1980, 1982, 1987; Hsiao et Trucco 1980; Anderson *et al.* 1981; Grainger et Hsiao 1982; Hsiao et Pinkewycz 1983, 1984, 1985a, b, 1987; Pett *et al.* 1983; Poulin *et al.* 1983, 2011; Booth 1984; Hsiao *et al.* 1984; Pinkewycz *et al.* 1987; Woods et Smiley 1987; Percy *et al.* 1992; Hopky *et al.* 1994a, b; Kikuchi-Kawanobe et Kudoh 1995; Simard *et al.* 1996; Harvey *et al.* 1997; von Quillfeldt 1997; 2000; Lovejoy *et al.* 2002; Lundholm *et al.* 2003; Riedel *et al.* 2003; Simard 2003; Różańska *et al.* 2008, 2009; McLaughlin *et al.* 2009; Mather *et al.* 2010; Hansen *et al.* 2011; Mundy *et al.* 2011; Piontkovski *et al.* 2011; Brown *et al.* 2014; Hopcroft 2016; Lefebvre *et al.* 2016; Simo-Matchim *et al.* 2017; Crawford *et al.* 2018, Joli *et al*. 2018; EMBL 2019; Bates *et al.* 2020; McKenzie *et al.* 2021). Bien qu'elles ne soient pas représentées sur la carte de répartition, des efflorescences de *Pseudo-nitzschia* ont également été signalées dans les mers d'Extrême-Orient de la Russie (Vershinin et Orlova 2008). Dans les eaux adjacentes à l'Arctique canadien, Lefebvre et ses collaborateurs (2016) ont détecté des phycotoxines amnestiques chez des mammifères marins (baleines, marsouins, phoques, otaries, morses et loutres de mer) capturés et échoués le long d'une grande partie de la côte de l'Alaska (y compris la partie alaskienne de la mer de Beaufort) et de la pointe est de la Russie. Dans l'est du détroit de Davis (Groenland), Miesner et ses collaborateurs. (2016) ont démontré de façon expérimentale que les copépodes du genre *Calanus*, un groupe de proies clés de poissons, d'oiseaux et de mammifères marins dans les eaux arctiques, accumulaient des phycotoxines amnestiques dans leurs tissus et leurs œufs lorsqu'ils consommaient *P. seriata*, qui produit des phycotoxines amnestiques. On a décelé de faibles niveaux de phycotoxines amnestiques (0,3 µg d'acide domoïque par g^{-1} de tissu) dans les pétoncles (*Similipecten greenlandicus*) pendant une efflorescence de *P. seriata* dans la mer de Beaufort (W. Rourke, données inédites).

Cinq espèces de dinoflagellés connues pour produire des phycotoxines diarrhéiques dans les eaux canadiennes (*Dinophysis acuminata*, *D. acuta, D. norvegica, Phalacroma rotundatum*, *Prorocentrum lima*) sont largement réparties dans l'Arctique canadien (du nord de la baie de Baffin à la partie ouest de la mer de Beaufort), y compris dans le complexe de la baie d'Hudson, sur la côte est du Labrador et dans la mer du Labrador, ainsi que sur la côte nord-ouest du Groenland (tableau 1; figures 8C, 9) (Grøntved et Seidenfaden 1938; Seidenfaden 1947; Bursa

1961a, 1961b, 1963; Foy et Hsiao 1976; Hsiao 1976, 1983; Hsiao *et al.* 1977, 1984; Anderson 1979; MacLaren Marex 1979b; Hsiao et Trucco 1980; Anderson *et al.* 1981; Hsiao et Pinkewycz 1983, 1985a, b, 1987; Roff et Legendre 1986; Woods et Smiley 1987; Percy *et al.* 1992; Daugbjerg et Vørs 1994; Simard *et al.* 1996; Harvey *et al.* 1997; Lovejoy *et al.* 2002; Lowry et Harbour 2004; Różańska *et al.* 2008, 2009; McLaughlin *et al.* 2009; Niemi *et al.* 2011a, 2011b; Hopcroft, 2016; Simo-Matchim *et al.* 2017; Dhifallah 2019; Bates *et al.* 2020; McKenzie *et al.* 2021).

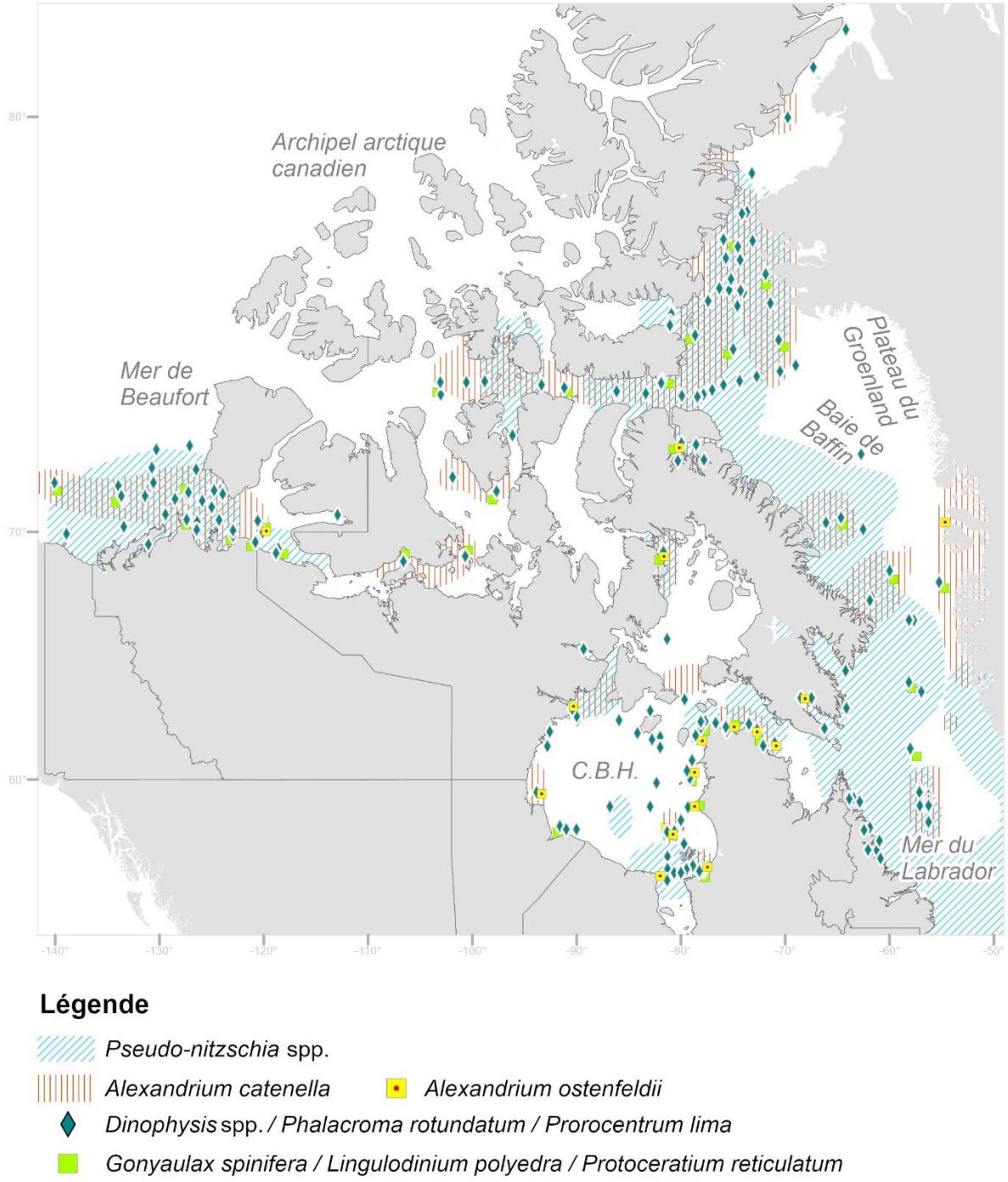

Figure 9. Sommaire des espèces d'algues nuisibles présentes dans la région de l'Arctique et capables de produire des phycotoxines paralysantes, des phycotoxines amnestiques et des phycotoxines diarrhéiques. D'autres producteurs de phycotoxines sont également inclus : Gonyaulax spinifera, Lingulodinium polyedra (pour les yessotoxines) et Alexandrium ostenfeldii (pour les spirolides). Voir les détails dans Bates et al. (2020).

Les espèces productrices de yessotoxines *Gonyaulax spinifera*, *Lingulodinium polyedra* et *Protoceratium reticulatum* (tableau 1; figure 9) ont été signalées dans l'Arctique canadien (Grøntved et Seidenfaden 1938; Seidenfaden 1947; Bursa 1961a, b; Hsiao 1983; Hsiao *et al.* 1984; Roff et Legendre 1986; Percy *et al.* 1992; Simard *et al.* 1996; Harvey *et al.* 1997; Lovejoy *et al.* 2002; McLaughlin *et al.* 2009; Dhifallah 2019).

D'autres espèces potentiellement nuisibles de phytoplancton et d'algues de glace de mer ont été identifiées, dont certaines peuvent produire d'autres toxines ou causer des dommages mécaniques (tableau 2). Pour l'Arctique canadien, il s'agit des diatomées centriques *Chaetoceros concavicornis*, *C. convolutus*, *C. debilis* et *Corethron hystrix* (Davidson 1931; Polunin 1934; Grøntved et Seidenfaden 1938; Seidenfaden 1947; Bursa 1961a, b, 1970, 1971; Thomson *et al*. 1975; Sekerak *et al.* 1976a, b, 1979; MacLaren Atlantic Limited 1977, 1978; Anderson 1979; Hsiao et Trucco 1980; Anderson *et al.* 1981; Hsiao 1983, 1985; Hsiao et Pinkewycz 1984, 1985b; Pinkewycz *et al.* 1987; Percy *et al.* 1992; Simard *et al.* 1996; Harvey *et al.* 1997; von Quillfeldt 2000; Lovejoy *et al.* 2002; McLaughlin *et al.* 2009; Mather *et al.* 2010; Simo-Matchim *et al.* 2017; Crawford *et al.* 2018); du raphidophyte *Heterosigma akashiwo* (Riedel *et al.* 2003; McLaughlin *et al.* 2009; Ardyna *et al.* 2017; Simo-Matchim *et al.* 2017); du dictyochophyte *Octactis speculum* (Bursa 1961a; Adams 1975; Thomson *et al.* 1975; Foy et Hsiao 1976; Hsiao 1976, 1977, 1983; Sekerak *et al.* 1976a, b, 1979; Hsiao *et al.* 1977, 1984; MacLaren Atlantic Limited 1978; Anderson 1979; MacLaren Marex 1979a, 1979b; Grainger et Hsiao 1982; Booth 1984; Hsiao et Pinkewycz 1985b; Percy *et al.* 1992; Simard *et al.* 1996; Harvey *et al.* 1997; von Quillfeldt 2000; Lovejoy *et al.* 2002; Riedel *et al.* 2003; Różańska *et al.* 2008, 2009; Niemi *et al.* 2011a; Simo-Matchim *et al.* 2017; Crawford *et al.* 2018); des dinoflagellés *Coolia monotis*, *Karenia mikimotoi* et *Prorocentrum minimum* (anciennement connu sous le nom de *P. cordatum*) (Hsiao *et al.* 1984; Simard *et al.* 1996; Harvey *et al.* 1997; Lovejoy *et al.* 2002; McLaughlin *et al.* 2009; Poulin *et al.* 2011; Simo-Matchim *et al.* 2017; Dhifallah 2019); et du protozoaire cilié *Mesodinium rubrum* (Lovejoy *et al.* 2002; Dhifallah 2019).

3. FACTEURS NATURELS, PRESSIONS ANTHROPIQUES ÉMERGENTES, IMPACTS ET CONSÉQUENCES DES PROLIFÉRATIONS D'ALGUES NUISIBLES

Le cadre conceptuel du modèle en nœud papillon comprenait trois facteurs naturels (conditions océanographiques, atmosphériques et biologiques) et cinq pressions anthropiques émergentes (changements climatiques et événements météorologiques extrêmes, acidification des océans, enrichissement en éléments nutritifs, aménagement du littoral et vecteurs d'introduction ou de propagation) qui influencent l'occurrence des proliférations d'algues nuisibles dans les eaux marines canadiennes. Il a été démontré que les proliférations d'algues nuisibles canadiennes ont des impacts (modification de l'environnement, altérations du réseau trophique, effets sublétaux, mortalité et effets cumulatifs) et des conséquences pertinentes pour les responsabilités du MPO (espèces en péril, mammifères marins, aquaculture, pêche et santé des populations de poissons, santé des écosystèmes et salubrité et sécurité des aliments) (figure 10).

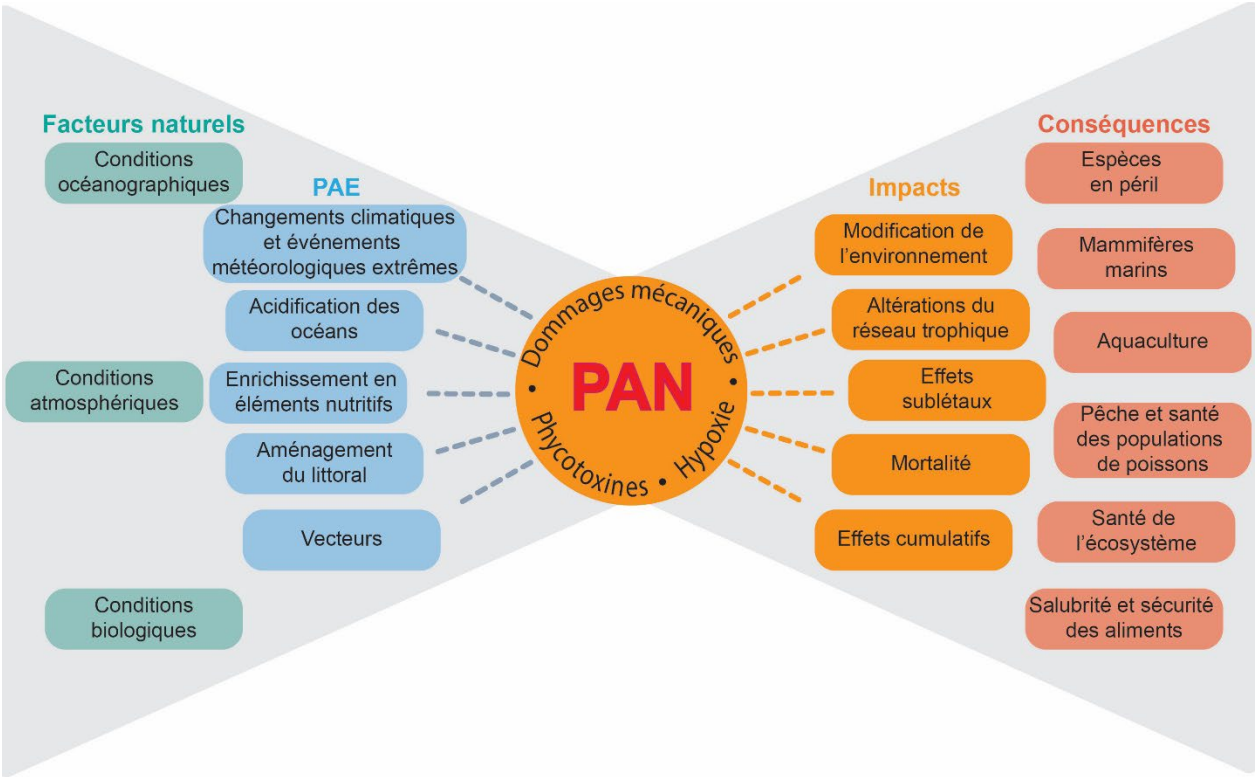

Figure 10. Modèle conceptuel en nœud papillon montrant les causes (facteurs naturels et pressions anthropiques émergentes; PAE), à gauche, qui peuvent mener à une prolifération d'algues nuisibles. Les résultats (impacts et conséquences) d'une prolifération d'algues nuisibles sont indiqués à droite.

Les facteurs naturels, les pressions anthropiques émergentes, les impacts et les conséquences représentés dans le modèle ont d'abord été choisis par les participants à l'atelier organisationnel tenu à Sidney, en Colombie-Britannique (juillet 2017), puis modifiés lors des ateliers subséquents à Ottawa, en Ontario (février 2018) et à Dartmouth, en Nouvelle-Écosse (septembre 2018), et finalisés lors de la réunion du SCAS sur les algues nuisibles à Victoria (Colombie-Britannique) (mars 2019) comme étant les plus importants et pertinents pour un modèle canadien de proliférations d'algues nuisibles. Les pressions anthropiques émergentes déterminées par le processus d'examen étaient les changements climatiques et événements météorologiques extrêmes, l'acidification des océans, l'enrichissement en nutriments, l'aménagement du littoral et l'introduction et la propagation d'algues nuisibles par des vecteurs. Les impacts des proliférations d'algues nuisibles entraînent une modification de l'écosystème, des altérations du réseau trophique, des effets sublétaux (altération de la physiologie et de la reproduction), de la mortalité et des effets cumulatifs. Une meilleure compréhension de l'influence des pressions anthropiques émergentes et des facteurs naturels (côté gauche du modèle en nœud papillon, figure 10) qui peuvent mener au développement d'une prolifération d'algues nuisibles, ainsi que des impacts et des conséquences d'une prolifération d'algues nuisibles (illustrés du côté droit du diagramme en nœud papillon), est une étape nécessaire pour prédire, gérer ou assainir les proliférations d'algues nuisibles. En ce qui concerne les causes des proliférations d'algues nuisibles, cet examen s'est concentré sur les pressions anthropiques émergentes plutôt que sur les facteurs naturels, car les PAE sont contrôlées par les humains et donc plus faciles à gérer.

3.1. FACTEURS NATURELS ET PRESSIONS ANTHROPIQUES ÉMERGENTES LIÉS AUX PROLIFÉRATIONS D'ALGUES NUISIBLES

Les termes « facteurs naturels » et « pressions anthropiques émergentes » désignent des facteurs qui peuvent influencer l'occurrence ou l'intensité d'une prolifération d'algues nuisibles. Dans le présent examen, nous faisons la distinction entre les facteurs naturels et les pressions anthropiques émergentes. Les pressions anthropiques émergentes (causées ou influencées par l'activité humaine) sont superposées à l'arrière-plan des facteurs naturels (facteurs environnementaux).

Reconnaissant l'importance des facteurs naturels, nous nous attachons dans cet examen au rôle des pressions anthropiques émergentes et aux lacunes possibles dans les connaissances à leur sujet en raison de leur lien avec les activités humaines. Les pressions anthropiques émergentes sont définies comme des pressions accrues découlant des activités humaines, pouvant causer une prolifération d'algues nuisibles. Les relations de cause à effet entre les pressions anthropiques émergentes et les proliférations d'algues nuisibles sont une préoccupation mondiale (Groupe intergouvernemental spécial chargé d'étudier les efflorescences algales nuisibles XIII 2017).

Les principales pressions anthropiques émergentes des proliférations d'algues nuisibles, incluses dans le modèle en nœud papillon, sont les changements climatiques et événements météorologiques extrêmes, l'acidification des océans, l'enrichissement en nutriments, l'aménagement du littoral et les vecteurs (d'introduction ou de propagation) (figure 10). Nous les définissons comme suit, sachant que chaque pression anthropique émergente n'est pas nécessairement entièrement indépendante des autres :

- **Changements climatiques et événements météorologiques extrêmes :** Écarts climatiques par rapport aux conditions moyennes à long terme, y compris les événements météorologiques extrêmes.
- **Acidification des océans :** Les effets de l'augmentation des concentrations atmosphériques de CO_2 sur la chimie des océans, qui entraînent des changements du pH des océans.
- **Enrichissement en éléments nutritifs :** Charge anthropique en éléments nutritifs menant à l'eutrophisation, changements des rapports de macronutriments (p. ex. azote:phosphore) ou des micronutriments. La disponibilité des éléments nutritifs, les intrants et les rapports peuvent également être modifiés par les changements climatiques.
- **Aménagement du littoral :** Effets sur le milieu marin de l'utilisation des terres et des populations humaines le long de la côte, comme les industries côtières, le dragage et l'immersion en mer, le ruissellement et la charge agricoles et municipaux et d'autres utilisations du littoral.
- **Vecteurs d'introduction et de propagation :** Agents ou mécanismes anthropiques pouvant transporter des algues nuisibles à un nouvel emplacement (p. ex. transport maritime et navigation de plaisance, transport par ballast, salissures de la coque et de l'ancre) ou introductions et transferts (« autostoppeurs »).

3.1.1. Changements climatiques et événements météorologiques extrêmes

Les changements climatiques ont des impacts sur les écosystèmes marins et peuvent influencer les proliférations d'algues nuisibles en raison des changements à grande échelle de la température, de la salinité, de la stratification et de la circulation, ainsi que du déclin de la glace de mer dans l'Arctique. De plus, les phénomènes climatiques extrêmes, comme les

vagues de chaleur, se sont intensifiés ces dernières années, ce qui est préoccupant. Les effets des changements climatiques ont une vaste portée et pourraient donc contribuer à d'autres pressions anthropiques dont il est question ici.

Il a été démontré que les hausses de la température font augmenter les taux de croissance, l'absorption de nutriments et la photosynthèse de certaines espèces de phytoplancton, ainsi que la motilité des algues. Elles profitent également à certaines algues nuisibles, comme les dinoflagellés qui sont adaptés à des conditions plus chaudes (Paerl et Huisman 2008; Paerl et Scott 2010). Les passages de la température à des conditions plus favorables pourraient entraîner une expansion de l'aire de répartition des algues nuisibles au Canada, comme on l'a observé en mer du Nord (Townhill *et al.* 2018). Les phénomènes de réchauffement régional dans la baie de Kachemak (golfe d'Alaska) étaient corrélés avec une plus grande probabilité d'efflorescences d'*Alexandrium catenella* et un risque accru d'épisodes de phycotoxines paralysantes (Vandersea *et al.* 2018). Ainsi, les processus climatiques pourraient être un facteur important des proliférations d'algues nuisibles. En effet, la modélisation de la répartition des espèces pour un ensemble de cinq espèces potentielles d'algues nuisibles détectées dans le ballast de navires transitant vers l'Arctique a indiqué une augmentation globale de l'étendue de l'habitat convenable dans l'Arctique selon des scénarios climatiques futurs (2050 et 2100 pour le scénario d'émission RCP4.5; Goldsmit *et al.* 2020). Au Canada, les principales proliférations d'algues nuisibles ont coïncidé avec des événements liés aux changements climatiques (Wells *et al.* 2015), ce qui préoccupe grandement le public, l'industrie et les clients du MPO. La vague de chaleur marine couramment appelée « le Blob » est un exemple récent, bien documenté, d'un phénomène climatique extrême ayant des effets dans les eaux de la Colombie-Britannique et une grande partie du nord-est du Pacifique. Cette anomalie de température est arrivée sur le plateau continental de l'Amérique du Nord à la fin de l'été 2014 et a entraîné d'importantes modifications dans les écosystèmes marins côtiers, y compris une importante efflorescence d'algues toxiques qui a commencé au printemps 2015 et était principalement composée de *Pseudo-nitzschia australis* (McCabe *et al.* 2016). Les mortalités de mammifères marins et les fermetures de pêche (y compris des mollusques et crustacés et, en Californie, de l'anchois du Pacifique *Engraulis mordax*) se sont étendues du sud de la Californie à l'Alaska et ont duré longtemps, une année complète jusqu'au printemps 2016 dans de nombreuses régions (McCabe *et al.* 2016; Savage 2017). Il s'agissait de la plus vaste étendue géographique d'une détection d'acide domoïque chez les mammifères marins jamais enregistrée à l'échelle mondiale (McCabe *et al.* 2016). Les modèles de changements climatiques permettent de penser que des températures extrêmes comme celle-ci pourraient être plus fréquentes sur la côte de la Colombie-Britannique à l'avenir (Joh et Di Lorenzo 2017). Il y a plusieurs décennies que l'on a établi le lien entre les températures extrêmes de l'océan en Colombie-Britannique et le début des proliférations d'algues nuisibles. Pendant les températures record (pour l'époque) au large de la côte ouest de l'île de Vancouver en septembre 1990, une efflorescence de *Gonyaulax spinifera* a causé une mortalité importante de mollusques et crustacés et a beaucoup inquiété les exploitations aquacoles avoisinantes (Gower et Borstad 1991). L'efflorescence a pris la forme d'un îlot d'environ 100 km de large et à cette époque, elle constituait la prolifération d'algues nuisibles la plus intense et la plus étendue jamais enregistrée sur la côte Ouest du Canada.

Dans l'Atlantique Nord-Est, une augmentation de l'abondance des diatomées, y compris des espèces toxinogènes *Pseudo-nitzschia*, par rapport aux dinoflagellés, a été attribuée au réchauffement des eaux de surface lié aux changements climatiques (Hinder *et al.* 2012). Cependant, cette augmentation des diatomées ne s'est pas produite dans toutes les parties de l'Atlantique, par exemple on ne l'a pas observée dans la baie de Fundy. Le réchauffement climatique a également entraîné une diminution de la couverture de glace de mer dans l'Arctique, ce qui accroît la pénétration de la lumière et la durée de la saison de croissance

(Moore *et al.* 2009). La fonte réduit également les salinités de surface, favorisant la stratification de la colonne d'eau qui est alors exacerbée par l'augmentation du débit des cours d'eau, surtout aux endroits où le pergélisol fond également (Poulin *et al.* 2011). La hausse de la température et l'augmentation de la stratification de la colonne d'eau peuvent accroître la vulnérabilité des zones côtières à l'introduction réussie de nouvelles algues nuisibles (Shumway *et al.* 2018). Par exemple, les espèces *Pseudo-nitzschia* avaient tendance à dominer entre l'île d'Ellesmere (Canada) et le Groenland en raison de l'augmentation de l'adoucissement des eaux de surface et des concentrations élevées de fer correspondantes résultant de la fonte de la glace de mer (Joli *et al.* 2018); ces conditions environnementales pourraient favoriser des épisodes liés aux espèces *Pseudo-nitzschia*. On a établi un lien entre la température et la production de phycotoxines chez certaines espèces (Wells *et al.* 2015), et une augmentation de la production de phycotoxines avec une plus grande disponibilité de la lumière pourrait être particulièrement importante dans les régions des hautes latitudes si la saison de croissance est prolongée (Glibert et Burkholder 2018).

3.1.2. Acidification des océans

L'acidification des océans, causée par la capacité de l'océan à absorber une concentration accrue de dioxyde de carbone dans l'atmosphère, peut créer des conditions susceptibles de favoriser les espèces d'algues nuisibles par rapport à d'autres espèces de phytoplancton, d'exacerber les effets négatifs de certaines espèces d'algues nuisibles et d'accroître la toxicité cellulaire. L'acidification des océans peut également influencer la croissance du phytoplancton en limitant la disponibilité d'éléments nutritifs importants comme le fer, le phosphate et l'ammonium.

L'acidification des océans est une pression anthropique émergente importante dans les eaux canadiennes de la côte du Pacifique (Haigh *et al.* 2015), dans l'Arctique (Azetsu-Scott *et al*. 2010, 2014), ainsi que sur la côte de l'Atlantique (Azetsu-Scott *et al.* 2010), et en particulier dans l'estuaire du Saint-Laurent, qui reçoit des niveaux élevés de ruissellement (Mucci *et al.* 2018). Une diminution du pH ou une augmentation de l'étendue aérienne des eaux acides a été enregistrée dans les eaux du détroit de Georgie en Colombie-Britannique (Marliave *et al*. 2011; Evans *et al.* 2019), dans les eaux transfrontalières du détroit de Juan de Fuca (Wootton et Pfister 2012) et dans les eaux du plateau au large de la Colombie-Britannique (Feeley *et al.* 2008). D'après les données probantes présentées dans Kim *et al.* (2013), Haigh et ses collaborateurs (2015) ont prévu qu'en Colombie-Britannique, l'algue *Heterosigma akashiwo*, toxique pour les poissons, pourrait tirer un avantage concurrentiel des conditions d'acidification des océans, ce qui rendrait les efflorescences plus fréquentes. Glibert et Burkholder (2018) signalent une augmentation des concentrations d'acide domoïque chez *Pseudo-nitzschia* spp. dans des conditions de pH bas. Des études sur le terrain de l'algue toxique *Vicicitus globosus* (anciennement *Chattonella globosa*) ont révélé qu'elle possède un avantage concurrentiel dans le contexte de l'acidification des océans, qui accroît initialement sa dominance dans les communautés phytoplanctoniques et, à des niveaux plus élevés, favorise la formation d'efflorescences (Riebesell *et al.* 2018).

3.1.3. Enrichissement en éléments nutritifs

Les éléments nutritifs, comme l'azote et le phosphore, sont nécessaires à la croissance et aux fonctions du phytoplancton et sont disponibles sous forme inorganique et organique dans le milieu marin.

Lorsque l'enrichissement anthropique en éléments nutritifs augmente (eutrophisation) et que la lumière devient adéquate, une partie du phytoplancton, y compris des algues nuisibles, croît rapidement et forme des efflorescences. Lorsque les éléments nutritifs s'épuisent, les

organismes meurent et coulent, stimulant la dégradation microbienne, qui consomme de l'oxygène. Cela peut créer des conditions hypoxiques ou anoxiques, entraînant la mort généralisée des poissons et de la faune benthique. De plus, il a été démontré que l'eutrophisation contribue aux changements de l'habitat et à l'expansion géographique et temporelle de certaines espèces d'algues nuisibles (Smayda 1990; Anderson *et al.* 2002; Joli *et al*. 2018).

Les rapports d'éléments nutritifs sont également importants pour déterminer le succès relatif de différentes espèces d'algues nuisibles dans les assemblages de phytoplancton (Glibert *et al.* 2018b). Selon Hillebrand et ses collaborateurs (2013), il existe des rapports optimaux azote:phosphore (N:P) pour différents types de phytoplancton, comme les diatomées (14:9), les dinoflagellés (15:1), les cyanobactéries (25:8) et les chlorophytes (27:0). Les rapports N:P peuvent ainsi influencer la probabilité de différents types d'éclosions d'algues nuisibles. Cependant, Davidson et ses collaborateurs (2012) ont noté que cela avait été observé dans des conditions de limitation des éléments nutritifs, donnant à penser que les changements des rapports d'éléments nutritifs peuvent être particulièrement importants pour les algues nuisibles dans les milieux moins peuplés des hautes latitudes et de l'Arctique, où l'enrichissement anthropique en éléments nutritifs est moins fréquent (Popova *et al.* 2010). Des considérations semblables pourraient s'appliquer aux systèmes extracôtiers.

3.1.4. Aménagement du littoral

L'aménagement du littoral comprend de nombreuses activités qui peuvent avoir une incidence sur l'environnement côtier marin et qui peuvent entraîner des proliférations d'algues nuisibles, allant du dragage et de la construction près des côtes (y compris les barrages ou réservoirs en amont) à l'extraction des ressources (exploitation forestière, minière), à la pêche, à l'aquaculture et aux activités touristiques. Le dragage et la construction peuvent favoriser le mélange d'une colonne d'eau autrement stratifiée, poussant des éléments nutritifs vers le haut de la colonne d'eau. De même, ces activités peuvent mobiliser des kystes dormants d'algues nuisibles, les remettre en suspension dans la colonne d'eau et fournir une source de nouvelles proliférations d'algues nuisibles. La création de barrages et de réservoirs altère l'hydrologie en amont, ce qui peut modifier le débit et la période de l'écoulement d'eau douce et de l'enrichissement en éléments nutritifs dans le milieu marin. L'extraction de ressources peut également modifier l'hydrologie en amont ou la topographie côtière, intensifiant le ruissellement, la charge en sédiments et l'enrichissement en éléments nutritifs dans le milieu marin. Les aliments et les déchets provenant des activités aquacoles peuvent également influencer les charges en éléments nutritifs. Les activités de pêche peuvent indirectement stimuler la croissance des algues nuisibles de par les effets de cascade trophique en allégeant la pression du broutage sur les espèces d'algues nuisibles (Lancelot *et al.* 2002).

3.1.5. Vecteurs anthropiques de l'introduction et de la propagation d'algues nuisibles

Les vecteurs qui peuvent introduire des espèces d'algues nuisibles dans de nouveaux habitats marins sont les eaux de ballast, les salissures des navires et les activités d'aquaculture (Glibert et Burkholder 2018; Murray et Hallegraeff 2018).

Les eaux de ballast sont un vecteur confirmé pour le transfert des algues nuisibles, et le Groupe de travail CIEM-COI sur la dynamique des éclosions planctoniques nuisibles a organisé un atelier pour compiler une liste d'espèces de phytoplancton susceptibles d'être introduites par les eaux de ballast (CIEM 2010). Des cellules végétales vivantes d'algues nuisibles potentielles ont été détectées dans le ballast entrant dans les ports sur les côtes canadiennes de l'Atlantique et du Pacifique (Klein *et al.* 2010; Roy *et al.* 2012, 2014; Kaczmarska et Ehrman 2015; Murray et

Hallegraeff 2018; Dhifallah 2019). Il a également été démontré que les citernes de ballast transportent des stades en dormance (p. ex. kystes, spores au repos ou cellules au repos) de dinoflagellés et de diatomées nuisibles dans les sédiments (Waters et *al.* 2001; Villac et Kaczmarska 2011; Villac *et al.* 2013). Des kystes et d'autres stades au repos peuvent donc être introduits dans des environnements récepteurs défavorables où ils demeureront en dormance jusqu'à ce qu'un changement des conditions (température, salinité) déclenche la germination et une possible prolifération d'algues nuisibles (Azanza *et al.* 2018). L'attention portée aux eaux de ballast et leur réglementation ont porté en grande partie sur les voyages internationaux. Le transport non réglementé des eaux de ballast à l'échelle nationale est également préoccupant en raison du court temps de transit entre de nombreux ports canadiens et des similitudes de leurs conditions environnementales (Casas-Monroy *et al.* 2014; MPO 2014; Goldsmit *et al.* 2019). En effet, des études récentes des risques associés au transport de ballast vers l'Arctique canadien ont permis de découvrir des espèces d'algues nuisibles dans les eaux de ballast des navires canadiens déversées dans les ports de cette région (Laget 2017; Dhifallah 2019).

Le risque d'introduction d'algues nuisibles dépend en partie des conditions du milieu récepteur; les changements climatiques peuvent donc aggraver les effets des vecteurs liés aux navires. Le réchauffement de la planète devrait aussi continuer d'ouvrir des voies navigables dans l'Arctique canadien, ce qui entraînera une intensification du trafic maritime (Niimi 2007; Chan *et al.* 2013; MPO 2014; Dawson *et al.* 2018) et probablement une augmentation des possibilités d'introduction d'espèces d'algues nuisibles. Ces risques seront exacerbés par l'altération des conditions environnementales dans les eaux réceptrices (Goldsmit *et al.* 2018, Joli *et al*. 2018).

3.2. IMPACTS DES PROLIFÉRATIONS D'ALGUES NUISIBLES

Du côté droit du modèle conceptuel en nœud papillon (figure 10) se trouvent les impacts pertinents pour les écosystèmes marins canadiens. Les impacts sont des changements provoqués dans les organismes, les populations ou les écosystèmes par les proliférations d'algues nuisibles. Ces changements sont induits par un ou plusieurs des trois mécanismes d'effet des proliférations d'algues nuisibles (phycotoxines, dommages mécaniques ou hypoxie).

Nous allons aborder ci-après les impacts dans cinq catégories :

- **Modification de l'environnement :** Modification de l'habitat et modifications physico-chimiques, p. ex. hypoxie ou anoxie, ombrage, changement des nutriments.
- **Altérations du réseau trophique :** Changements de la composition biologique et de l'abondance des algues nuisibles, de leurs concurrents et de leurs prédateurs.
- **Effets sublétaux :** Altération de la physiologie, de la reproduction, du comportement et autres impacts sublétaux sur les organismes, p. ex. capacité réduite de se nourrir, système immunitaire affaibli, motilité réduite des spermatozoïdes.
- **Mortalité :** Létalité aiguë des algues nuisibles pour les organismes résultant de l'exposition aux phycotoxines, de l'hypoxie ou de l'anoxie, ou des dommages mécaniques.
- **Effets cumulatifs :** Effets combinés des éléments ci-dessus sur les individus, les populations ou les écosystèmes, compte tenu de la fréquence, de la gravité et de l'occurrence spatio-temporelle des proliférations d'algues nuisibles. Les effets cumulatifs peuvent comprendre l'exposition à plusieurs phycotoxines (ou à d'autres mécanismes de dommages de la prolifération d'algues nuisibles), y compris des expositions répétées ou en série, ou les effets des toxines (ou d'autres mécanismes de dommages de la prolifération d'algues nuisibles) combinés à d'autres agents de stress environnementaux.

3.2.1. Modification de l'environnement

Les proliférations d'algues nuisibles peuvent modifier les milieux côtiers, entraînant des modifications qui durent bien plus longtemps que la prolifération elle-même. Par exemple, la forte demande en éléments nutritifs des grandes proliférations d'algues nuisibles peut créer un environnement limitant les nutriments pour d'autres espèces de phytoplancton ou de bactérioplancton, ce qui modifie le niveau de production primaire et secondaire soutenant le réseau trophique marin côtier. Les grandes efflorescences peuvent également empêcher la lumière de pénétrer dans les eaux plus profondes, ce qui réduit considérablement le rayonnement photosynthétiquement utilisable (RPU) disponible pour les autres producteurs primaires et restreint la visibilité, p. ex. pour les prédateurs qui dépendent de la vision.

L'hypoxie résultant des proliférations d'algues nuisibles peut avoir des impacts sur les organismes des niveaux trophiques inférieurs et supérieurs. En consommant l'oxygène, la décomposition microbienne de grandes quantités de la biomasse algale résultant de l'eutrophisation peut causer l'hypoxie ou l'anoxie (Wei *et al.* 2007; Diaz et Rosenberg 2008), qui peuvent aussi être provoquées par la limitation du rayonnement solaire sous les efflorescences, qui réduit la profondeur du rayonnement photosynthétiquement utilisable disponible et donc de la production primaire, entraînant une diminution de l'oxygène dissous ambiant. Ce stress écosystémique peut aboutir à de grandes « zones mortes », où la mortalité du biote marin se traduit par des milieux marins et estuariens peu peuplés (Diaz et Rosenberg 2008).

3.2.2. Altérations du réseau trophique

Les altérations du réseau trophique comprennent des changements de la composition biologique et de l'abondance des algues nuisibles, de leurs concurrents et de leurs prédateurs. Les phycotoxines paralysantes transférées dans le réseau trophique (par le zooplancton, y compris les ptéropodes [*Limacina rétroversa*] et les cladocères [*Evadne nordmanni*]) ont contribué à la mortalité de centaines de tonnes de hareng de l'Atlantique dans la baie de Fundy en 1976 et 1979 (White 1977, 1980).

Diverses algues nuisibles peuvent utiliser des substances allélochimiques pour obtenir un avantage concurrentiel dans une zone pendant une efflorescence (Tillmann *et al.* 2008). La capacité lytique était répandue dans le genre *Alexandrium* et a affiché des effets destructeurs directs sur les algues concurrentes et les brouteurs unicellulaires. L'utilisation de ces stratégies pour devenir l'espèce de phytoplancton numériquement dominante pourrait modifier la structure et peut-être les fonctions des niveaux trophiques inférieurs du réseau trophique dans une région.

Les réseaux trophiques peuvent également être modifiés par les algues nuisibles qui ont des effets directs sur un large éventail d'organismes dans un environnement. *Heterosigma akashiwo* produit une substance qui élimine ses concurrents phytoplanctoniques, mais seulement à de faibles concentrations d'éléments nutritifs; l'ajout d'éléments nutritifs arrête la production de la substance chimique (Black 2000). Cependant, la forme toxique de *H. akashiwo* agit sur divers organismes, y compris de nombreux organismes présents dans les eaux de la Colombie-Britannique (tableau 4), et pourrait donc avoir des effets profonds sur la composition des réseaux trophiques.

Tableau 4. Espèces touchées par Heterosigma akashiwo *(compilation par E. Black et rapport dans Scarratt et al. 2006).*

Espèces touchées par *Heterosigma akashiwo*
Bactéries
Espèces non définies
Champignons
Aspergillus niger
Bacillariophytes
Skeletonema costatum, *Chaetoceros* sp., *Thalassiosira* sp.
Tintinnides
Tinnopsis tubulosoides, *Favella* sp.
Rotifères
Brachionus plicatilis
Copépodes
Pseudodiaptomus marinus, *Acartia omorii*, *A. hudsonica*, *A. tonsa*
Anostracés
Artemia Salina
Mollusques
Moule bleue *Mytilus edulis*, huître creuse du Pacifique *Crassostrea gigas*
Ostéichthyens
Saumon rouge *Oncorhynchus nerka*, saumon chinook *O. tshawytscha*, saumon coho *O. kisutch*, truite arc-en-ciel *O. mykiss*, saumon de l'Atlantique *Salmo salar*, sériole du Japon *Seriola quinqueradiata*, bar noir *Centropristis striata*, dorade grise *Spondyliosoma cantharus*, dorade japonaise *Pagrus major*

3.2.3. Effets sublétaux

Les effets sublétaux nuisent à la physiologie, au système immunitaire et à la reproduction (p. ex. en réduisant la mobilité des spermatozoïdes) et influencent le comportement, par exemple en réduisant la capacité de se nourrir. Les mollusques peuvent accumuler des phycotoxines qui se répandent dans le réseau trophique, sans être blessés ou tués par les toxines (Doucette *et al.* 2006). Cependant, un certain nombre d'effets sublétaux des algues nuisibles sur les mollusques ont été décrits. L'exposition de l'huître creuse du Pacifique (*Crassostrea gigas*) à l'algue toxique *Alexandrium minutum* a entraîné de multiples répercussions associées à l'alimentation et à la reproduction, notamment des changements physiologiques de la glande digestive, une inflammation des tissus mous dans plusieurs parties du système digestif (glandes digestives, conduits et intestins), une diminution de la motilité et de la teneur en adénosine triphosphate (ATP) dans les spermatozoïdes, ainsi que des changements au niveau cellulaire et subcellulaire de la morphologie des spermatozoïdes (Haberkorn *et al.* 2010).

De plus, la présence d'algues nuisibles peut avoir des effets sur l'alimentation des bivalves par des mécanismes comportementaux. La fermeture de la coquille et la restriction de la filtration sont des réponses comportementales par lesquelles les bivalves peuvent limiter l'exposition des

tissus mous aux phycotoxines ou aux agents nocifs, mais une paralysie du muscle adducteur des huîtres de l'est (*Crassostrea virginica*) se produit en présence d'*Alexandrium catenella* (Hégaret *et al.* 2007). La réponse comportementale des bivalves aux algues nuisibles semble être spécifique (Hégaret *et al*. 2007). Par exemple, les huîtres de l'est fermaient complètement ou partiellement leurs valves en présence de *Heterosigma akashiwo*, mais pas avec *Alexandrium catenella* (ce qui pourrait s'expliquer par la paralysie mentionnée précédemment) ou *Prorocentrum minutum*. La palourde américaine (*Mercenaria mercenaria*) fermait partiellement ses valves en présence d'*Alexandrium catenella*.

Des progrès récents en valvométrie haute fréquence ont révélé que la réponse la plus courante aux algues nuisibles est une série de réactions de fermeture courte et incomplète des valves, appelées microfermetures. Ces brèves fermetures et réouvertures de la coquille correspondent à des contractions mineures du muscle adducteur et sont liées à une réaction d'évitement, résultant peut-être de cellules de microalgues toxiques qui entrent en contact avec des organes externes (branchies, palpes labiaux, manteau) ou du rejet de composés extracellulaires bioactifs dans l'eau de mer environnante (Borcier *et al.* 2017). À ce jour, des réponses de microfermeture ont été signalées chez l'huître creuse du Pacifique (Tran *et al.* 2010; Haberkorn *et al.* 2011; Tran *et al.* 2015; Mat *et al.* 2016), l'huître perlière d'Akoya (*Pinctada fucata*; Nagai *et al*. 2006), la coquille Saint-Jacques (*Pecten maximus*; Coquereau *et al*. 2016), le pétoncle chilien (*Argopecten purpuratus*; Hégaret *et al*. 2012), la palourde japonaise (*Ruditapes philippinarum*; Basti *et al.* 2009) et la moule gallo (*Mytilus galloprovincialis*; Comeau *et al.* 2019). Il a été démontré que les myes communes (*Mya arenaria*) exposées aux phycotoxines paralysantes :

1. rentraient et contractaient leur siphon pendant de longues périodes après l'exposition (Shumway *et al.* 1985);
2. réduisaient leur taux d'alimentation (Cucci *et al.* 1985);
3. n'étaient pas capables de s'enfouir après une exposition aux phycotoxines paralysantes (Bricelj *et al.* 1996).

On a constaté que les myes communes des zones exposées régulièrement aux phycotoxines paralysantes accumulaient des toxines plus rapidement que celles des zones non exposées (Bricelj *et al.* 2005).

Bien que les espèces d'algues toxiques semblent avoir peu d'effets détectables sur la survie des espèces de zooplancton qui les consomment (Miesner *et al.* 2016), la présence d'algues toxiques a été associée à une diminution de la fécondité du zooplancton (Roncalli *et al.* 2016). La diminution de la fécondité entraîne à son tour une réduction de la nourriture disponible pour les prédateurs, y compris les poissons et les mammifères marins plus grands. On a également constaté une accumulation de toxines chez les espèces des niveaux trophiques supérieurs qui consomment le zooplancton (Doucette *et al.* 2006; Tammilehto *et al.* 2012).

Le comportement des poissons ne semble pas influencé par l'acide domoïque lors des efflorescences naturelles (Lefebvre *et al.* 2012). Cependant, l'exposition chronique à faible niveau du poisson zèbre (*Danio rerio*) à l'acide domoïque a altéré des transcriptomes géniques et réduit la fonction mitochondriale, ce qui pourrait entraîner des conséquences à long terme pour la santé; l'exposition chronique augmentait la sensibilité des poissons aux expositions subséquentes (Hiolski *et al.* 2014). Les larves de poisson zèbre exposées aux phycotoxines paralysantes ont subi des déficiences sensorielles et une paralysie et une exposition chronique intermittente a réduit considérablement leur croissance et leur survie à 18 et 30 jours (Lefebvre *et al.* 2004).

Durant une efflorescence toxique de *Pseudo-nitzschia*, les otaries à fourrure (*Callorhinus ursinus*) au large de la Californie ont présenté des signes cliniques de toxicose à l'acide domoïque avant la mort (perte de contrôle des mouvements corporels et convulsions) ainsi que des lésions du système nerveux central (Lefebvre 2010). On a observé des convulsions et le coma chez des animaux dont les échantillons de matières fécales contenaient aussi peu que 2 à 3 ng d'acide domoïque par g^{-1}. La toxicose à l'acide domoïque a été décrite comme un problème récurrent le long de la côte de la Californie et a souvent été associée à des niveaux élevés d'échouement et de malnutrition chez les otaries de Californie au cours des proliférations de 2010 et avant (Lefebvre *et al.* 2010). Une seule exposition aiguë à l'acide domoïque peut causer un syndrome de toxicité persistante chez les mammifères marins, caractérisé par des convulsions épisodiques et une perte permanente de la mémoire spatiale; chez les souris, on a constaté que l'exposition chronique à de faibles concentrations entraînait une déficience importante de l'apprentissage spatial et une hyperactivité, bien qu'elles puissent être inversées avec l'arrêt de l'exposition (Lefebvre *et al.* 2017). L'exposition chronique à de faibles concentrations d'acide domoïque a également des effets sur les consommateurs humains d'animaux marins (Grattan *et al.* 2021; Petroff *et al.* 2021). L'exposition aiguë cause l'échec de la reproduction, l'exposition aiguë ou sublétale entraîne une myopathie cardiaque chez les otaries (Ramsdell et Zabka 2008) et des convulsions récurrentes et des comportements agressifs atypiques peuvent se manifester des mois après le rétablissement apparent (Tiedeken et Ramsdell 2013). L'exposition prénatale à l'acide domoïque peut expliquer les nouvelles crises convulsives et les dysfonctionnements comportementaux et cognitifs qui sont apparus ces dernières années chez les otaries de Californie juvéniles et subadultes (Ramsdell et Zabka 2008).

3.2.4. Mortalité

La mortalité est causée par la létalité aiguë des algues nuisibles pour les organismes résultant de l'exposition à des phycotoxines, de l'hypoxie ou de l'anoxie, ou des dommages mécaniques. Des proliférations d'algues nuisibles ont entraîné l'accumulation de phycotoxines à plusieurs niveaux trophiques, causant des maladies ou la mort chez les poissons, les oiseaux et les mammifères et créant des conditions hypoxiques menant à la mortalité du biote aquatique. L'épisode de mortalité massive associé à une efflorescence toxique d'*Alexandrium catenella* dans l'estuaire du Saint-Laurent en août 2008 a fourni des preuves solides du transfert trophique des phycotoxines paralysantes dans le réseau trophique (Starr *et al.* 2017). Des niveaux sans précédent de mortalité de poissons, d'oiseaux et de mammifères marins ont été enregistrés pendant l'efflorescence ou peu de temps après, lorsque les carcasses de 10 bélugas (*Delphinapterus leucas*), de sept marsouins communs (*Phocoena*), d'un rorqual commun juvénile (*Balaenoptara physalus*) et de 85 phoques (principalement des phoques gris, *Halichoerus grypus*) ont été trouvées à la dérive. De même, Starr et ses collaborateurs (2017) ont signalé des mortalités de 76 espèces marines, dont des centaines d'oiseaux piscivores et molluscivores appartenant à 15 espèces différentes, et 591 carcasses d'oiseaux ont été observées lors d'un relevé par hélicoptère. La plupart des oiseaux (82 %) trouvés morts étaient des Laridés, notamment des Mouettes tridactyles (*Rissa tridactyla*, 59 %). Les autres oiseaux morts étaient des Fous de Bassan (*Morus bassanus*, 7 %), des Cormorans à aigrettes (*Phalacrocorax auritus*, 4 %), des Alcidés (Guillemot à miroir, *Cepphus;* Guillemot marmette, *Uria aalge*; et Petit Pingouin, *Alca torda*, tous ≤1,4 %), des Plongeons (Plongeon huard, *Gavia immer* et Plongeon catmarin, *Gavia stellata*, chacun <1 %), des Eiders à duvet (*Somateria mollissima*, <1 %) et des Fulmars boréaux (*Fulmarus glacialis*, <1 %). Il est probable que les mortalités aient été sous-estimées.

Les analyses pathologiques des mammifères marins nécropsiés à la suite de l'épisode de mortalité de 2008 dans l'estuaire du Saint-Laurent n'ont pas permis de déterminer la cause du

décès dans 85 % des cas, mais on a observé une congestion des poumons et une congestion de la muqueuse trachéale/buccale correspondant aux phycotoxines paralysantes. Certains mammifères marins avaient subi des blessures correspondant à un manque de coordination motrice causé par les phycotoxines paralysantes, ce qui donne à penser que les animaux paralysés par les phycotoxines paralysantes peuvent être plus vulnérables aux collisions avec des navires (Starr *et al.* 2017).

Contrairement aux mollusques et crustacés, les poissons à nageoires touchés par les algues nuisibles peuvent mourir très rapidement ou être affectés de façon chronique, selon la concentration des cellules des algues nuisibles, la dose de toxines ou l'état physiologique du poisson (Anderson *et al.* 2001). Les poissons d'élevage sont particulièrement sensibles aux proliférations d'algues nuisibles, sous l'effet des ichthyotoxines, des dommages mécaniques ou de l'hypoxie. Des épisodes récurrents sur la côte du Pacifique, ainsi que plusieurs sur la côte de l'Atlantique, ont amené les industries de la salmoniculture à mettre en œuvre leurs propres programmes de surveillance des algues nuisibles pour les détecter et intervenir rapidement.

Étant donné que les poissons sauvages sont généralement capables de s'éloigner des agents de stress environnementaux (comme les efflorescences d'algues nuisibles), on suppose habituellement que cela réduit leur vulnérabilité aux impacts des algues nuisibles. La majeure partie de nos connaissances sur la mortalité des poissons associée aux proliférations d'algues nuisibles est tirée de la mort de poissons d'élevage ou de harengs sauvages de l'Atlantique gardés en captivité dans des fascines de la baie de Fundy. Ailleurs, des rapports font état de mortalités de poissons sauvages liées aux algues nuisibles, comme la mort de poissons sauvages et d'élevage pendant une efflorescence de *Chrysochromulina polylepis* en Norvège (Dundas *et al.* 1989) et la mortalité d'esturgeons à museau court (*Acipenser brevirostrum*), une espèce en voie de disparition, associée à des niveaux extrêmement élevés de phycotoxines paralysantes provenant d'une efflorescence d'*Alexandrium* sur la côte du Maine (Fire *et al.* 2012).

Au Canada, des poissons sauvages que l'on pense avoir été tués par une efflorescence d'*Alexandrium catenella* dans l'estuaire du Saint-Laurent ont été récupérés sur les plages ou trouvés à la dérive (Starr *et al*. 2017). Il s'agissait de lançons (*Ammodytes* sp.), d'éperlans arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) et d'esturgeons noirs (*Acipenser oxyrynchus*). On a établi un lien entre les phycotoxines et des mortalités massives de harengs sauvages de l'Atlantique en 1976 et 1979 (White 1984). Des expériences ultérieures en laboratoire ont montré que d'autres espèces de poissons sauvages sont également touchées. La goberge (*Pollachius virens*), la plie rouge (*Pseudopleuronectes americanus*), le saumon de l'Atlantique et la morue franche (*Gadus morhua*) ont tous été tués par de faibles doses de phycotoxines paralysantes injectées par voie intrapéritonéale (White 1981). La mortalité et des troubles des stades larvaires et juvéniles de plusieurs espèces commerciales de poissons ont également été observés (Gosselin *et al.* 1989; Robineau *et al.* 1991a, b). À la suite des mortalités de saumons de l'Atlantique dans la baie de Fundy en 2003 et en 2004, on a déterminé les seuils à partir desquels le saumon pourrait être touché (Burridge *et al.* 2010).

Bien qu'il n'y ait pas de mortalité documentée d'espèces associée aux phycotoxines dans l'Arctique canadien, une étude approfondie des mammifères marins capturés et échoués le long de la côte de l'Alaska et de la pointe est de la Russie a révélé que des phycotoxines paralysantes et des phycotoxines amnestiques étaient présentes dans toutes les espèces analysées; dans certains cas, les niveaux de toxines étaient comparables à ceux observés chez les mammifères marins chez lesquels on a diagnostiqué une phycotoxine amnestique pendant des proliférations de *Pseudo-nitzschia* sur la côte Ouest de l'Amérique du Nord (Lefebvre *et al.* 2016).

3.2.5. Effets cumulatifs

Les effets combinés des impacts ci-dessus sur les individus, les populations ou les écosystèmes, compte tenu de la fréquence, de la gravité et de l'occurrence spatio-temporelle des proliférations d'algues nuisibles sont considérés comme des effets cumulatifs. Il s'agit notamment de l'exposition à plusieurs toxines (ou à d'autres mécanismes de dommages de la prolifération d'algues nuisibles) ou phycotoxines (ou à d'autres mécanismes de dommages de la prolifération d'algues nuisibles), combinée à d'autres agents de stress environnementaux. Les effets cumulatifs peuvent faire référence à de multiples expositions à un seul agent de stress (comme les algues nuisibles), à des expositions répétées au même agent de stress à différents stades biologiques d'une espèce ou à l'exposition de plusieurs espèces d'un écosystème à un agent de stress, directement ou par la voie d'un réseau trophique. Les effets cumulatifs des proliférations d'algues nuisibles peuvent modifier la santé de l'écosystème local, causant des conditions qui peuvent exercer un stress sur les organismes à n'importe quel niveau trophique, ainsi que des changements physico-chimiques dans l'écosystème (p. ex. hypoxie; Anderson *et al*. 2015). La fréquence et la gravité des épisodes, ainsi que la répartition spatio-temporelle des proliférations d'algues nuisibles, peuvent accroître le degré d'impact et de conséquence. Les espèces qui ont une mobilité limitée ou une petite aire d'habitat peuvent être plus vulnérables aux effets cumulatifs locaux si elles sont exposées de façon chronique à des agents de stress écosystémiques pendant de longues périodes. Comme nous l'avons vu dans la section consacrée aux impacts sur le réseau trophique, les phycotoxines peuvent s'accumuler dans les tissus des animaux et sont transmises dans le réseau trophique aux grands vertébrés (Montie *et al.* 2012). Au stade adulte, certaines espèces de poissons, comme le maquereau (*Scomber scombrus*), sont moins sensibles aux phycotoxines et accumulent des niveaux sublétaux élevés de toxines dans leur foie dans les régions où les algues nuisibles sont présentes de façon chronique (comme dans la baie de Fundy; Haya *et al*. 1990). Le zooplancton peut aussi retenir des toxines sans nécessairement connaître une mortalité élevée et peut être consommé par d'autres espèces (Tammilehto *et al.* 2012; Miesner *et al.* 2016). Les prédateurs, y compris les mammifères marins, qui consomment les maquereaux entiers (ou d'autres espèces qui accumulent des niveaux sublétaux de toxines) sont les plus à risque d'intoxication. Des effets cumulatifs sont plus probables dans les situations où de nombreux organismes différents peuvent être vulnérables aux algues nuisibles.

Les effets cumulatifs des phycotoxines avec d'autres contaminants environnementaux ont été démontrés et ne sont pas toujours additifs. L'exposition des embryons de poisson zèbre à l'acide domoïque augmente la gravité et le seuil des convulsions provoquées par le pentylénététrazole, un convulsant chimique (Tiedeken et Ramsdell 2007). L'exposition de poissons zèbres au dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT) pendant le développement et ensuite à l'acide domoïque (scénario visant à imiter le transfert des organochlorés maternels aux fœtus d'otaries, suivi de l'exposition à l'acide domoïque) a produit des animaux asymptomatiques, davantage sujets à des crises convulsives provoquées par l'acide domoïque (Ramsdell et Zabka 2008).

3.3. CONSÉQUENCES

Aux fins du présent examen, les conséquences sont l'expression des impacts sur les services environnementaux et la santé de l'écosystème par rapport au mandat du MPO. Six catégories de conséquences ont été définies précédemment : les espèces en péril, les mammifères marins, l'aquaculture, la pêche et la santé des populations de poissons, la santé des écosystèmes et la salubrité et la sécurité des aliments.

3.3.1. Espèces en péril

En vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP 2002), le Canada protège les organismes en voie de disparition ou menacés ou leurs habitats. La Loi vise à concrétiser l'un des principaux engagements du Canada dans le cadre de la Convention des Nations Unies sur la diversité biologique. Plusieurs poissons marins ou diadromes figurent à l'annexe 1 de la Liste des espèces en péril.

L'esturgeon à museau court, qui est inscrit comme espèce préoccupante au Canada (présent dans la baie de Fundy) et est également une espèce en voie de disparition aux États-Unis, est un exemple d'une espèce de l'annexe 1 touchée par les proliférations d'algues nuisibles (Fire *et al.* 2012). L'esturgeon à museau court a connu une mortalité élevée dans la baie Sagahadoc, dans le Maine, en raison du transfert trophique de phycotoxines paralysantes provenant de myes ingérées pendant une efflorescence d'*Alexandrium catenella* qui a touché toute la côte du Maine (Fire *et al.* 2012).

La *Loi sur les espèces en péril* exige également la prise en compte des effets cumulatifs. Les évaluations des risques pour les espèces marines et diadromes, menées pour le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC), reconnaissent souvent la possibilité ou l'existence d'effets cumulatifs et s'y réfèrent, même si, dans la plupart des cas, elles n'ont pas tenté de les quantifier (p. ex. COSEPAC 2015).

À l'heure actuelle, les exemples les plus clairs des effets cumulatifs causés par les proliférations d'algues nuisibles sur les espèces en péril dans les eaux marines canadiennes concernent des espèces de mammifères marins. Des concentrations élevées de phycotoxines paralysantes ont été décelées dans les excréments de baleines noires de l'Atlantique Nord (*Eubalaena glacialis*), une espèce en voie de disparition, ainsi que chez le copépode calanoïde (*Calanus finmarchicus*), la principale proie de la baleine noire dans la baie de Fundy, pendant une période où les concentrations de phycotoxines paralysantes dans les mollusques et crustacés vivant à proximité dépassaient la limite réglementaire déclenchant la fermeture de la pêche des coquillages (Doucette *et al.* 2006). Doucette et ses collaborateurs (2006) ont démontré le transfert trophique des phycotoxines paralysantes et suggéré qu'il pourrait être un facteur contribuant au dysfonctionnement de la reproduction et à l'atteinte de la santé de la population de baleines noires, qui aurait été exposée à plusieurs reprises aux proliférations d'*Alexandrium* dans la baie de Fundy. Les mammifères marins qui sont des espèces en péril ont également connu des épisodes de mortalité aiguë associés aux algues nuisibles, comme l'épisode de mortalité inhabituelle de grandes baleines qui a touché toute la côte de la Colombie-Britannique (Savage 2017).

Un autre exemple d'exposition des espèces en péril à une prolifération d'algues nuisibles par transfert trophique, ainsi que d'exposition directe aux phycotoxines, est la prolifération d'*Alexandrium catenella* de 2008 dans l'estuaire du Saint-Laurent, qui a provoqué la mort d'invertébrés, de poissons, d'oiseaux et de mammifères marins, y compris de bélugas (population de l'estuaire du Saint-Laurent), inscrits comme espèce en voie de disparition, et de rorquals communs (population de l'Atlantique), inscrits comme espèce préoccupante (Starr *et al.* 2017). En Colombie-Britannique, le saumon rouge (*Oncorhynchus nerka*) a déjà fait l'objet d'une enquête importante, qui a déterminé que les efflorescences algales nuisibles contribuaient à une faible survie en mer et à de faibles montaisons dans les frayères (Cohen 2012a, b). Si l'on détermine que les algues nuisibles sont un facteur de la mortalité du saumon rouge, il semble raisonnable de penser qu'elles peuvent également influencer la survie et l'état d'autres saumons, notamment le saumon chinook (*Oncorhynchus tshawytsch*) et le saumon kéta (*Oncorhynchus keta*), qui sont les principales proies des populations d'épaulards résidents (*Orcinus orca*) en Colombie-Britannique. Des épisodes de mortalité aiguë ont touché des

espèces en péril dans les eaux canadiennes de l'Atlantique et du Pacifique. Les conséquences des proliférations d'algues nuisibles sur les espèces en péril pourraient découler d'effets directs ou indirects sur les organismes ou les habitats. Les effets sur les habitats pourraient résulter de modifications environnementales, comme l'anoxie. De nombreux effets sur les organismes sont provoqués par l'exposition directe aux phycotoxines, le transfert dans le réseau trophique ou les effets cumulatifs, qui peuvent être létaux ou sublétaux.

3.3.2. Mammifères marins

Les proliférations d'algues nuisibles peuvent également avoir une incidence sur la santé des populations et, par conséquent, la gestion des autres mammifères marins qui ne sont pas inscrits comme espèces en péril. Le MPO est responsable de l'application du *Règlement sur les mammifères marins* du Canada, qui régit la pêche, la conservation et la protection des mammifères marins en vertu de la *Loi sur les pêche*s. Les modifications apportées au Règlement en 2018 comprenaient des mesures visant à réduire les interférences et les perturbations des mammifères marins causées par la présence de navires.

Parmi les menaces complexes auxquelles sont confrontés les mammifères marins, les proliférations d'algues nuisibles peuvent exacerber les risques, y compris ceux associés à la présence de navires. Les effets neurologiques de l'exposition aux phycotoxines peuvent réduire la capacité des mammifères marins de détecter les navires qui approchent ou de les éviter. Par exemple, en 2008, on a découvert des blessures correspondant à des collisions avec des navires sur des bélugas intoxiqués par des phycotoxines paralysantes dans le golfe du Saint-Laurent (Starr *et al.* 2017). Un épisode de mortalité de grandes baleines qui a touché toute la côte de la Colombie-Britannique, au moins de mai à novembre 2015, a entraîné la mort d'au moins 16 baleines de cinq espèces. On a déterminé les niveaux de phycotoxines paralysantes et de phycotoxines amnestiques pour sept rorquals communs et à bosse pendant la nécropsie (Savage 2017). Plusieurs des baleines présentant les concentrations les plus élevées de phycotoxines dans l'intestin (allant jusqu'à 613 ng mL^{-1} pour l'acide domoïque et 238 ng mL^{-1} pour les phycotoxines paralysantes) avaient également heurté un navire (Savage 2017). Du point de vue de la gestion, les troubles neurologiques résultant de l'exposition aux phycotoxines peuvent réduire l'efficacité des mesures mises en œuvre par le gouvernement ou l'industrie pour protéger les mammifères marins. Par exemple, il est possible que les limites de distance d'approche des navires visant à protéger les épaulards résidents du sud en Colombie-Britannique ou les ralentissements volontaires des navires commerciaux testés aux approches du port de Vancouver (Joy *et al.* 2019) soient moins efficaces dans les situations où les mammifères marins souffrent de troubles neurologiques causés par des phycotoxines et sont moins en mesure d'éviter activement les navires. Ces effets ne touchent pas que les baleines. En 2009, deux loutres de mer (*Enhydra lutris*) présentant des niveaux élevés de phycotoxines paralysantes (45 et >100 ng de STX g^{-1} dans les échantillons d'urine) ont été heurtées et tuées par des bateaux à Kodiak, en Alaska (Lefebvre *et al.* 2016). Les loutres de mer étaient léthargiques et ne réagissaient pas en surface avant l'impact avec les navires. Les effets létaux et sublétaux des phycotoxines amnestiques sur les otaries de Steller (*Eumetopias jubatus)* sont bien documentés (Scholin *et al*. 2000; McCabe *et al*. 2016). Ces animaux peuvent également devenir un danger pour la sécurité du public s'ils deviennent agressifs lorsqu'ils souffrent de troubles neurologiques causés par des phycotoxines.

La version de 2011 du programme de rétablissement de l'épaulard résident du sud, une espèce en voie de disparition en Colombie-Britannique, a explicitement désigné les algues nuisibles comme une menace possible parmi les principales menaces (p. ex. disponibilité de la nourriture, collisions avec des navires, contaminants, bruit; MPO 2011). Compte tenu des impacts dont il a déjà été question dans le présent document, il est probable que les algues

nuisibles, si elles sont présentes, pourraient être un facteur dans certaines des principales menaces qui pèsent sur les épaulards résidents, en particulier la disponibilité de la nourriture et les collisions avec les navires.

3.3.3. Aquaculture

Les pêches, y compris l'aquaculture, sont une responsabilité principale du MPO (MPO 2018). Plus précisément, « *En soutien à l'engagement énoncé dans le mandat de s'appuyer sur les preuves scientifiques et le principe de la prudence et tenir compte des changements climatiques dans la prise de décisions ayant des répercussions sur les stocks halieutiques et la gestion des écosystèmes, les scientifiques du Ministère mèneront des recherches ainsi que de la surveillance afin de produire des données scientifiques, des produits, des services et des conseils revus par des pairs qui sont essentiels pour la prise de décisions fondées sur des données probantes et pour l'élaboration de politiques, de règlements et de normes*. »

Les pertes de saumon de l'Atlantique d'élevage sont fréquentes sur les côtes de l'Atlantique et du Pacifique (figures 3D et 5D). Les algues nuisibles sont la principale source de mortalité dans les fermes salmonicoles de la Colombie-Britannique. Une analyse des mortalités massives de poissons dans les installations appartenant aux quatre plus grandes entreprises d'aquaculture de la Colombie-Britannique a révélé que 22 mortalités massives de poissons se sont produites autour de l'île de Vancouver entre 2009 et 2012. Les pertes directes totales au cours de ces quatre années ont été estimées à 16 135 millions de dollars (Haigh et Esenkulova 2014). Les pertes indirectes, comme les coûts d'atténuation (p. ex. rideaux protecteurs, pompage des eaux profondes dans les cages, oxygénation/aération de l'eau) et les pertes de production attribuables à la rétention de nourriture pendant les proliférations d'algues nuisibles et à la réduction de la croissance du saumon qui en résulte, se sont élevées entre 4 et 8 millions de dollars par année.

Les proliférations d'algues nuisibles peuvent réduire le rendement des mollusques et crustacés (p. ex. croissance et survie; Talmage et Gobler 2012), mais une autre conséquence est la suspension des récoltes en raison des niveaux élevés de phycotoxines. Bien que les récoltes reprennent après la dépuration et la détoxication des mollusques et crustacés, il peut y avoir des conséquences pour les activités commerciales de l'établissement de conchyliculture et la commercialisation du produit (figures 3 et 5).

3.3.4. Pêche et santé des populations de poissons

Les algues nuisibles sont liées à la pêche et à la santé des populations de poissons par les responsabilités du MPO de protéger et de promouvoir les pêches au Canada et le but global pour le Ministère de maintenir un océan en santé (lettre de mandat du premier ministre du Canada à la ministre des Pêches, des Océans et de la Garde côtière). Les impacts des proliférations d'algues nuisibles sur les espèces de poissons sauvages sont rarement observés et presque certainement sous-déclarés (Rensel *et al*. 2010). Des essais biologiques ont montré que les saumons chinooks juvéniles exposés à des proliférations de *Heterosigma akashiwo* dans le détroit de Georgie et sur la côte ouest de l'île de Vancouver mouraient après une exposition de 30 à 130 minutes (Whyte 1991). Les saumons cohos juvéniles exposés à une prolifération de *Cochlodinium* dans le détroit de Georgie n'ont survécu que 28 à 212 minutes lors d'essais biologiques (Whyte *et al.* 2001). La survie moyenne en mer du saumon rouge du stock du Fraser et de la rivière Chilko était réduite à 2,7 % les années où la période de la dévalaison des juvéniles correspondait à des efflorescences importantes de *Heterosigma akashiwo* dans le détroit de Georgie, contre 10,9 % les années où les efflorescences étaient mineures ou inexistantes (Rensel *et al.* 2010).

Lorsque des espèces ou des populations vulnérables de poissons et de mollusques et crustacés subissent les effets létaux ou sublétaux de proliférations d'algues nuisibles, cela aura une incidence sur les avis fournis concernant la dynamique des populations et les prévisions de la biomasse exploitable. Les répercussions possibles des proliférations d'algues nuisibles sur les jeunes stades biologiques du saumon sauvage et d'autres espèces commerciales (comme la morue et le hareng) sont un exemple où il manque des connaissances sur l'emplacement des proliférations d'algues nuisibles, leurs niveaux élevés de phycotoxines et la toxicologie des expositions. Sur le plan géographique, les connaissances sur les proliférations d'algues nuisibles se limitent à relativement peu de régions, principalement les zones littorales où l'ACIA surveille les phycotoxines chez les mollusques et crustacés. De nombreuses pêches sont pratiquées dans les eaux du large où les phycotoxines ne sont pas surveillées.

Comme nous l'avons mentionné plus haut dans la section sur les conséquences de l'aquaculture, les pêches sont une responsabilité principale du MPO. Plus précisément, le Plan ministériel stipule : « *Une des principales responsabilités du Ministère est de veiller à ce que les pêches canadiennes demeurent durables sur les plans environnemental, économique et social* » (MPO 2018).

La Commission Cohen a établi un lien supplémentaire entre les algues nuisibles et les pêches (Cohen 2012a, b), qui est une priorité élevée du MPO selon la lettre de mandat de la ministre et le Plan ministériel (MPO 2018). La Commission Cohen, de même que différents groupes consultatifs d'experts et groupes de travail mis en place par le MPO et des organismes externes de 2009 à 2012, ont déterminé que les algues nuisibles constituent une menace plausible pour la santé des stocks de saumon rouge du Fraser (Cohen 2012a). Dans sa recommandation 65 (Cohen 2012b), elle indique :

« *Le ministère des Pêches et des Océans doit entreprendre ou commander des travaux de recherche, en collaboration avec des chercheurs universitaires et, dans la mesure du possible, la Commission du saumon du Pacifique ou un autre organisme compétent, pour savoir où et quand le saumon subit une mortalité importante dans le milieu marin sublittoral, grâce à des études sur la dévalaison menées depuis l'embouchure du Fraser jusqu'à la côte du golfe d'Alaska, en passant par le détroit de Georgie, le détroit de Juan de Fuca, la côte Ouest de l'île de Vancouver, le détroit de Johnstone, le détroit de la Reine-Charlotte et le détroit d'Hécate. Ces études doivent traiter des sujets suivants :*

- *l'abondance, la santé, la condition et le taux de mortalité du saumon rouge du Fraser;*
- *les aspects biologiques, chimiques et physiques des variables océanographiques, dont la température de l'eau, la présence ou l'absence de proliférations d'algues nuisibles et les maladies;*
- *les prédateurs, les agents pathogènes, la concurrence et les interactions avec le saumon mis en valeur qui touchent le saumon rouge du Fraser;*
  les contaminants, en particulier les nouveaux contaminants préoccupants, les perturbateurs endocriniens de nature chimique et les mélanges complexes. »

3.3.5. Santé de l'écosystème

La lettre de mandat du ministre Wilkinson précise également que « *votre principal objectif consistera à protéger et à promouvoir le littoral de nos trois océans, nos voies maritimes ainsi que nos pêches de façon à assurer la vitalité pour les générations à venir, tout en veillant à ce qu'ils offrent d'importants débouchés économiques pour les Canadiens et les communautés côtières* ». Par conséquent, toutes les lois canadiennes ayant trait à la santé des océans,

comme la *Loi sur les pêches*, la *Loi sur les océans* et la *Loi canadienne sur l'évaluation environnementale*, sont pertinentes pour ce mandat.

L'une des principales responsabilités de Pêches et Océans Canada (MPO) énoncées dans le Plan ministériel est de « *veiller à la santé et à la productivité des écosystèmes marins, en les protégeant contre les effets néfastes des activités humaines, des espèces envahissantes et d'autres agents de stress* » (MPO 2018). Les algues nuisibles ont été désignées comme un agent de stress prioritaire dans le Programme sur les agents de stress écosystémiques du MPO en 2017.

La santé des écosystèmes comprend la prise en compte des effets cumulatifs, qui est clairement nécessaire pour appuyer la gestion intégrée des océans, conformément à la *Loi sur les océans*. Au cours d'un examen du programme de gestion intégrée des océans du MPO, la plupart des gestionnaires du Ministère, des intervenants et des experts externes ont cerné la nécessité de gérer de manière continue les océans au Canada pour comprendre les océans d'un point de vue écosystémique, en tenant compte de l'impact cumulatif des interactions humaines et environnementales (MPO 2012).

3.3.6. Salubrité et sécurité des aliments

Le MPO assume son rôle en matière de santé publique, pour ce qui est des algues nuisibles, en participant au Programme canadien de contrôle de la salubrité des mollusques (PCCSM). Le PCCSM est un programme fédéral de salubrité des aliments administré conjointement par l'ACIA, le MPO et ECCC. Il vise à protéger les Canadiens contre les risques pour la santé associés à la consommation de mollusques bivalves contaminés.

Le rôle précis du MPO est de fermer les bancs de mollusques contaminés à la récolte, en fonction des résultats des activités d'échantillonnage de l'ACIA. L'ACIA mène un programme de surveillance des phycotoxines et effectue des analyses de mollusques dans certaines zones. La salubrité des aliments traditionnels récoltés en mer par les peuples autochtones est une préoccupation, particulièrement dans l'Arctique, où la chasse est un aspect important de la sécurité alimentaire des Inuits (Hoover *et al.* 2016). Des algues nuisibles produisant des phycotoxines ont récemment été détectées dans l'Arctique canadien (Bates *et al.* 2020; McKenzie *et al.* 2021), mais l'ACIA ne surveille pas les phycotoxines dans cette zone. Les températures plus basses de l'océan dans l'Arctique et la région subarctique pourraient se traduire par des taux lents de dépuration des phycotoxines chez les bivalves et d'autres espèces, ce qui pourrait alors entraîner des accumulations de phycotoxines.

La pêche récréative de poissons et de mollusques et crustacés peut également représenter une menace pour les participants à des récoltes traditionnelles et les consommateurs de certains tissus ou organes (comme le foie) où des niveaux élevés de phycotoxines s'accumulent à mesure que les poissons et les mollusques vieillissent (Castonguay *et al.* 1997). La bioaccumulation possible de phycotoxines dans les poissons et les mollusques dans les zones où les phycotoxines ne sont pas surveillées (p. ex. les régions éloignées et les zones de pêche hauturière du poisson) est préoccupante. Cette situation pourrait être exacerbée par les changements climatiques et des vecteurs, qui pourraient introduire de nouvelles algues nuisibles et phycotoxines sur les côtes canadiennes ou étendre leur répartition. Ce scénario pourrait devenir un problème émergent pour le MPO. Conformément à son Plan ministériel (MPO 2018), « *Le Ministère contribue aussi à améliorer les connaissances et la compréhension concernant les répercussions des changements climatiques sur les écosystèmes marins de l'Arctique à l'aide du programme Science liée aux océans et au changement climatique. Par l'entremise du PPO, les travaux progressent également avec les Autochtones et les collectivités*

côtières dans le but de recueillir des renseignements de référence, y compris dans l'Arctique. » Il convient de souligner que le MPO a récemment créé la région de l'Arctique.

4. LACUNES DANS LES CONNAISSANCES

4.1. LACUNES DANS LES CONNAISSANCES NATIONALES OU GÉNÉRALES

L'examen précédent montre clairement que les algues nuisibles sont répandues dans les eaux canadiennes et que les proliférations qui perturbent les écosystèmes, les pêches et l'aquaculture du Canada sont fréquentes. Le MPO a effectué des recherches ciblées et une surveillance des algues nuisibles lorsque le financement et l'expertise étaient disponibles.

Bien que précieux pour notre examen et pour les enregistrements dans la base de données HAE-DAT, l'ensemble de données de l'ACIA n'a pas été recueilli à des fins de recherche, mais pour protéger la santé des consommateurs de mollusques et crustacés dans le cadre du PCCSM. En ce qui concerne la portée complète du mandat du MPO, c'est-à-dire les impacts et les conséquences écologiques des algues nuisibles, nous ne pouvons pas dépendre de la surveillance des phycotoxines par l'ACIA pour examiner ou prévoir les proliférations d'algues nuisibles, ni pour y réagir. L'une des limites de l'ensemble de données de l'ACIA est la variabilité de l'effort d'échantillonnage, dans le temps et l'espace. La plupart des mollusques et crustacés surveillés ont été prélevés dans des eaux littorales ou intertidales peu profondes, où la majorité des activités récréatives et commerciales de récolte sont concentrées, et la capacité de détection des proliférations d'algues nuisibles à l'extérieur de ces zones est limitée à un nombre relativement restreint de secteurs et de saisons de pêche dans des eaux plus profondes. De nombreuses zones ne sont pas du tout surveillées ou ne le sont que pendant les périodes de récolte de mollusques et de crustacés, ce qui ne permet pas de détecter l'apparition d'épisodes de phycotoxines. De plus, si un échantillon prélevé à un site présentait des concentrations de phycotoxines supérieures au seuil réglementaire, le secteur était fermé à la récolte et l'échantillonnage était interrompu pendant trois semaines. Pendant la période où un secteur était fermé à la récolte, il n'était pas possible de quantifier les concentrations maximales de phycotoxines, ni de déterminer par la suite le début de la dépuration des phycotoxines par les espèces de bivalves. On utilise souvent les pétoncles et les moules bleues comme espèces indicatrices pour la surveillance des toxines, mais une étude canadienne récente a révélé que les résultats des toxines diffèrent considérablement entre les taxons de bivalves (Rourke *et al.* 2021), ce qui a des répercussions dans les régions où plusieurs espèces de mollusques et de crustacés sont récoltées. Étant donné que l'ensemble de données de l'ACIA renseigne uniquement sur les phycotoxines qui sont réglementées en vertu du PCCSM, aucune donnée n'est recueillie sur les autres phycotoxines présentes dans les eaux canadiennes ou sur les algues nuisibles dont les mécanismes de dommages ne sont pas toxiques.

À l'échelle nationale, la compréhension des facteurs qui contrôlent la dynamique du phytoplancton et la croissance des algues nuisibles est limitée. En particulier, les connaissances sur les conditions environnementales qui déclenchent le développement de l'efflorescence par les algues nuisibles (c.-à-d. les facteurs qui contrôlent l'ampleur et le déclin de l'efflorescence et quelles conditions qui favorisent la croissance végétative) sont insuffisantes. Notre capacité de détecter précisément et rapidement les algues nuisibles est limitée. En plus des méthodes traditionnelles d'identification des algues nuisibles et des phycotoxines, il existe de nouvelles méthodes de détection et de surveillance des algues nuisibles dans les eaux marines canadiennes. Les programmes de surveillance à l'aide des méthodologies existantes peuvent aider à mettre les nouvelles technologies à l'essai sur le terrain. Les outils moléculaires (p. ex. les technologies de séquençage à haut débit, y compris les microréseaux, les outils de réaction quantitative en chaîne par polymérase (PCR) en temps

réel et les outils métagénétiques [métacodage à barres]) pour les programmes de surveillance des algues nuisibles (Kudela *et al.* 2010; Danovaro *et al.* 2016), les techniques de surveillance par satellite (Siswanto *et al.* 2013; Devred *et al.* 2018) ou *in situ* automatisées (p. ex. processeurs d'échantillons environnementaux amarrés; Bowers *et al.* 2016, 2017), le système Imaging Flow Cytobot (McClane Research Laboratories, Inc.), les cytomètres en flux d'imagerie portables (Göröcs *et al.* 2018) ou potentiellement la solution molluSCAN-eye pour signaler les anomalies comportementales chez les espèces indicatrices de mollusques bivalves (Andrade *et al.* 2016) sont des exemples de méthodes novatrices de détection et de quantification du phytoplancton.

Il est nécessaire d'approfondir l'étude des mécanismes de dispersion et de transport des algues nuisibles toxinogènes, ainsi que le comportement des différents stades biologiques dans la dispersion et la rétention des cellules motiles dans un écosystème donné. L'importance du climat, des conditions océanographiques et d'autres facteurs environnementaux qui entraînent des changements dans la composition de la communauté, de même que la raison pour laquelle certaines efflorescences algales nuisibles sont récurrentes à des emplacements et des saisons particuliers, doivent également faire l'objet d'une étude plus approfondie, surtout en raison de leur influence sur la prévision des effets des changements climatiques et de l'acidification des océans sur les algues nuisibles. À l'échelle mondiale, il s'agit d'un problème émergent, particulièrement pertinent dans les eaux canadiennes étant donné que les températures (et d'autres conditions environnementales) devraient augmenter plus rapidement que la moyenne mondiale à des latitudes plus hautes.

On manque de connaissances avec lesquelles construire des modèles prédictifs des proliférations d'algues nuisibles, notamment les taux de croissance de chaque espèce d'algue nuisible dans ses environnements naturels, sa réaction aux processus physiques et le lien entre la germination des kystes et les efflorescences. On ne sait pas si les mêmes facteurs contrôlent le développement d'une prolifération d'une espèce donnée d'algue nuisible sur toutes les côtes. On ignore ce qui se passe dans la glace de mer de l'Arctique et dans les zones couvertes de glace saisonnière ailleurs, comme le golfe du Saint-Laurent. Comment cet environnement influe-t-il sur la dynamique des efflorescences algales nuisibles?

Les connaissances sur les conditions environnementales qui déclenchent la production et le rejet de phycotoxines, ainsi que sur la façon dont les phycotoxines persistent et s'accumulent potentiellement dans les sédiments, sont limitées. Il faut mieux comprendre l'effet de certains facteurs sur la production de phycotoxines afin de prévoir les impacts possibles des changements climatiques, d'améliorer nos capacités de prévision et de simulation rétrospective et d'élaborer des mesures d'atténuation et des stratégies de prévention. La compréhension des effets des phycotoxines sur la plupart des organismes et sur le réseau trophique est limitée, y compris les effets de l'exposition chronique aux algues nuisibles et aux phycotoxines. De plus, la concentration à laquelle le phytoplancton toxique devient problématique varie d'une espèce et d'un endroit à l'autre et est mal comprise (Blasco *et al.* 2003); on ne sait pas bien non plus quelles sont les espèces d'algues nuisibles qui créent des conditions hypoxiques, ni dans quels emplacements. Certains travaux ont été effectués pour la baie de Fundy et pourraient servir de base à d'autres recherches (Burridge *et al.* 2010).

On connaît très mal le rôle des phycotoxines dans les fonctions écosystémiques. Certains pensent que les phycotoxines pourraient éloigner les prédateurs ou faciliter l'absorption de métaux traces, mais il existe aussi des preuves contraires (Cembella 2003; Legrand *et al.* 2003; Bates *et al.* 2018). Les effets des algues nuisibles sur la croissance, la physiologie, la reproduction et le comportement du biote marin doivent faire l'objet d'études plus poussées, en particulier les effets sublétaux et cumulatifs. Il est nécessaire aussi de mieux déterminer l'ampleur de la bioaccumulation des phycotoxines dans les réseaux trophiques.

Il serait utile d'établir ou d'élargir des collaborations avec d'autres intervenants qui exploitent des programmes sur les algues nuisibles au Canada et dans le monde pour combler ces lacunes dans les connaissances, par exemple avec les industries de l'aquaculture, l'ACIA, le CNRC, les universités, ainsi qu'avec des chercheurs étrangers travaillant sur les efflorescences algales nuisibles, comme l'association continue avec le CIEM, la PICES et Global Harmful Algal Blooms (GlobalHAB 2021).

En résumé, les lacunes générales dans les connaissances comprennent la détection limitée des algues nuisibles et une compréhension limitée de l'effet de certaines pressions anthropiques émergentes (changements climatiques, enrichissement en éléments nutritifs, aménagement du littoral et vecteurs des algues nuisibles introduites) sur les conditions océanographiques, atmosphériques et biologiques qui entraînent des changements dans les espèces d'algues nuisibles, les phycotoxines, ainsi que le développement et la toxicité des efflorescences. Ces lacunes dans les connaissances nous empêchent d'élaborer des modèles prédictifs efficaces des proliférations d'algues nuisibles, entravant notre capacité de prévision et de simulation rétrospective et gênant la mise au point de stratégies d'atténuation et de prévention. On comprend mal les effets des algues nuisibles et des phycotoxines sur la plupart des organismes marins (effets sublétaux/cumulatifs sur la croissance, la physiologie, la reproduction et le comportement), ainsi que sur le réseau trophique et les fonctions des écosystèmes, en particulier dans les eaux subarctiques et arctiques du Canada.

4.2. PRIORITÉS RÉGIONALES ET LACUNES DANS LES CONNAISSANCES

Au Canada, les espèces d'algues nuisibles et leurs impacts varient d'une région à l'autre, de sorte que les lacunes dans les connaissances et les priorités sont elles aussi différentes entre les régions. L'information tirée de l'examen, de l'opinion d'experts et des discussions tenues lors de la réunion du SCAS jette les bases des modèles régionaux en nœud papillon suivants et de l'influence de chaque pression anthropique émergente et des répercussions propres à la région ou à la côte. Le modèle en nœud papillon représente la force relative des liens connus entre les pressions anthropiques émergentes et les impacts. Les lignes épaisses dans les modèles en nœud papillon indiquent qu'il existe des preuves d'un lien étroit entre les proliférations d'algues nuisibles et la pression anthropique émergente ou qu'il existe un impact dans la région; les lignes minces signifient qu'il existe un lien possible fondé sur des données probantes provenant de l'extérieur de la région ou de la documentation; et les lignes pointillées dénotent un manque d'information sur la force du lien ou que l'on dispose de peu ou pas d'information pertinente, mais qu'un lien est soupçonné. Les séances en petits groupes au cours de la réunion du SCAS ont permis aux experts régionaux d'examiner ces critères et d'élaborer des modèles en nœud papillon propres à chaque côté, ainsi que de déterminer les lacunes dans les connaissances et les priorités en fonction des liens (voir un récapitulatif des séances en petits groupes régionales à l'annexe). Un futur avis de gestion a été dégagé d'une discussion sur ces lacunes dans les connaissances et des recommandations de recherches ciblées. À la suite de la séance en petits groupes, tous les participants ont examiné les modèles et ont cerné les lacunes dans les connaissances à l'échelle nationale.

4.2.1. Côte canadienne de l'Atlantique

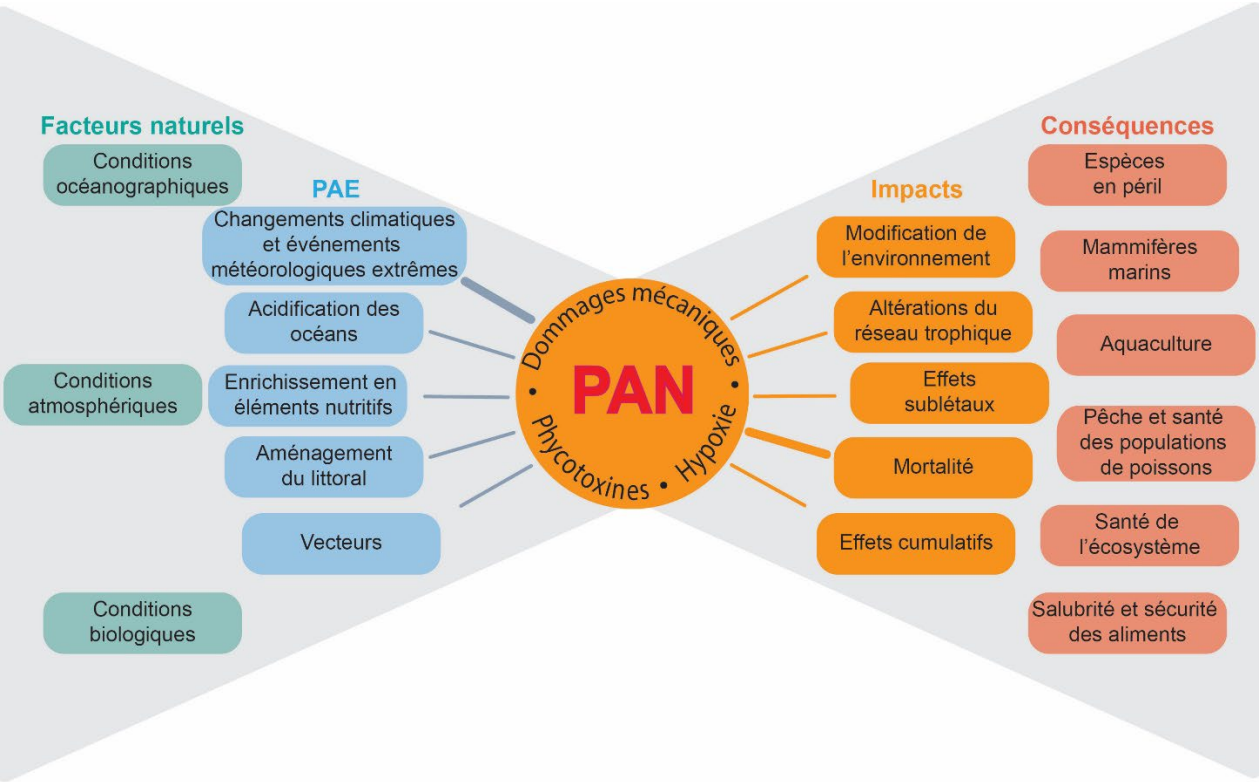

Figure 11. Modèle conceptuel en nœud papillon de la côte de l'Atlantique.

Pressions anthropiques émergentes : Les changements climatiques et les phénomènes extrêmes sont bien documentés au Canada atlantique (ligne épaisse, figure 11). L'acidification des océans est de plus en plus préoccupante sur la côte de l'Atlantique (Azetsu-Scott *et al.* 2010) et en particulier dans l'estuaire du Saint-Laurent (Mucci *et al.* 2018). L'information concernant les impacts des changements climatiques et de l'acidification des océans sur les proliférations d'algues nuisibles récurrentes a été désignée comme une lacune clé dans les connaissances sur la côte de l'Atlantique. Au cours de la réunion du SCAS, les experts régionaux ont conclu que la modélisation et la prévision des proliférations d'algues nuisibles étaient des lacunes prioritaires à combler sur la côte de l'Atlantique, ainsi que l'avancement des technologies d'observation menant à des systèmes d'alerte précoce; ils ont également classé l'observation, la surveillance et l'alerte précoce parmi les priorités nationales. L'enrichissement en éléments nutritifs et l'aménagement du littoral se produisent sur la côte de l'Atlantique, mais n'ont pas été déterminés comme la pression la plus préoccupante (ligne mince, figure 11). Les vecteurs liés aux navires peuvent être responsables de l'arrivée de plusieurs espèces d'algues nuisibles potentielles récemment signalées pour la première fois au Canada atlantique et détectées dans les eaux de ballast arrivant dans la région (Carver et Mallet 2001, 2002; Roy *et al.* 2012, 2014). Ces espèces (*Pseudo-nitzschia subpacifica*, tableau 1; *Alexandrium pseudogonyaulax*, tableau 3) ont été observées pour la première fois dans la baie de Fundy (Martin *et al.* 2009) et *Alexandrium pseudogonyaulax* a par la suite été détecté dans l'estuaire du Saint-Laurent (Dufour *et al.* 2010).

Impacts : La mortalité massive (ligne épaisse, figure 11) de poissons, de mammifères marins et d'oiseaux associée à une efflorescence d'*Alexandrium catenella* dans l'estuaire du Saint-Laurent à la suite de fortes précipitations en 2008 (et qui devrait augmenter à l'avenir) a été

l'une des démonstrations les plus claires des impacts sur les écosystèmes et des effets cumulatifs de l'histoire des algues nuisibles au Canada. On comprend moins bien les autres impacts sur les écosystèmes et les effets cumulatifs (ligne mince, figure 11). Le saumon de l'Atlantique d'élevage au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse a été touché par des épisodes de mortalité attribués à des espèces connues productrices de toxines et à d'autres mécanismes. Les producteurs de la région de l'Atlantique de la baie de Fundy ont mis en œuvre des mesures d'atténuation et des approches d'alerte précoce à la suite des avis et de la formation fournis dans le cadre du Programme coopératif de recherche et de développement en aquaculture mené par le MPO et l'industrie (PCRDA; Chang *et al.* 2007). L'algue productrice de toxines *Alexandrium catenella* a provoqué des mortalités de harengs dans la baie de Fundy. On comprend moins les modifications du réseau trophique et de l'environnement (ligne mince, figure 11), mais elles ne sont pas propres à la côte de l'Atlantique et représentent des lacunes dans les connaissances à l'échelle nationale.

4.2.2. Côte canadienne du Pacifique

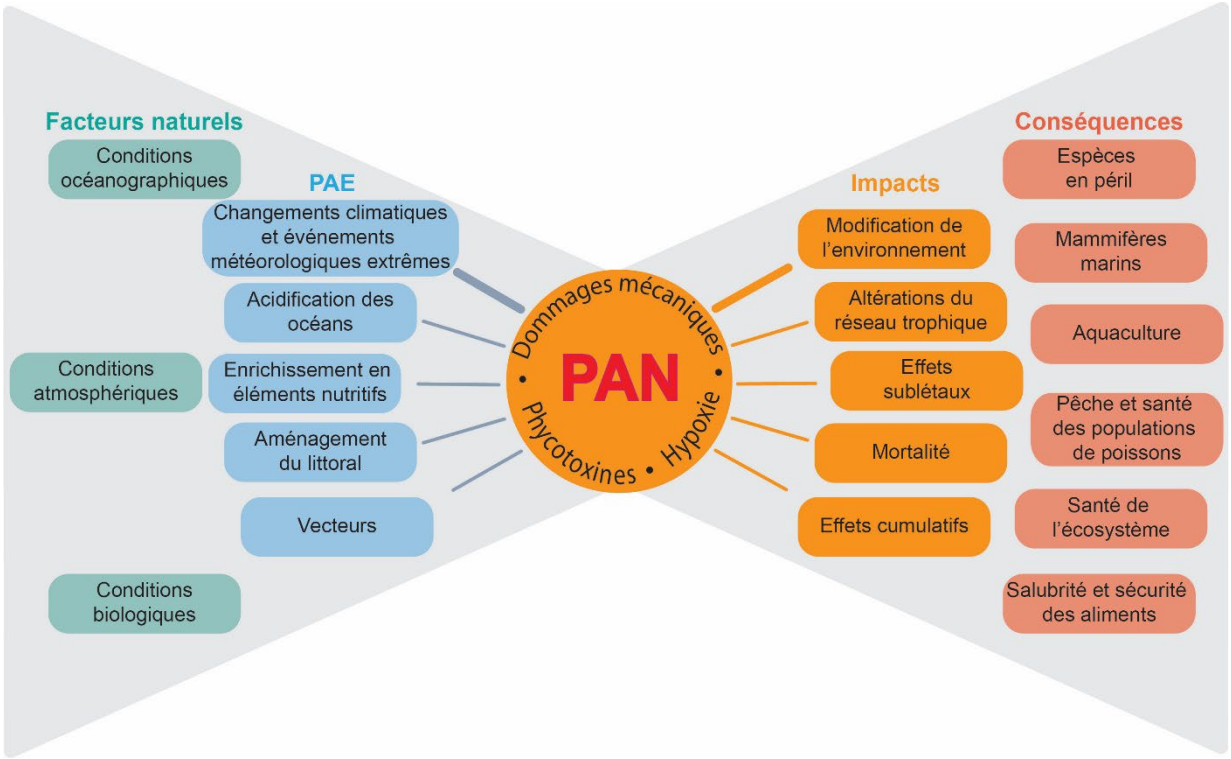

Figure 12. Modèle conceptuel en nœud papillon de la côte du Pacifique.

Pressions anthropiques émergentes : La ligne épaisse reliant les changements climatiques et les phénomènes extrêmes aux proliférations d'algues nuisibles sur la figure 12 indique qu'il existe des preuves solides que cette pression anthropique émergente a causé des proliférations d'algues nuisibles en Colombie-Britannique. Les hausses de la température stimulent la croissance du phytoplancton, provoquant des changements dans l'abondance et la composition de la communauté phytoplanctonique. La compréhension du rôle des phénomènes extrêmes en tant que facteur des proliférations d'algues nuisibles était considérée comme une lacune dans les connaissances et une priorité sur la côte du Pacifique. L'acidification des océans est reliée aux proliférations d'algues nuisibles par une mince ligne sur la figure 12, ce qui indique qu'elle

est connue dans les eaux de la Colombie-Britannique, mais que les preuves de causalité avec les proliférations d'algues nuisibles ne sont actuellement connues qu'à l'extérieur de la région.

La disponibilité des nutriments est liée à la production d'algues en Colombie-Britannique et ailleurs, mais l'enrichissement anthropique en éléments nutritifs a probablement un effet relativement faible en Colombie-Britannique. Les niveaux d'éléments nutritifs sont naturellement élevés sur la côte de la province en raison des remontées estivales, de la circulation estuarienne et du mélange tidal (Whitney *et al.* 2005), et l'enrichissement anthropique peut donc être moins susceptible de déclencher des proliférations d'algues nuisibles que dans d'autres régions côtières. L'aménagement du littoral (ligne mince, figure 12) reflète une compréhension limitée de cette pression anthropique émergente dans les régions côtières de la Colombie-Britannique. Les vecteurs liés aux navires peuvent être une préoccupation croissante en raison de l'intensification du trafic maritime entre les ports étrangers et ceux de la Colombie-Britannique. Dans le nord de la Colombie-Britannique et dans la région de Vancouver, les vecteurs liés aux navires deviennent sans doute une préoccupation croissante en raison du développement et de l'expansion possibles des infrastructures portuaires pétrolières et gazières.

Impacts : En Colombie-Britannique, des proliférations d'algues nuisibles ont eu des impacts en modifiant l'environnement (ligne épaisse, figure 12). Les enregistrements montrent que l'hypoxie résultant de l'appauvrissement en oxygène associé aux proliférations d'algues nuisibles est une cause majeure de mortalités des poissons en Colombie-Britannique, en particulier dans les pisciculture où les poissons ne peuvent pas s'éloigner de l'agent de stress (Rensel et Whyte 2003). Les proliférations d'algues nuisibles sont reliées aux altérations du réseau trophique par une ligne mince sur la figure 12, dénotant un manque relatif de preuves de cet impact dans les eaux de la Colombie-Britannique. Selon McIntyre et ses collaborateurs (2013), de nombreuses algues nuisibles trouvées en Colombie-Britannique ont le potentiel de causer des effets létaux et sublétaux (lignes minces, figure 12) sur les mollusques et crustacés de la région, d'après des données probantes recueillies ailleurs. Par exemple, il a été démontré que les proliférations de *Heterosigma akashiwo* en Caroline du Sud endommagent l'hépatopancréas des huîtres, provoquant des effets physiologiques à long terme et nuisant à la santé des huîtres (Keppler *et al.* 2005). Dans le nord de la baie Puget, les saumons d'élevage qui ont survécu aux efflorescences de *Heterosigma akashiwo* ne sont pas revenus à des taux d'alimentation et de croissance normaux comparativement aux cohortes non exposées à une efflorescence de *Heterosigma*, ce qui laisse supposer des dommages physiologiques sublétaux (Rensell *et al*. 2010). La ligne mince qui relie les proliférations d'algues nuisibles à la mortalité traduit une compréhension limitée des effets létaux en dehors de l'industrie de la salmoniculture. Les impacts des proliférations d'algues nuisibles sur les espèces de poissons sauvages sont rarement observés et presque certainement sous-déclarés. Cependant, la survie en mer du saumon rouge (stock du Fraser et de la rivière Chilko) s'établissait en moyenne à 2,7 % les années où la période de dévalaison des juvéniles correspondait à des proliférations importantes de *Heterosigma akashiwo* dans le détroit de Georgie, et à 10,9 % les années où les efflorescences étaient mineures ou nulles (Rensel *et al.* 2010). Les effets cumulatifs d'une prolifération d'algues nuisibles peuvent découler d'une exposition répétée ou continue aux phycotoxines sur une longue période, se produisant à de nombreux emplacements, ainsi que de la diversité des taxons exposés (causant, par exemple, des impacts sur le réseau trophique qui ne sont pas indépendants des effets cumulatifs). Par exemple, l'efflorescence d'une algue toxique, *Pseudo-nitzschia australis* (printemps 2015), s'est propagée tout le long de la chaîne alimentaire jusqu'aux baleines, aux dauphins, aux marsouins, aux phoques et aux otaries du sud de la Californie à l'Alaska (McCabe *et al.* 2016; Savage 2017). Il s'agissait de la plus vaste étendue géographique d'une détection de phycotoxines amnestiques chez les mammifères marins jamais enregistrée à l'échelle mondiale (McCabe *et al.* 2016). Bien que des preuves

solides des effets cumulatifs aient été présentées dans le cadre d'enquêtes sur l'événement dans le Pacifique, aux États-Unis et en Alaska, il y a eu peu d'enquêtes et de rapports sur l'événement dans les eaux canadiennes du Pacifique. C'est pourquoi une ligne mince représente le lien entre les proliférations d'algues nuisibles et l'impact dans le modèle en nœud papillon (figure 12).

4.2.3. Côte canadienne de l'Arctique

Bien qu'il existe des lacunes dans les connaissances pour toutes les eaux marines du Canada, les plus grandes concernent l'Arctique. En raison du manque d'information, les liens entre les pressions anthropiques émergentes et les impacts des proliférations d'algues nuisibles sont largement inconnus et, dans plusieurs cas, sont représentés par une ligne pointillée. C'est la région la moins comprise à l'heure actuelle, où les changements dans le temps sont probablement les plus importants. Bien que des phycotoxines aient été détectées dans l'Arctique, on ne sait pas quelles sont les algues nuisibles qui les produisent actuellement.

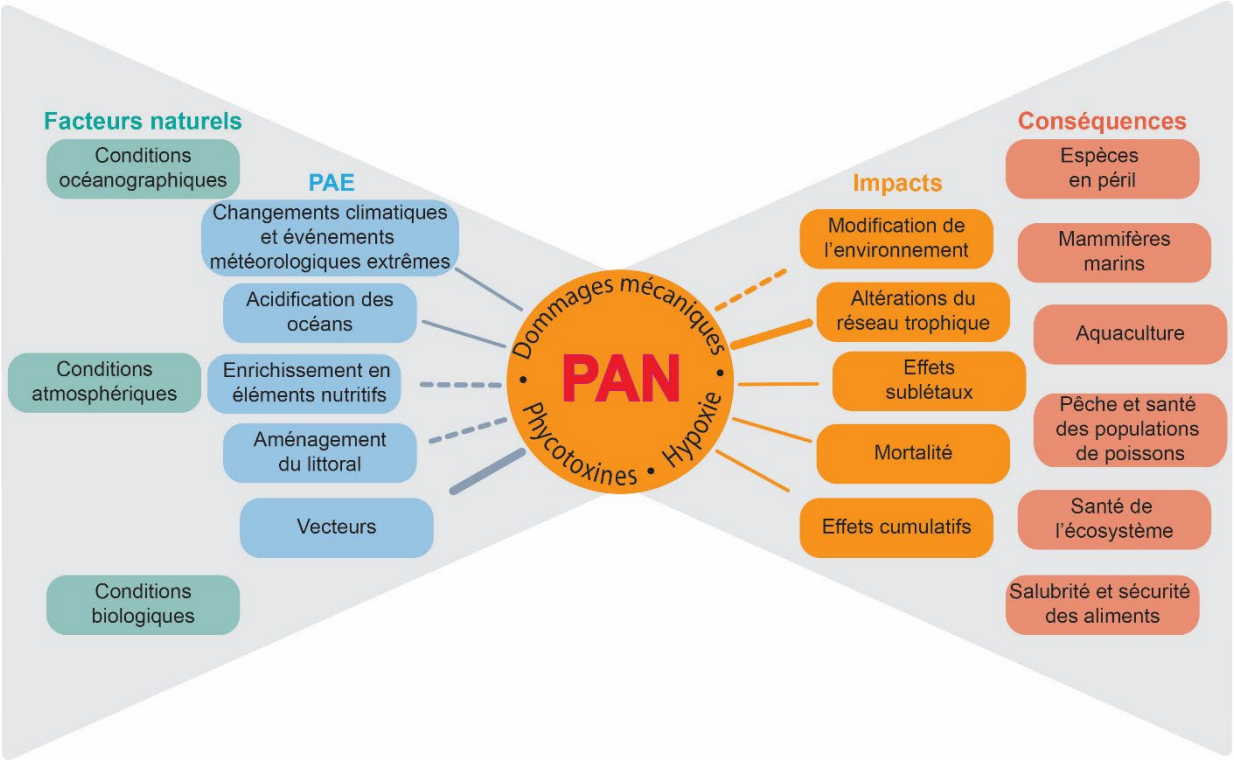

Figure 13. Modèle conceptuel en nœud papillon de la côte de l'Arctique.

Pressions anthropiques émergentes : Le réchauffement des températures océaniques et la diminution de la couverture de glace saisonnière élargiront davantage la période de croissance des algues potentiellement toxiques dans l'Arctique, aggravant la menace des changements climatiques (ligne mince, figure 13) (Anderson *et al.* 2018, Joli *et al.* 2018). L'acidification des océans est également une préoccupation dans l'Arctique (ligne mince, figure 13) (Azetsu-Scott *et al.* 2010, 2014). Le groupe d'experts considérait que l'enrichissement en éléments nutritifs et l'aménagement du littoral étaient probablement moins importants dans l'Arctique que dans les eaux de l'Atlantique ou du Pacifique, mais on manque d'information pour évaluer cette question. Compte tenu des faibles niveaux actuels de développement et de l'étendue limitée des établissements humains, les effets ont fort probablement une portée locale. Les mêmes conditions qui allongent la période de croissance des algues élargiront également celle du trafic

maritime dans l'Arctique. Les vecteurs d'algues potentiellement nuisibles liés aux navires devraient augmenter prochainement, comme ils l'ont déjà fait ces dernières années (ligne épaisse, figure 13) (Laget 2017; Dawson *et al.* 2018; Dhifallah 2019).

Impacts : Des études menées dans l'est de la baie de Baffin montrent que les copépodes du genre *Calanus* qui se nourrissent de diatomées *Pseudo-nitzschia seriata* productrices d'acide domoïque ne distinguent pas les cellules toxiques et non toxiques. Ils sont donc capables de retenir la toxine dans leurs tissus et d'agir comme vecteurs de transfert dans le réseau trophique (Tammilehto *et al.* 2012; Harðardóttir *et al.* 2015). D'une manière générale, les participants étaient d'accord pour utiliser une ligne mince afin de représenter les effets cumulatifs dans le modèle en nœud papillon de l'Arctique même si, étant donné la physiologie précise du phytoplancton arctique, ils ont également fait valoir que n'importe quel changement dans une espèce pourrait modifier le réseau trophique. De plus, les données publiées indiquent que les concentrations de phycotoxines dans l'Arctique (jusqu'à présent en dehors des eaux canadiennes) peuvent avoir des répercussions sur les mammifères marins (Lefebvre *et al.* 2016). Les phycotoxines pourraient également avoir une incidence sur la récolte commerciale et traditionnelle, mais l'information est actuellement insuffisante pour évaluer cet aspect. Étant donné que les phycotoxines peuvent pénétrer dans la chaîne alimentaire à différents niveaux, cela justifierait la cotation plus élevée des modifications du réseau trophique dans le modèle en nœud papillon de l'Arctique (ligne épaisse, figure 13). En résumé, les plus grandes lacunes dans les connaissances concernent l'Arctique, une région pour laquelle on manque d'information sur la présence d'algues nuisibles et de phycotoxines, la fréquence et la dynamique des efflorescences et les effets cumulatifs possibles des phycotoxines dans le réseau trophique, y compris les espèces récoltées.

5. SOURCES D'INCERTITUDE/LIMITATIONS

Les ressources pour étudier les proliférations d'algues nuisibles au Canada étaient limitées ces dernières années. De ce fait, la plupart des rapports au niveau de l'écosystème ont été accessoires à d'autres études, ce qui se traduit par des données incomplètes sur les causes et les conséquences. L'un des principaux domaines d'incertitude est l'Arctique, où aucune donnée sur les phycotoxines n'est recueillie et où les renseignements limités sur la présence d'espèces d'algues nuisibles sont le seul indicateur de risque disponible.

Cet examen des événements au Canada enregistrés dans la base de données HAE-DAT, complété par l'information temporelle et géographique sur les proliférations d'algues nuisibles tirée des programmes de surveillance et des publications scientifiques, analyse les occurrences temporelles et géographiques de proliférations d'algues nuisibles dans les eaux marines canadiennes. Cependant, les rapports des données dans la base de données HAE-DAT sont limités, y compris la période disponible (maximum de 30 ans), l'absence de rapport uniforme, surtout au début de cette période, et la limitation du type des données fournies par les programmes de surveillance restreinte. La base de données HAE-DAT suit principalement les proliférations d'algues nuisibles qui entraînent la fermeture de secteurs coquilliers ou des mortalités massives de poissons. Les rapports sur le Canada dans la base de données HAE-DAT dépendent en grande partie des résultats de la surveillance des phycotoxines par l'ACIA, qui est conçue pour protéger la santé humaine et non pour enquêter sur les efflorescences d'algues nuisibles, les prédire ou y réagir. Les fermetures de secteurs sont déclenchées à un seuil précis de concentration de phycotoxines. À la suite de la fermeture d'un secteur coquillier, l'ACIA ne procède pas à un nouvel échantillonnage de la zone pendant une période précise, qui est de trois semaines en vertu des protocoles actuels. Si les phycotoxines mesurées à ce moment-là sont inférieures au seuil réglementaire, la réouverture du secteur est approuvée. Ce processus, tout en répondant à l'exigence de protéger la salubrité des aliments, fournit peu ou

pas d'information sur l'étendue spatiale et la durée des proliférations d'algues nuisibles et leurs niveaux maximaux de toxines. La répartition, l'ampleur et la durée des proliférations d'algues nuisibles sont donc sous-estimées dans cette étude. Cependant, les enregistrements dans la base de données HAE-DAT donnent des renseignements importants sur les occurrences des efflorescences, des phycotoxines et des fermetures de la récolte au Canada.

L'ensemble de données HAE-DAT a été créé en 1987. Il s'agit d'une ressource considérable qui résume une grande quantité de données, dont certaines ne sont plus accessibles ailleurs. Cet ensemble de données consigne certains changements régionaux et temporels à long terme dans les répartitions des proliférations d'algues nuisibles. Il est admis qu'il y a des lacunes dans les données et que les rapports d'événements dans la base de données HAE-DAT doivent être traités avec prudence pour les raisons suivantes :

- Il y avait souvent des incohérences dans le protocole d'échantillonnage. Dans certains cas, elles étaient dues à des raisons logistiques, comme le temps disponible pour l'échantillonnage, le nombre d'échantillonneurs disponibles, le cycle des marées et la capacité de traiter un certain nombre d'échantillons.
- Un certain nombre d'enregistrements canadiens antérieurs à 2000 sont absents de l'ensemble de données. Cela est davantage apparent dans les enregistrements du Pacifique.
- En 2003, les côtes de tous les pays ont été divisées en zones de la base de données HAE-DAT qui devaient être composées de tronçons de 200 km. Dans de nombreux cas, il a fallu combiner plusieurs événements enregistrés antérieurement en un seul événement pour une zone donnée.

6. AUTRES CONSIDÉRATIONS

Le Canada fait partie d'une communauté mondiale qui cherche à mieux comprendre les causes et les effets fondamentaux des proliférations d'algues nuisibles. Le présent rapport a été élaboré en même temps que plusieurs grands examens internationaux de la surveillance, de la recherche et de la gestion des algues nuisibles et des initiatives de collaboration en cours.

Le rapport de situation mondial sur les efflorescences algales nuisibles de la Commission océanographique intergouvernementale et du Conseil international pour l'exploration des mers (COI/CIEM) était en cours d'élaboration au moment de la réunion du SCAS et a été désigné comme un élément clé de l'examen canadien des efflorescences algales nuisibles. Depuis, il a été publié et offre une vue d'ensemble mondiale des proliférations d'algues nuisibles et de l'occurrence de microalgues produisant des phycotoxines (Hallegraeff *et al.* 2021a).

L'objectif du rapport était d'évaluer la situation et la probabilité de changement des fréquences, des intensités et de la répartition spatiale des proliférations d'algues nuisibles découlant de changements environnementaux à l'échelle locale et mondiale. Ce projet a été lancé par le Groupe intergouvernemental spécial de la COI chargé d'étudier les efflorescences algales nuisibles, en partenariat avec le CIEM, la PICES et l'Agence internationale de l'énergie atomique (AIEA). Des éléments du présent document ont été utilisés pour remplir la contribution du Canada à ce rapport de situation mondial sur les efflorescences algales nuisibles, ainsi que le numéro spécial sur les algues nuisibles consacré à un examen mondial de la base de données HAE-DAT et du système d'information biogéographique des océans (OBIS) par les pays pour déterminer leur situation au regard des proliférations d'algues nuisibles (McKenzie *et al*. 2021). En plus du Canada, le rapport mondial et le numéro spécial sur les algues nuisibles présentent des études des États-Unis (Anderson *et al.* 2021), de la France (Belin *et al.* 2021), de la marge atlantique de l'Europe (Bresnan *et al.* 2021), de l'Europe du Nord (Karlson *et al.*

2021), de la mer Méditerranée (Zingone *et al.* 2021), de l'Amérique latine et des Caraïbes (Sunesen *et al.* 2021), de l'Australie et de la Nouvelle-Zélande (Hallegraeff *et al.* 2021d), de l'Asie de l'Est (Sakamoto *et al.* 2021), ainsi que des Philippines et de la Malaisie (Yñiguez *et al.* 2021).

En janvier 2020, l'Ocean Frontier Institute (OFI) a organisé, avec la COI de l'Organisation des Nations Unies pour l'éducation, la science et la culture (UNESCO), le MPO et d'autres, l'atelier régional de l'Atlantique Nord pour la Décennie des Nations Unies pour les sciences océaniques au service du développement durable (de 2021 à 2030) à Halifax, en Nouvelle-Écosse. L'objectif de l'atelier était de discuter des priorités et de déterminer des mesures pour l'océan Atlantique Nord qui faciliteraient l'atteinte des objectifs de la Décennie des Nations Unies pour les sciences océaniques au service du développement durable (2021-2030). L'impact des efflorescences algales nuisibles sur les collectivités côtières (y compris les opérations aquacoles) faisait partie des discussions du groupe de travail sur « *un océan sûr où les communautés humaines sont protégées contre les dangers de l'océan* ». L'une des recommandations de l'atelier était un appel pour mettre au point des systèmes d'alerte précoce multirisque qui intègrent des données physiques, biologiques et sociales, ainsi que de nouvelles technologies. L'année précédente (mai 2019), le Groupe intergouvernemental spécial chargé d'étudier les efflorescences algales nuisibles a décidé de créer une équipe de travail sur la détection précoce, l'alerte et la prévision des proliférations d'algues nuisibles. Un document d'orientation technique est en cours d'élaboration en collaboration avec la COI, l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) et l'AIEA afin de répondre aux exigences relatives aux systèmes d'alerte précoce pour les efflorescences algales nuisibles, y compris les algues pélagiques associées aux mortalités massives de poissons.

Le réseau international de recherche GlobalHAB (différent de celui qui a produit le rapport de situation mondial sur les efflorescences algales nuisibles) se consacre à la recherche sur les efflorescences algales nuisibles et est parrainé conjointement par le Comité scientifique pour les recherches océaniques (CSRO) et la COI de l'UNESCO. GlobalHAB a été mis en place sur les bases du réseau international de recherche précédent, Global Ecology and Oceanography of Harmful Algal Blooms (GEOHAB).

Les objectifs du réseau GlobalHAB du CSRO de la COI sont d'améliorer la compréhension et la prévision des efflorescences algales nuisibles, ainsi que de gérer et d'atténuer leurs répercussions. Plusieurs lacunes dans les connaissances et priorités de recherche recommandées par le réseau susmentionné sont également incluses dans ce document de recherche. Les liens avec le rapport de situation de GlobalHAB et les priorités communes avec GlobalHAB pourraient mettre fermement le MPO et le Canada à l'avant-garde de la recherche collaborative mondiale sur les algues nuisibles et de la gestion des impacts des efflorescences algales nuisibles.

7. RECOMMANDATIONS

- Des recherches sont nécessaires pour combler les lacunes critiques dans les connaissances sur les algues nuisibles et les pressions anthropiques émergentes qui sont responsables des proliférations d'algues nuisibles dans les eaux marines canadiennes (côté gauche du modèle en nœud papillon – les facteurs de la prolifération). Il s'agit notamment de la détection et de la répartition des algues nuisibles; de l'intégration et de l'expansion, au besoin, de la surveillance des phycotoxines dans la gestion des risques de proliférations d'algues nuisibles; de l'étude de la façon dont les pressions anthropiques émergentes modifient la dynamique des proliférations d'algues nuisibles (début et durée de l'efflorescence). Cette information appuiera l'objectif global de créer des modèles prédictifs

plus précis des proliférations d'algues nuisibles afin de fournir un système d'alerte précoce à des fins de gestion.

- Il est essentiel de connaître les espèces d'algues nuisibles et les phycotoxines présentes pour prévoir les dommages qui pourraient survenir, la prolifération d'algues nuisibles (le nœud central ou l'événement de risque dans le modèle en nœud papillon). Il faudrait dresser la liste des ensembles de données à long terme pertinents existants qui pourraient servir dans les analyses des profils et des tendances du phytoplancton pour les proliférations d'algues nuisibles. Une communication accrue avec les partenaires et l'élaboration de procédures opérationnelles normalisées devrait faciliter le transfert des connaissances et de la technologie, en particulier l'établissement de liens entre les données sur les algues nuisibles et sur les phycotoxines.
- Il faut comprendre les effets des algues nuisibles et des phycotoxines (y compris les effets sublétaux et cumulatifs) sur la croissance, la physiologie, la reproduction et le comportement du biote marin pour évaluer leur impact sur les réseaux trophiques et les écosystèmes, ainsi que leurs conséquences sur les espèces en péril, les mammifères marins, l'aquaculture, la pêche et santé des populations de poissons, la santé de l'écosystème et enfin la salubrité et la sécurité des aliments (côté droit du modèle en nœud papillon – impacts et conséquences de la prolifération).
- Il faut poursuivre et élargir la surveillance du phytoplancton et des phycotoxines là où elles existent actuellement, et les étendre à d'autres régions préoccupantes, en recourant aux capacités et aux partenariats nouveaux et existants. Cela est particulièrement important pour les régions sur lesquelles on manque d'information, dont l'Arctique. En plus des méthodes traditionnelles d'identification des algues nuisibles et des phycotoxines, de nouvelles méthodes de détection et de surveillance des algues nuisibles dans les eaux marines canadiennes devraient être mises en œuvre. Les programmes de surveillance à l'aide des méthodologies existantes peuvent aider à mettre les nouvelles technologies à l'essai sur le terrain.

8. CONCLUSION ET PROCHAINES ÉTAPES

L'examen des algues nuisibles, des proliférations d'algues nuisibles et de leurs impacts dans les eaux canadiennes de l'Atlantique, du Pacifique et de l'Arctique sur la période de 30 ans a permis de cerner des zones et des enjeux émergents préoccupants en ce qui a trait aux répercussions et aux conséquences sur les écosystèmes marins canadiens et à l'incidence qu'ils peuvent avoir sur les responsabilités principales du MPO. Les lacunes dans les connaissances à l'échelle nationale comprennent la détection limitée des algues nuisibles et une compréhension limitée de l'effet de certaines pressions anthropiques émergentes (changements climatiques, enrichissement en éléments nutritifs, aménagement du littoral et vecteurs des algues nuisibles introduites) sur les conditions océanographiques, atmosphériques et biologiques qui entraînent des changements dans les espèces d'algues nuisibles, les phycotoxines, ainsi que le développement et la toxicité des efflorescences. Dans la région de l'Atlantique, l'information concernant les impacts des changements climatiques et de l'acidification des océans sur les proliférations d'algues nuisibles récurrentes a été désignée comme une lacune clé dans les connaissances. Sur la côte du Pacifique, une priorité clé consistait à étudier le rôle des phénomènes extrêmes en tant que facteur des proliférations d'algues nuisibles. Ces lacunes dans les connaissances nous empêchent d'élaborer des modèles prédictifs efficaces des proliférations d'algues nuisibles, entravant la capacité de prévision et de simulation rétrospective et gênant la mise au point de stratégies d'atténuation et de prévention.

On comprend mal les effets des algues nuisibles et des phycotoxines sur la plupart des organismes marins (effets sublétaux/cumulatifs sur la croissance, la physiologie, la reproduction et le comportement), ainsi que sur le réseau trophique et les fonctions des écosystèmes, en particulier dans les eaux subarctiques et arctiques du Canada. Les plus grandes lacunes dans les connaissances concernent l'Arctique, une région pour laquelle on manque d'information sur la présence d'algues nuisibles et de phycotoxines, la fréquence et l'étendue des efflorescences et les effets cumulatifs possibles des phycotoxines dans le réseau trophique, y compris les espèces récoltées. Il est nécessaire de comprendre les effets des algues nuisibles et des phycotoxines pour évaluer leur impact sur les espèces en péril, les mammifères marins, l'aquaculture, la pêche et la santé des populations de poissons, la santé des écosystèmes et la salubrité et la sécurité des aliments. Il faut combler ces lacunes dans les connaissances pour étayer les décisions de gestion.

Il faut poursuivre la détection et la surveillance du phytoplancton et des phycotoxines là où elles existent actuellement, et les étendre à de nouvelles zones, en recourant aux capacités et aux partenariats nouveaux et existants. En plus des méthodes traditionnelles d'identification des algues nuisibles et des phycotoxines, de nouvelles méthodes de détection, d'observation et de surveillance des algues nuisibles dans les eaux marines canadiennes devraient être mises en œuvre. Les programmes d'observation et de surveillance à l'aide des méthodologies existantes peuvent aider à mettre les nouvelles technologies à l'essai sur le terrain. L'un des avantages serait d'avoir un système d'alerte précoce qui augmenterait la capacité de prévision de ces agents de stress écosystémiques, permettant de prendre des mesures d'atténuation ou de prévention pour assurer la santé et la productivité des écosystèmes marins.

Prochaines étapes :

Il faudrait dresser une liste d'experts canadiens en algues nuisibles et en phycotoxines afin d'accélérer les contacts lorsque des proliférations d'algues nuisibles sont détectées et comme ressource pour la production de rapports à l'échelle nationale et internationale. Il faudrait encourager et élargir la communication et la collaboration sur les algues nuisibles.

Il faudrait dresser la liste des ensembles de données à long terme pertinents existants qui pourraient servir dans les analyses des profils et des tendances du phytoplancton pour les proliférations d'algues nuisibles.

Plans de recherche prioritaires :

- Déterminer, en exploitant des technologies actuelles et émergentes, la répartition et la composition actuelles et potentielles des algues nuisibles et des phycotoxines dans les eaux canadiennes et la glace de mer, ainsi que les conditions environnementales qui déclenchent des proliférations, en reprenant les recherches passées.
- Déterminer si les espèces d'algues nuisibles dans l'Arctique canadien produisent des phycotoxines et si ces dernières se retrouvent dans le réseau trophique, y compris les espèces récoltées. Analyser les échantillons de tissus archivés et les nouveaux échantillons en collaboration avec les pêcheurs afin d'évaluer les phycotoxines chez les espèces récoltées.
- Étudier les effets aigus, sublétaux et cumulatifs des algues nuisibles sur les systèmes marins.
- Élaborer des modèles de prévision des proliférations d'algues nuisibles afin d'alimenter les systèmes d'alerte précoce et d'atténuer les impacts des proliférations.
- Inclure les systèmes d'observation et d'alerte précoce pour les proliférations d'algues nuisibles comme contribution du Canada à la Décennie des Nations Unies.

9. LISTE DES ABRÉVIATIONS

ACIA	Agence canadienne d'inspection des aliments
AD	Acide domoïque
AIEA	Agence internationale de l'énergie atomique
AN	Algues nuisibles
AO	Acide okadaïque
AZA	Azaspiracide
CIEM	Conseil international pour l'exploitation de la mer
CNRC	Conseil national de recherches du Canada
COI	Commission océanographique intergouvernementale de l'UNESCO
COSEPAC	Comité sur la situation des espèces en péril au Canada
EAN	Événements algaux nuisibles
ECCC	Environnement et Changement climatique Canada
GEOHAB	Global Ecology and Oceanography of Harmful Algal Blooms
GIEAN	Groupe intergouvernemental spécial chargé d'étudier les efflorescences algales nuisibles
GTDEPN	Groupe de travail CIEM-COI sur la dynamique des éclosions planctoniques nuisibles
GTP	Groupe de travail sur les phycotoxines
GYM	Gymnodimine
HAB CAN	Groupe de travail national sur les proliférations d'algues nuisibles au Canada
HAEDAT	Base de données sur les événements algaux nuisibles
HAMP	Programme de surveillance des algues nuisibles (C.-B.)
IPA	Intoxication par phycotoxine amnestique
IPD	Intoxication par phycotoxine diarrhéique
IPP	Intoxication par phycotoxine paralysante
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration (É.-U.)
OBIS	Système d'information biogéographique des océans
OFI	Ocean Frontier Institute
PAE	Pressions anthropiques émergentes
PAN	Prolifération d'algues nuisibles
PCCSM	Programme canadien de contrôle de la salubrité des mollusques
PD	Phycotoxine diarrhéique
PICES	Organisation des sciences de la mer du Pacifique Nord
PnTX	Pinnatoxine

PTA	Phycotoxine amnestique
PTP	Phycotoxine paralysante
PTX	Pecténotoxine
RPU	Rayonnement photosynthétiquement utilisable
SAP	Systèmes d'alerte précoce
SCOR	Comité scientifique pour les recherches océaniques
SPX	Spirolide
STX	Saxitoxine
YTX	Yessotoxine

10. RÉFÉRENCES CITÉES

Adams, W.A. 1975. Light Intensity and Primary Productivity Under Sea Ice Containing Oil. Beaufort Sea Technical Report No. 29. Beaufort Sea Project. Department of the Environment. Victoria, BC. 156 p.

Albright, L.J., Johnson, S., and Yousif, A. 1992. Temporal and Spatial Distribution of the Harmful Diatoms *Chaetoceros concavicornis* and *Chaetoceros convolutus* along the British Columbia Coast. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49(9): 1924–1931.

Albright, L.J., Yang, C.Z., and Johnson, S. 1993. Sub-lethal concentrations of the harmful diatoms, *Chaetoceros concavicornis* and *C. convolutus*, increase mortality rates of penned Pacific salmon. Aquaculture. 117(3–4): 215–225.

Allen, J. 2018. A HABSOS Initiative: Training Programs for the Identification of Harmful Algae. In: Steidinger, K.A., and Meave del Castillo, M.E. (Eds.). Guide to the Identification of Harmful Microalgae in the Gulf of Mexico, Vol I: Taxonomy. Florida Fish and Wildlife Research Institute. St. Petersburg, FL. 1–20.

Anderson, C.R., Moore, S.K., Tomlinson, M.C., Silke, J., and Cusack, C.K. 2015. Living with Harmful Algal Blooms in a Changing World: Strategies for Modeling and Mitigating Their Effects in Coastal Marine Ecosystems. In: Ellis, J., Sherman D.J., and Shroder, J.F. (Eds.). Coastal and Marine Hazards, Risks, and Disasters. Elsevier. 495–561.

Anderson, D.M. 1989. Toxic Algal Blooms and Red Tides: A Global Perspective. In: Okaichi, T., Anderson, D.M., and Nemoto, T. (Eds.). Red Tides: Biology, Environmental Science and Toxicology. Elsevier Science Publishing Co., Inc. NY. 11–16.

Anderson, D.M., Andersen, P., Bricelj, V.M., Cullen, J.J., and Rensel, J.E. 2001. Monitoring and Management Strategies for Harmful Algal Blooms in Coastal Waters, APEC #201-MR-01.1, Asia Pacific Economic Program, Singapore, and Intergovernmental Oceanographic Commission Technical Series No. 59. Paris.

Anderson, D.M., Burkholder, J.M., Cochlan, W.P., Glibert, P.M., Gobler, C.J., Heil, C.A., Kudela, R.M., Parsons, M.L., Rensel, J.E.J., Townsend, D.W., Trainer, V.L., and Vargo, G.A. 2008. Harmful algal blooms and eutrophication: Examining linkages from selected coastal regions of the United States. Harmful Algae. 8(1): 39–53.

Anderson, D.M., Cembella, A.D., and Hallegraeff, G.M. 2012. Progress in Understanding Harmful Algal Blooms: Paradigm Shifts and New Technologies for Research, Monitoring, and Management. Annu. Rev. Mar. Sci. 4: 143–176.

Anderson, D.M., Fensin, E., Gobler, C.J., Hoeglund, A.E., Hubbard, K.A., Kulis, D.M., Landsberg, J.H., Lefebvre, K.A., Provoost, P., Richlen, M.L., Smith, J.L., Solow, A.R., and Trainer, V.L. 2021. Marine Harmful algal blooms (HABs) in the United States: History, current status and future trends. Harmful Algae. 102: 101975.

Anderson, D.M., Glibert, P.M., and Burkholder, J.M. 2002. Harmful algal blooms and eutrophication: Nutrient sources, composition, and consequences. Estuaries. 25: 704–726.

Anderson, D.M., Richlen, M.L., and Lefebvre, K.A. 2018. Harmful Algal Blooms in the Arctic. In: Arctic Report Card: Update for 2018.

Anderson, J.T. 1979. Seston and phytoplankton data from Hudson Bay, 1975. Fisheries and Oceans Canada. Technical Note Series No. 80–2. Ocean and Aquatic Sciences, Central Region. Canada Centre for Inland Waters. Burlington, ON. 1–76. Unpublished manuscript.

Anderson, J.T., Roff, J.C., and Gerrath, J. 1981. The diatoms and dinoflagellates of Hudson Bay. Can. J. Bot. 59: 1793–1810.

Andrade, H., Massabuau, J.-C., Cochrane, S., Ciret, P., Tran, D., Sow, M., and Camus, L. 2016. High Frequency Non-Invasive (HFNI) Bio-Sensors as a Potential Tool for Marine Monitoring and Assessments. Front. Mar. Sci. 3: 187.

Andresen, C.S., McCarthy, D.J., Dylmer, C.V., Seidenkrantz, M.-S., Kuijpers, A., and Lloyd, J.M. 2010. Dinoflagellate measurements from sediment core DA06-139G during DANA cruise in 2006. PANGAEA.

Ardyna, M., Babin, M., Devred, E., Forest, A., Gosselin, M., Raimbault, P., and Tremblay, J.-É. 2017. Shelf-basin gradients shape ecological phytoplankton niches and community composition in the coastal Arctic Ocean (Beaufort Sea). Limnol. Oceanogr. 62(5): 2113–2132.

Azanza, R.V., Brosnahan, M.L., Anderson, D.M., Hense, I., and Montresor, M. 2018. The Role of Life Cycle Characteristics in Harmful Algal Bloom Dynamics. In: Gilbert, P., Berdalet, E., Burford, M., Pitcher, G., and Zhou, M. (Eds.). Global Ecology and Oceanography of Harmful Algal Blooms. Ecological Studies (Analysis and Synthesis). Vol. 232. Springer, Cham. 133–161.

Azetsu-Scott, K., Clarke, A., Falkner, K., Hamilton, J., Jones, E.P., Lee, C., Petrie, B., Prinsenberg, S., Starr, M., and Yeats, P. 2010. Calcium carbonate saturation states in the waters of the Canadian Arctic Archipelago and the Labrador Sea. J. Geophys. Res. Oceans. 115(C11).

Azetsu-Scott, K., Starr, M., Mei, Z.-P., and Granskog, M. 2014. Low calcium carbonate saturation state in an Arctic inland sea having large and varying fluvial inputs: the Hudson Bay system. J. Geophys. Res. Oceans. 119: 6210–6220.

Baek, S. H., Shimode, S., and Kikuchi, T. 2007. Reproductive ecology of the dominant dinoflagellate, *Ceratium fusus*, in coastal area of Sagami Bay, Japan. J. Oceanogr. 63: 35–45.

Bain, H., Thomson, D., Foy, M., and Griffiths, W. 1977. Marine ecology of fast-ice-edges in Wellington Channel and Resolute Passage, N.W.T. Unpublished report by LGL Limited for Polar Gas Project. 262 p.

Basti, L., Nagai, K., Shimasaki, Y., Oshima, Y., Honjo, T., and Segawa, S. 2009. Effects of the toxic dinoflagellate *Heterocapsa circularisquama* on the valve movement behaviour of the Manila clam *Ruditapes philippinarum*. Aquaculture. 291(1–2,3): 41–47.

Bates, S.S., and Strain, P.M. 2006. Nutrients and phytoplankton in Prince Edward Island Inlets during Late Summer to Fall: 2001–2003. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2668: xii + 136 p.

Bates, S.S., Bird, C.J., de Freitas, A.S.W., Foxall, R., Gilgan, M., Hanic, L.A., Johnson, G.R., McCulloch, A.W., Odense, P., Pocklington, R., Quilliam, M.A., Sim, P.G., Smith, J.C., Subba Rao, D.V., Todd, E.C.D., Walter, J.A., and Wright, J.L.C. 1989. Pennate Diatom *Nitzschia pungens* as the Primary Source of Domoic Acid, a Toxin in Shellfish from Eastern Prince Edward Island, Canada. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 46(7): 1203–1215.

Bates, S.S., Hubbard, K.A., Lundholm, N., Montresor, M., and Leaw, C.P. 2018. *Pseudo-nitzschia, Nitzschia*, and domoic acid: New research since 2011. Harmful Algae. 79: 3–43.

Bates, S.S., Beach, D.G., Comeau, L.A., Haigh, N., Lewis, N.I., Locke, A., Martin, J.L., McCarron, P., McKenzie, C.H., Michel, C., Miles, C.O., Poulin, M., Quilliam, M.A., Rourke, W.A., Scarratt, M.G., Starr, M., and Wells, T. 2020. Marine harmful algal blooms and phycotoxins of concern to Canada. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3384: x + 322 p.

Belin, C., Soudant, D., and Amzil, Z. 2021. Three decades of data on phytoplankton and phycotoxins on the French coast: Lessons from REPHY and REPHYTOX. Harmful Algae. 102: 101733.

Bell, G.R. 1961. Penetration of Spines from a Marine Diatom into the Gill Tissue of Lingcod (*Ophiodon elongatus*). Nature. 192: 279–280.

Bérard-Therriault, L., Poulin, M., and Bossé, L. 1999. Guide d'identification du phytoplancton marin de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent: incluant également certains protozoaires. Publ. spéc. can. sci. halieut. aquat. 128: 387 p.

Berdalet, E., Kudela, R., Urban, E., Enevoldsen, H., Banas, N.S., Bresnan, E., Burford, M., Davidson, K., Gobler, C.J., Karlson, B., Lim, P.T., Mackenzie, L., Montresor, M., Trainer, V.L., Usup, G., and Yin, K. 2017. GlobalHAB: A New Program to Promote International Research, Observations, and Modeling of Harmful Algal Blooms in Aquatic Systems. Oceanography. 30(1): 70–81.

Black, E.A. 2000. Differentiation of morphology and toxicity in harmful algal blooms caused by the rapidophyte alga *Heterosigma akashiwo*. Ph.D. Dissertation, University of Victoria.

Blasco, D., Bérard, L., Levasseur, M. and Vrieling, E.G. 1994. Temporal and spatial distribution of *Gyrodinium aureolum* Hulburt (*Gymnodinium* cf. *nagasakiense*) in the St. Lawrence (Quebec). In: Forbes, J.R. (Ed.). Proceedings of the Fourth Canadian Workshop on Harmful Marine Algae. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2016: p. 3.

Blasco, D., Levasseur, M., Bonneau, E., Gelinas, R., and Packard, T.T. 2003. Patterns of paralytic shellfish toxicity in the St. Lawrence region in relationship with the abundance and distribution of *Alexandrium tamarense*. Sci. Mar. 67(3): 261–278.

Booth, J.A. 1984. The Epontic Algal Community of the Ice Edge Zone and its Significance to the Davis Strait Ecosystem. Arctic. 37(3): 234–243.

Borcier, E., Morvezen, R., Boudry, P., Miner, P., Charrier, G., Laroche, J., and Hegaret, H. 2017. Effects of bioactive extracellular compounds and paralytic shellfish toxins produced by *Alexandrium minutum* on growth and behaviour of juvenile great scallops *Pecten maximus*. Aquat. Toxicol. 184: 142–154.

Bowers, H.A., Marin III, R., Birch, J.M., Scholin, C.A., and Doucette, G.J. 2016. Recovery and identification of *Pseudo-nitzschia* (Bacillariophyceae) frustules from natural samples acquired using the environmental sample processor. J. Phycol. 52(1): 135–140.

Bowers, H.A., Marin III, R., Birch, J.M., and Scholin, C.A. 2017. Sandwich hybridization probes for the detection of *Pseudo-nitzschia* (Bacillariophyceae) species: An update to existing probes and a description of new probes. Harmful Algae. 70: 37–51.

Bresnan, E., Arévalo, F. Belin, C., Branco, M.A.C., Cembella, A.D., Clarke, D., Correa, J., Davidson, K., Dhanji-Rapkova, M., Lozano, R.F., Fernández-Tejedor, M., Guðfinnsson, H., Carbonell, D.J., Laza-Martinez, A., Lemoine, M., Lewis, A.M., Menéndez, L.M., Maskrey, B.H., McKinney, A., Pazos, Y., Revilla, M., Siano, R., Silva, A., Swan, S., Turner, A.D., Schwibold, L., Provoost, P., and Enevoldsen, H. 2021. Diversity and regional distribution of harmful algal events along the Atlantic margin of Europe. Harmful Algae. 102: 101976.

Bricelj, V.M., Cembella, A.D., Laby, D., Shumway, S.E., and Cucci, T.L. 1996. Comparative physiology and behavioral responses to PSP toxins in two bivalve molluscs, the soft-shell clam, *Mya arenaria*, and surfclam, *Spisula solidissima*. In: Yasumoto, T., Oshima, Y., and Fukuyo, Y. (Eds.). Harmful and toxic algal blooms. Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, Sendai. 405–408.

Bricelj, V.M. Connell, L., Konaki, K., MacQuarrie, S.P., Scheuer, T., Catterall, W.A., and Trainer, V.L. 2005. Sodium channel mutation leading to saxitoxin resistance in clams increases risk of PSP. Nature. 434: 763–767.

Brown, T.A., Belt, S.T., Tatarek, A., and Mundy, C.J. 2014. Source identification of the Arctic sea ice proxy IP_{25}. Nature Commun. 5: 4197.

Burridge, L.E., Martin, J.L., Lyons, M.C., and LeGresley, M.M. 2010. Lethality of microalgae to farmed Atlantic salmon (*Salmo salar*). Aquaculture. 308(3–4): 101–105.

Bursa, A. 1961a. Phytoplankton of the *Calanus* Expeditions in Hudson Bay, 1953 and 1954. J. Fish. Res. Board Can. 18(1): 51–83.

Bursa, A. 1961b. The Annual Oceanographic Cycle at Igloolik in the Canadian Arctic: II. The Phytoplankton. J. Fish. Res. Board Can. 18(4): 563–615.

Bursa, A. 1963. Phytoplankton in coastal waters of the Arctic Ocean at Point Barrow, Alaska. Arctic. 16(4): 213–292.

Bursa, A.S. 1969. *Actiniscus canadensis* n. sp., *A. pentasterias* Ehrenberg v. *arcticus* n. var., *Pseudoactiniscus apentasterias* n. gen., n. sp., Marine Relicts in Canadian Arctic Lakes. J. Protozool. 16(3): 411–418.

Bursa, A.S. 1970. *Dinamoebidium hyperboreum* Spec. Nov. in Coastal Plankton of Ellesmere Island, N.W.T., Canada. Arctic Alp. Res. 2(2): 152–154.

Bursa, A.S. 1971. Biological Oceanographic Observations in Frobisher Bay: III. Phytoplankton tables, 1967. Fish. Res. Board Can. Tech. Rep. No. 267: 1–21.

Carver, C., and Mallet, A. 2001. A preliminary assessment of the risks of ballast water-mediated introduction of non-indigenous phytoplankton and zooplankton species into Nova Scotian waters. Report by Mallet Research Services for Transport Canada, Dartmouth. NS.

Carver, C., and Mallet, A. 2002. An assessment of the risk of ballast water-mediated introduction of non-indigenous phytoplankton and zooplankton into Atlantic Canadian waters. Report by Mallet Research Services for Transport Canada, Dartmouth. NS.

Casas-Monroy, O., Linley, R.D., Adams, J.K., Chan, F.T., Drake, D.A.R., and Bailey, S.A. 2014. National Risk Assessment for Introduction of Aquatic Nonindigenous Species to Canada by Ballast Water. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2013/128: vi + 73 p.

Castonguay, M., Levasseur, M., Beaulieu, J.L., Grégoire, F., Michaud, S., Bonneau, E., and Bates, S.S. 1997. Accumulation of PSP toxins in Atlantic mackerel: seasonal and ontogenetic variations. J. Fish Biol. 50(6): 1203–1213.

Cembella, A.D. 1989. Occurrence of okadaic acid, a major diarrheic shellfish toxin, in natural populations of *Dinophysis* spp. from the eastern coast of North America. J. Appl. Phycol. 1: 307–310.

Cembella, A.D. 2003. Chemical ecology of eukaryotic microalgae in marine ecosystems. Phycologia. 42(4): 420–447.

Cembella, A.D., Quilliam, M.A., Lewis, N.I., Bauder, A.G., Dell'Aversano, C., Thomas, K., Jellett, J., and Cusack, R.R. 2002. The toxigenic marine dinoflagellate *Alexandrium tamarense* as the probable cause of mortality of caged salmon in Nova Scotia. Harmful Algae. 1(3): 313–325.

Chan, F.T., Bailey, S.A., Wiley, C.J., and MacIsaac, H.J. 2013. Relative risk assessment for ballast-mediated invasions at Canadian Arctic ports. Biol. Invasions. 15: 295–308.

Chan, F.T., Stanislawczyk, K., Sneekes, A.C., Dvoretsky, A., Gollasch, S., Minchin, D., David, M., Jelmert, A., Albretsen, J., and Bailey, S.A. 2019. Climate change opens new frontiers for marine species in the Arctic: Current trends and future invasion risks. Global Change Biol. 25(1): 25–38.

Chang, B.D., Martin, J.L., Page, F.H., Harrison, W.G., Burridge, L.E., LeGresley, M.M., Hanke, A.R., McCurdy, E.P., Losier, R.J., Horne, E.P.W., and Lyons, M.C. 2007. Phytoplankton Early Warning Approaches for Salmon Farmers in Southwestern New Brunswick: Aquaculture Collaborative Research and Development Program final project report. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. No. 2715. v + 108 p.

Chittenden, C.M., Sweeting, R., Neville, C.M., Young, K., Galbraith, M., Carmack, E., Vagle, S., Dempsey, M., Eert, J., and Beamish, R.J. 2018. Estuarine and marine diets of out-migrating Chinook Salmon smolts in relation to local zooplankton populations, including harmful blooms. Estuarine, Coast. Shelf Sci.200: 335–348.

Cohen, B.I. 2012a. The Uncertain Future of Fraser River Sockeye. Vol. 2: Causes of the Decline: Final Report. Commission of Inquiry into the Decline of Sockeye Salmon in the Fraser River (Canada). October 2012. Publishing and Depository Services, Public Works and Government Services Canada. Ottawa, ON. 236 p.

Cohen, B.I. 2012b. The uncertain future of Fraser River sockeye. Vol. 3: Recommendations, Summary, Process: Final Report. Commission of Inquiry into the Decline of Sockeye Salmon in the Fraser River (Canada). October 2012. Publishing and Depository Services, Public Works and Government Services Canada. Ottawa, ON. 233 p.

Comeau, L.A., Babarro, J.M.F., Riobó, P., Scarratt, M., Starr, M., and Tremblay, R. 2019. PSP-producing dinoflagellate *Alexandrium minutum* induces valve microclosures in the mussel *Mytilus galloprovincialis*. Aquaculture. 500: 407–413.

Coquereau, L., Jolivet, A., Hégaret, H., and Chauvaud, L. 2016. Short-Term Behavioural Responses of the Great Scallop *Pecten maximus* Exposed to the Toxic Alga *Alexandrium minutum* Measured by Accelerometry and Passive Acoustics. PLoS ONE. 11(8): e0160935.

Cormier, R., Kannen, A., Elliott, M., Hall, P., and Davies, I.M. 2013. Marine and Coastal Ecosystem-based risk management handbook. ICES Coop. Res. Rep. No. 317. 60 p.

COSEWIC. 2015. Instructions for the Preparation of COSEWIC Status Reports. Approved by COSEWIC in November 2015. 32 p.

Couture, J.Y., Levasseur, M., Bonneau, E., Desjardins, C., Sauvé, G., Bates, S.S., Léger, C., Gagnon, R., and Michaud, S. 2001. Spatial and temporal variation of domoic acid in molluscs and of *Pseudo-nitzschia* spp. blooms in the St. Lawrence from 1998 to 2000. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2375: vii + 24 p.

Crawford, D.W., Cefarelli, A.O., Wrohan, I.A., Wyatt, S.N., and Varela, D.E. 2018. Spatial patterns in abundance, taxonomic composition and carbon biomass of nano- and microphytoplankton in Subarctic and Arctic Seas. Prog. Oceanogr. 162: 132–159.

Cross, W.E. 1980. Studies near the Pond Inlet ice edge: underice biota at the ice edge and in adjacent fast ice areas during May–July 1979. LGL Limited, Toronto for Petro-Canada, Calgary. 65 p.

Cross, W.E. 1982. Under-Ice Biota at the Pond Inlet Ice Edge and in Adjacent Fast Ice Areas during Spring. Arctic. 35(1): 13–27.

Cross, W.E. 1987. Effects of Oil and Chemically Treated Oil on Primary Productivity of High Arctic Ice Algae Studied *in situ*. Arctic. 40(1): 266–276.

Cucci, T.L., Shumway, S.E., Newell, R.C., and Yentsch, C.M. 1985. A preliminary study of the effects of *Gonyaulax tamarensis* on feeding in bivalve molluscs. In: Anderson, D.M., White, A.W., and Baden, D.G. (Eds.). Toxic dinoflagellates. Elsevier, NY. 395–400.

Dahl, E., and Tangen, K. 1993. 25 years experience with *Gyrodinium aureolum* in Norwegian waters. In: Smayda, T.J., and Shimizu, Y. (Eds.). Toxic phytoplankton blooms in the sea. Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam. 15–21.

Danovaro, R., Carugati, L., Berzano, M., Cahill, A.E., Carvalho, S., Chenuil, A., Corinaldesi, C., Cristina, S., David, R., Dell'Anno, A., Dzhembekova, N., Gracés, E., Gasol, J.M., Goela, P., Féral, J.-P., Ferrera, I., Forster, R.M., Kurekin, A.A., Rastelli, E., Marinova, V., Miller, P.I., Moncheva, S., Newton, A., Pearman, J.K., Pitois, S.G., Reñé, A., Rodriguez-Ezpeleta, N., Saggiomo, V., Simis, S.G.H., Stefanova, K., Wilson, C., Martire, M.O., Greco, S., Cochrane, S.K.J., Mangoni, O., and Borja, A. 2016. Implementing and Innovating Marine Monitoring Approaches for Assessing Marine Environmental Status. Front. Mar. Sci. 3: 213.

Daoust, P.-Y, Couture, E.L., Wimmer, T., and Bourque, L. 2018. Incident Report: North Atlantic Right Whale Mortality Event in the Gulf of St. Lawrence, 2017. Collaborative Report Produced by: Canadian Wildlife Health Cooperative, Marine Animal Response Society, and Fisheries and Oceans Canada. 256 p.

Daugbjerg, N., and Vørs, N. 1994. Preliminary results from a small scale survey of marine protists from northern Basin in the vicinity of Igloolik Island June 1992. In: Research on Arctic biology. Curtis, M.A., and Petersen, G.H. (Eds.). Igloolik, Northwest Territories, Canada, June 8-July 8 1992, HCØ Tryk, Copenhagen. 1–46.

Davidson, K., Gowen, R.J., Tett, P., Bresnan, E., Harrison, P.J., McKinney, A., Milligan, S., Mills, D.K., Silke, J., and Crooks, A.-M. 2012. Harmful algal blooms: How strong is the evidence that nutrient ratios and forms influence their occurrence?. Estuar. Coast. Shelf Sci. 115: 399–413.

Davidson, V.M. 1931. Biological and oceanographic conditions in Hudson Bay. 5. The planktonic diatoms in Hudson Bay. Contrib. Can. Biol. Fish. 6(26): 497–509.

Dawson, J., Pizzolato, L., Howell, S.E.L., Copland, L., and Johnston, M.E. 2018. Temporal and Spatial Patterns of Ship Traffic in the Canadian Arctic from 1990 to 2015. Arctic. 71(1): 1–113.

Devred, E., Martin, J., Sathyendranath, S., Stuart, V., Horne, E., Platt, T., Forget, M.-H., and Smith, P. 2018. Development of a conceptual warning system for toxic levels of *Alexandrium fundyense* in the Bay of Fundy based on remote sensing data. Remote Sens. Environ. 211: 413–424.

DFO. 2000. Pacific Region 2000 Management Plan. Intertidal Clams (Manila, Littleneck, Butter, Razor & Varnish). Fisheries and Oceans Canada. Vancouver, BC. 27 p.

DFO. 2012. Evaluation of the Integrated Oceans Management Program. Evaluation Directorate. Project No. 6B135. Final Report. February 2012.

Diaz, R.J., and Rosenberg, R. 2008. Spreading Dead Zones and Consequences for Marine Ecosystems. Science. 321(5891): 926–929.

Dhifallah, F. 2019. Dinoflagellate communities in ports of high invasion risk of the Canadian Arctic. M.Sc. Thesis. Univeristé du Québec à Rimouski, QC. 83 p.

Doucette, G.J., Cembella, A.D., Martin, J.L., Michaud, J., Cole, T.V.N., and Rolland, R.M. 2006. Paralytic shellfish poisoning (PSP) toxins in North Atlantic right whales *Eubalaena glacialis* and their zooplankton prey in the Bay of Fundy, Canada. Mar. Ecol. Prog. Ser. 306: 303–313.

Dufour, R., Benoît, H., Castonguay, M., Chassé, J., Devine, L., Galbraith, P., Harvey, M., Larouche, P., Lessard, S., Petrie, B., Savard, L., Savenkoff, C., St-Amanad, L., and Starr, M. 2010. Ecosystem status and trends report: Estuary and Gulf of St. Lawrence ecozone. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2010/030. v + 187 p.

Dundas, I., Johannessen, O.M., Berge, G., and Heimdal, B. 1989. Toxic Algal Bloom in Scandinavian Waters, May–June 1988. Oceanography. 2(1): 9–14.

EMBL. 2019. European Molecular Biology Laboratory.

Earth, Ocean and Atmospheric Science (EOAS). 2020. The Phytoplankton Encyclopedia Project. *Cylindrotheca closterium*. Accessed on May 4, 2021.

Encyclopedia of Life (EOL). 2020. Rhizosolenia setigera. Accessed on May 4, 2021.

Evans, W., Pocock, K., Hare, A., Weekes, C., Hales, B., Jackson, J., Gurney-Smith, H., Mathis, J.T., Alin, S.R., and Feely, R.A. 2019. Marine CO_2 Patterns in the Northern Salish Sea. Front. Mar. Sci. 5: 536.

Feeley, R.A., Sabine, C.L., Hernandez-Ayon, J.M., Ianson, D., and Hales, B. 2008. Evidence for Upwelling of Corrosive "Acidified" Water onto the Continental Shelf. Science. 320(5882): 1490–1492.

Fernandes, L.F., Hubbard, K.A., Richlen, M.L., Smith, J., Bates, S.S., Ehrman, J., Léger, C., Mafra Jr., L.L., Kulis, D., Quilliam, M., Erdner, D., Libera, K., McCauley, L., and Anderson, D.M., 2014. Diversity and toxicity of the diatom *Pseudo-nitzschia* Peragallo in the Gulf of Maine, Northwestern Atlantic Ocean. Deep Sea Res. II. 103: 139–162.

Field, C.B., Behrenfeld, M.J., Randerson, J.T., and Falkowski, P. 1998. Primary Production of the Biosphere: Integrating Terrestrial and Oceanic Components. Science. 281(5374): 237–240.

Finch, S.C., Wilkins, A.L., Hawkes, A.D., Jensen, D.J., MacKenzie A.L., Beuzenberg, V., Quilliam, M.A., Olseng, C.D., Samdal, I.A., Aasen, J., Selwood, A.I., Cooney, J.M., Sandvik, M., and Miles, C.O. 2005. Isolation and identification of (44-*R*,*S*)-44,55- dihydroxyyessotoxin from *Protoceratium reticulatum*, and its occurrence in extracts of shellfish from New Zealand, Norway and Canada. Toxicon. 46(2): 160–170.

Fire, S.E., Pruden, J., Couture, D., Wang, Z., Bottein, M.-Y.D., Haynes, B.L., Knott, T., Bouchard, D., Lichtenwalner, A., and Wippelhauser, G. 2012. Saxitoxin exposure in an endangered fish: association of a shortnose sturgeon mortality event with a harmful algal bloom. Mar. Ecol. Prog. Ser. 460: 145–153.

Forbes, J.R., and Waters, R.E. 1993. Phytoplankton Species Composition and Abundance Along the Pacific Coast of Canada, 1979-1989. Vol 1: 1979-1984. Can. Data Rep. Hydrogr. Ocean Sci. 117(1): 212 p.

Foy, M.G., and Hsiao, S.I.C. 1976. Phytoplankton data from the Beaufort Sea, 1973 to 1975. Fish. Mar. Serv. Res. Dev. Tech. Rep. 617: 44 p.

Gibbard, J., and Naubert, J. 1948. Paralytic Shellfish Poisoning on the Canadian Atlantic Coast. Am. J. Public Health. 38: 550–553.

Gibbard, J., Collier, F.C., and Whyte, E.F. 1939. Mussel Poisoning. Can. Public Health J. 30(4): 193–197.

Glibert, P.M., and Burkholder, J.M. 2018. Causes of Harmful Algal Blooms. In: Shumway, S.E., Burkholder, J.M., and Morton, S.L. (Eds.). Harmful Algal Blooms: A Compendium Desk Reference. John Wiley & Sons Ltd. Hoboken, NJ. 1–38.

Glibert, P.M., Berdalet, E., Burford, M.A., Pitcher, G.C., and Zhou, M. 2018a. Global Ecology and Oceanography of Harmful Algal Blooms. Ecological Studies, Vol. 232. Springer International Publishing. Cham, Switzerland.

Glibert, P.M., Heil, C.A., Wilkerson, F.P., and Dugdale, R.C. 2018b. Nutrients and Harmful Algal Blooms: Dynamic Kinetics and Flexible Nutrition. In: Glibert, P.M., Berdalet, E., Burford, M.A., Pitcher, G.C., and Zhou, M. (Eds.). Global Ecology and Oceanography of Harmful Algal Blooms. Ecological Studies, Vol. 232. Springer International Publishing. Cham, Switzerland. 93–112.

GlobalHAB 2021. Global Harmful Algal Blooms. Science Overview. UNESCO/IOC Project Office for IODE. Accessed on May 4, 2021.

Goldsmit, J., Archambault, P., Chust, G., Villarino, E., Liu, G., Lukovich, J.V., Barber, D.G., and Howland, K.L. 2018. Projecting present and future habitat suitability of ship-mediated aquatic invasive species in the Canadian Arctic. Biol. Invasions. 20: 501–517.

Goldsmit, J., McKindsey, C., Archambault, P., and Howland, K.L. 2019. Ecological risk assessment of predicted marine invasions in the Canadian Arctic. PLoS ONE. 14(2): e0211815.

Goldsmit, J., McKindsey, C.W., Schlegel, R.W., Stewart, D.B., Archambault, P., and Howland, K.L. 2020. What and where? Predicting invasion hotspots in the Arctic marine realm. Global Change Biol. 26(9): 4752–4771.

Göröcs, Z., Tamamitsu, M., Bianco, V., Wolf, P., Roy, S., Shindo, K., Yanny, K., Wu, Y., Koydemir, H.C., Rivenson, Y., and Ozcan, A. 2018. A deep learning-enabled portable imaging flow cytometer for cost-effective, high-throughput, and label-free analysis of natural water samples. Light: Sci. Appl. 7(66).

Gosselin, S., Fortier, L., and Gagné, J.A. 1989. Vulnerability of marine fish larvae to the toxic dinoflagellate *Protogonyaulax tamarensis*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 57: 1–10.

Gower, J.F.R., and Borstad, G.A. 1991. The August/September red tide event on the west coast of Canada: satellite and aircraft observations. In: Forbes, J.R. (Ed.). Pacific coast research on toxic marine algae. Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean Sci. 135: 11–22.

Gracia, S., Roy, S., and Starr, M. 2013. Spatial distribution and viability of *Alexandrium tamarense* resting cysts in surface sediments from the St. Lawrence Estuary, Eastern Canada. Estuar. Coastal Shelf Sci. 121–122: 20–32.

Grainger, E.H., and Hsiao, S.I.C. 1982. A study of the ice biota of Frobisher Bay, Baffin Island 1979–1981. Can. Man. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1647: 1–128.

Grattan, L.M., Kaddis, L., Tracy, J.K., and Morris, J.G. 2021. Long Term Memory Outcome of Repetitive, Low-Level Dietary Exposure to Domoic Acid in Native Americans. Int. J. Environ. Res. Public Health. 18(8): 3955.

Grøntved, J., and Seidenfaden, G. 1938. The phytoplankton of the Waters West of Greenland (The Godthaab Expedition 1928). Medd. Grønl. 82: 380 p.

Guallar, C., Bacher, C., and Chapelle, A. 2017. Global and local factors driving the phenology of *Alexandrium minutum* (Halim) blooms and its toxicity. Harmful Algae. 67: 44–60.

Haberkorn, H., Lambert, C., Le Goïc, N., Moal, J., Suquet, M., Guéguen, M., Sunila, I., and Soudant, P. 2010. Effects of *Alexandrium minutum* exposure on nutrition-related processes and reproductive output in oysters *Crassostrea gigas*. Harmful Algae. 9(5): 427–439.

Haberkorn, H., Tran, D., Massabuau, J.-C., Ciret, P., Savar, V., and Soudant, P. 2011. Relationship between valve activity, microalgae concentration in the water and toxin accumulation in the digestive gland of the Pacific oyster *Crassostrea gigas* exposed to *Alexandrium minutum*. Mar. Pollut. Bull. 62(6): 1191–1197.

Haigh, N. 2017. HAMP Harmful Plankton Handbook. Microthalassia Publishers, Nanaimo, BC. 57 p.

Haigh, N., and Esenkulova, S. 2014. Economic losses to the British Columbia salmon aquaculture industry due to harmful algal blooms, 2009–2012. In: Trainer, V.L., and Yoshida, T. (Eds.). Proceedings of the Workshop on Economic Impacts of Harmful Algal Blooms on Fisheries and Aquaculture. PICES Sci. Rep. No. 47: 2–6.

Haigh, N., Esenkulova, S., Pudota, J., Pearce, C.M., Keddy, L.J., Tabata, A., and Miller, K.M. 2015. First confirmed report of fish-killing *Pseudochattonella* species (Dictyochophyceae) on the west coast of Canada. In: MacKenzie, A.L. (Ed.). Marine and Freshwater Harmful Algae. Proceedings of the 16th International Conference on Harmful Algae, Wellington, New Zealand 27th-31st October 2014. Cawthron Institute, Nelson, New Zealand and International Society for the Study of Harmful Algae. 270–273.

Haigh, N., and Taylor, F.J.R. 1990. Distribution of potentially harmful phytoplankton species in the northern Strait of Georgia, British Columbia. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47: 2339–2350.

Hallegraeff, G.M. 1993. A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. Phycologia. 32(2): 79–99.

Hallegraeff, G.M., Anderson, D.M., Belin, C., Bottein, M.-Y.D., Bresnan, E., Chinain, M., Enevoldsen, H., Iwataki, M. Karlson, B., McKenzie, C.H., Sunesen, I., Pitcher, G.C., Provoost, P., Richardson, A., Schweibold, L., Tester, P.A., Trainer, V.L., Yñiguez, A.T., and Zingone, A. 2021a. Perceived global increase in algal blooms is attributable to intensified monitoring and new impacts. Nature. Commun. Earth Environ. 2(117).

Hallegraeff, G. Enevoldsen, H., and Zingone, A. 2021b. Global harmful algal bloom status reporting. Harmful Algae. 102: 101992.

Hallegraeff, G.M., Aligizaki, K., Amzil, Z., Andersen, P., Anderson, D.M., Arneborg, L., Azanza, R.V., Bates, S.S., Benico, G., Bottein, M.-Y.D., Bresnan, E., Arevalo, F., Belin, C., Branco, M.A.C., Carbonell, D.J., Cembella, A.D., Chinain, M., Clarke, D., Correa, J., Davidson, K., Dhanji-Rapkova, M., Dai, X., Darius, H.T., Eikrem, W., Enevoldsen, H., Escalera, L., Farrell, H., Fensin, E., Fernandez Lozano, R., Fernández-Tejedor, M., Gatti, C.M., Gobler, C.J., Guðfinnsson, H., Haigh, N., Hay, B., Hoeglund, A.E., Howland, K.L., Hubbard, K.A, Ismael, A., Iwataki, M., Jaffrezic, E., Jipanin, S.J., John, U., Karlson, B., Klemm, K., Kobos, J., Kulis, D.M., Landsberg, J.H, Laza-Martinez, A., Leaw, C.P., Lefebvre, K.A., Lehtinen, S., Lemoine, M., Lewis, A.M., Lewis, N.I., Lim, W.A., Lim, P.T., Locke, A., Louw, D.C., Lu, D., Lundholm, N., MacKenzie, L., Mancera-Pineda, J.E., McKenzie, C.H., Menendez, L.M., Martin, J.L., Maskrey, B.H., Mazur-Marzec, H., McKinney, A., Mendez, S.M., Montresor, M., Mozetič, P., Naustvoll, L., Orlova, T., Pazos, Y., Peña, A., Pitcher, G.C., Poelman, M., Poulin, M., Provoost, P., De Rijcke, M., Quod, J.-P., Revilla, M., Rhodes, L., Richlen, M.L., Rochon, A., Rourke, W.A., Sakamoto, S., Scarratt, M.G., Schweibold, L., Siano, R., Silva, A., Smith, J.L., Solow, A.R., Soudant, D., Suikkanen, S., Sunesen, I., Swan, S., Starr, M., Taş, S., Totti, C., Tester, P.A., Trainer, V.L., Turner, A.D., Wells, T., West, J.J., Yñiguez, A.T., and Zingone, A. 2021c. Global HAB Status Report. A Scientific Summary for Policy Makers. Hallegraeff, G.M., Enevoldsen, H., and Zigone, A. (Eds). Paris, UNESCO. IOC Information Document, 1399. 13 p.

Hallegraeff, G.M., Schweibold, L., Jaffrezic, E., Rhodes, L., MacKenzie, L., Hay, B., and Farrell, H. 2021d. Overview of Australian and New Zealand harmful algal species occurrences and their societal impacts in the period 1985 to 2018, including a compilation of historic records. Harmful Algae. 102: 101848.

Hamer, A., Martin, J.L., Robinson, S., Page, F., Hill, B., Powell, F., and Justason, A. 2012. Spatial and temporal trends in paralytic shellfish poisoning levels in the soft shell clam, *Mya arenaria*, along the southwestern coast of New Brunswick in the Bay of Fundy. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2982: viii + 97 p.

Hansen, L.R., Soylu, S.I., Kotaki, Y., Moestrup, Ø., and Lundholm, N. 2011. Toxin production and temperature-induced morphological variation of the diatom *Pseudo-nitzschia seriata* from the Arctic. Harmful Algae. 10: 689–696.

Harðardóttir, S., Pančić, M., Tammilehto, A., Krock, B., Møller, E.F., Nielsen, T.G., and Lundholm, N. 2015. Dangerous Relations in the Arctic Marine Food Web: Interactions between Toxin Producing *Pseudo-nitzschia* Diatoms and *Calanus* copepodites. Mar. Drugs. 13(6): 3809–3835.

Harrison, P.J., Thompson, P.A., Guo, M., and Taylor, F.J.R. 1993. Effects of light, temperature and salinity on the growth rate of harmful marine diatoms, *Chaetoceros convolutus* and *C. concavicornis* that kill netpen salmon. J. Appl. Phycol. 5: 259–265.

Harvey, M., Therriault, J.-C., and Simard, N. 1997. Late-summer distribution of phytoplankton in relation to water mass characteristics in Hudson Bay and Hudson Strait (Canada). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54(8): 1937–1952.

Haya, K., Martin, J.L., Waiwood, B.A., Burridge, L.E., Hungerford, J.M., and Zitko, V. 1990. Identification of paralytic shellfish toxins in mackerel from southwest Bay of Fundy, Canada. In: Toxic marine phytoplankton. Granéli, E., Sundström, B., Edler, L., and Anderson, D.M. (Eds.). Elsevier Science Publishing Co., Inc. New York. 350–355.

Heath, W., and Lindsay, J.G. 1993. Red algal blooms: effects on shellfish farming in British Columbia and steps to prevent shellfish losses. British Columbia Aquaculture Industry Report No. 93–02. 14 p.

Hégaret, H., Wikfors, G.H., and Shumway, S.E. 2007. Diverse feeding responses of five species of bivalve mollusc when exposed to three species of harmful algae. J. Shellfish Res. 26(2): 549–559.

Hégaret, H., Brokordt, K.B., Gaymer, C.F., Lohrmann, K.B., García, C., and Varela, D. 2012. Effects of the toxic dinoflagellate *Alexandrium catenella* on histopathogical and escape responses of the Northern scallop *Argopecten purpuratus*. Harmful Algae. 18: 74–83.

Hillebrand, H., Steinert, G., Boersma, M., Malzahn, A.M., Meunier, C.L., Plum, C., and Ptacnik, R. 2013. Goldman revisited: Faster-growing phytoplankton has lower N : P and lower stoichiometric flexibility. Limnol. Oceanogr. 58(6): 2076–2088.

Hinder, S.L., Hays, G.C., Edwards, M., Roberts, E.C., Walne, A.W., and Gravenor, M.B. 2012. Changes in marine dinoflagellate and diatom abundance under climate change. Nature Clim. Change. 2: 271–275.

Hiolski, E.M., Kendrick, P.S., Frame, E.R., Myers, M.S., Bammler, T.K., Beyer, R.P., Farin, F.M., Wilkerson, H., Smith, D.R., Marcinek, D.J., and Lefebvre, K.A. 2014. Chronic low-level domoic acid exposure alters gene transcription and impairs mitochondrial function in the CNS. Aquat. Toxicol. 155: 151–159.

Hockin, J., White, D., Spencer, K., Power, G., and Reid, J. 1983. Paralytic shellfish poisoning – first cases in Newfoundland. Can. Dis. Wkly. Rep. Vol. 9–7. Health and Welfare Canada.

Hoover, C., Ostertag, S., Hornby, C., Parker, C., Hansen-Craik, K., Loseto, L., and Pearce, T. 2016. The Continued Importance of Hunting for Future Inuit Food Security. Solutions. 6(4): 40–51.

Hopcroft, R. 2016. Diet, Tidal and Vertical Variations of Phytoplankton and its Environment in Frobisher Bay, Canada, 1980 and 1981. Conservation of Arctic Flora and Fauna. Occurrence dataset. Accessed on May 4, 2021.

Hopky, G.E., Lawrence, M.J., McRae, S.M., and Chiperzak, D.B. 1994a. NOGAP B.2; List of Scientific Names of Algae, Invertebrates, and Vertebrates Captured Under NOGAP Subprojects B.2.1 and B.2.3, 1984 to 1988. Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 924: iv + 76 p.

Hopky, G.E., Lawrence, M.J., Chiperzak, D.B., and McRae, S.M. 1994b. NOGAP B2; Data on *In Situ* Water Irradiance, Temperature and Fluorescence, Solar Irradiance, and Ice Algae and Related Parameters from the Canadian Beaufort Sea Shelf, 1985 to 1988. Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 934: v + 112 p.

Hsiao, S.I.C. 1976. Biological Productivity of the Southern Beaufort Sea: phytoplankton and seaweed studies. Beaufort Sea Tech. Rep. No. 12c. Beaufort Sea Project. Dept. of the Environment. Victoria, BC. 99 p.

Hsiao, S.I.C. 1979a. Sea ice microalgal data from Eclipse Sound 1976 and 1977. Fish. Mar. Serv. Data Rep. 131: 34 p.

Hsiao, S.I.C. 1979b. Sea ice microalgal data from the Eskimo Lakes, 1972 to 1974. Fish. Mar. Serv. Data Rep. 146: 43 p.

Hsiao, S.I.C. 1979c. Phytoplankton and sea ice microalgal data from Frobisher Bay, 1971 to 1978. Fish. Mar. Serv. Data Rep. 155: 82 p.

Hsiao, S.I.C. 1980. Quantitative Composition, Distribution, Community Structure and Standing Stock of Sea Ice Microalgae in the Canadian Arctic. Arctic. 33(4): 768–793.

Hsiao, S.I.C. 1983. A checklist of marine phytoplankton and sea ice microalgae recorded from Arctic Canada. Nova Hedwigia. 37(2/3): 225–313.

Hsiao, S.I.C. 1985. The Growth of Arctic Marine Phytoplankton in Frobisher Bay. Arctic. 38(1): 31–38.

Hsiao, S.I.C., and Pinkewycz, N. 1983. Phytoplankton data from Frobisher Bay, 1979 to 1981. Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 419: iv + 37 p.

Hsiao, S.I.C., and Pinkewycz, N. 1984. Surface phytoplankton from 1982 cruises in Frobisher Bay. Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 482: v + 46 p.

Hsiao, S.I.C., and Pinkewycz, N. 1985a. Arctic marine phytoplankton contributed to the sediments in Frobisher Bay. Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 539: v + 106 p.

Hsiao, S.I.C., and Pinkewycz, N. 1985b. Phytoplankton data from a 1976 cruise in Frobisher Bay. Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 575: iv + 212 p.

Hsiao, S.I.C., and Pinkewycz, N. 1987. Phytoplankton data from western Baffin Bay and adjacent waters. Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 674: iv + 55 p.

Hsiao, S.I.C., and Trucco, R. 1980. Phytoplankton. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1557: 17–49.

Hsiao, S.I.C., Foy, M.G., and Kittle, D.W. 1977. Standing stock, community structure, species composition, distribution, and primary production of natural phytoplankton in the southern Beaufort Sea. Can. J. Bot. 55: 685–694.

Hsiao, S.I.C., Pinkewycz, N., Mohammed, A.A., and Grainger, E.H. 1984. Sea ice biota and under-ice plankton from southeastern Hudson Bay in 1983. Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 494: iv + 49.

ICES. 2010. Report of the Workshop on harmful phytoplankton that could potentially be transported or introduced by ballast water (WKHABAL). 14–15 October 2010. ICES Headquarters, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2010/ACOM:67. 31 p.

ICES. 2014. Report of the Joint Rijkswaterstaat/DFO/ICES Workshop: Risk Assessment for Spatial Management (WKRASM). 24–28 February 2014. Amsterdam, the Netherlands. ICES CM 2014/SSGHIE:01.

IEC/ISO. 2009. Risk Management – Risk Assessment Techniques. International Organization for Standardization. IEC/ISO 31010:2009. 176 p.

IPHAB XIII. 2017. Intergovernmental Oceanographic Commission (IOC). Thirteenth Session of the IOC Intergovernmental Panel on Harmful Algal Blooms. SCOR-IOC GlobalHAB program. Progress Report 2015-2017.

Joli, N., Gosselin, M., Ardyna, M., Babin, M., Onda, D.F., Tremblay, J.-E., and Lovejoy, C. 2018. Need for focus on microbial species following ice melt and changing freshwater regimes in a Janus Arctic Gateway. Sci. Rep. 8: 9405.

Joh, Y., and Di Lorenzo, E. 2017. Increasing Coupling Between NPGO and PDO Leads to Prolonged Marine Heatwaves in the Northeast Pacific. Geophys. Res. Lett. 44(22). 11663–11671.

Joy, R., Tollit, D., Wood, J., MacGillivray, A., Li, Z., Trounce, K., and Robinson, O. 2019. Potential Benefits of Vessel Slowdowns on Endangered Southern Resident Killer Whales. Front. Mar. Sci. 6: 344.

Kaczmarska, I., and Ehrman J.M. 2015. High colonization and propagule pressure by ship ballast as a vector for the diatom genus *Pseudo-nitzschia*. Manage. Biol. Invasions. 6(1): 31–43.

Kaczmarska, I., LeGresley, M.M., Martin, J.L., and Ehrman, J. 2005. Diversity of the diatom genus *Pseudo-nitzschia* Peragallo in the Quoddy Region of the Bay of Fundy, Canada. Harmful Algae. 4(1): 1–19.

Kaczmarska, I., Martin, J.L., Ehrman, J.M., and LeGresley, M.M. 2007. *Pseudo-nitzschia* species population dynamics in the Quoddy Region, Bay of Fundy. Harmful Algae. 6(6): 861–874.

Kaczmarska, I., Reid, C., Martin, J.L., and Moniz, M.B., 2008. Morphological, biological and molecular characteristics of the diatom *Pseudo-nitzschia delicatissima* from the Canadian Maritimes. Botany. 86(7): 763–772.

Karlson, B., Andersen, P., Arneborg, L., Cembella, A., Eikrem, W., John, U., West, J.J., Klemm, K., Kobos, J., Lehtinen, S., Lundholm, N., Mazur-Marzec, H., Naustvoll, L., Poelman, M., Provoost, P., De Rijcke, M., and Suikkanen, S. 2021. Harmful algal blooms and their effects in coastal seas of Northern Europe. Harmful Algae. 102: 101989.

Kemp, W.M., Testa, J.M., Conley, D.J., Gilbert, D., and Hagy, J.D. 2009. Temporal responses of coastal hypoxia to nutrient loading and physical controls. Biogeosciences. 6(12): 2985–3008.

Keppler, C.J., Hoguet, J., Smith, K., Ringwood, A.H., and Lewitus, A.J. 2005. Sublethal effects of the toxic alga *Heterosigma akashiwo* on the southeastern oyster (*Crassostrea virginica*). Harmful Algae. 4(2): 275–285.

Kikuchi-Kawanobe, K., and Kudoh, S. 1995. Species composition of ice algal assemblages in Saroma Ko lagoon and Resolute Passage, 1992. Proc. NIPR Symp. Polar Biol. 8: 59–63.

Kim, H., Spivack, A.J., and Menden-Deuer, S. 2013. pH alters the swimming behaviors of the raphidophyte *Heterosigma akashiwo*: Implications for bloom formation in an acidified ocean. Harmful Algae. 26: 1–11.

Klein, G., MacIntosh K., Kaczmarska I., and Ehrman, J.M. 2010. Diatom survivorship in ballast water during trans-Pacific crossings. Biol. Invasions. 12(5): 1031–1044.

Kudela, R.M., Howard, M.D.A., Jenkins, B.D., Miller, P.E., and Smith, G.J. 2010. Using the molecular toolbox to compare harmful algal blooms in upwelling systems. Progr. Oceanogr. 85(1–2): 108–121.

Lackey, J.B., and Clendenning, K.A. 1963. A possible fish-killing yellow tide in California waters. Quart. J. Florida Acad. Sci. 26: 263–268.

Laget, F. 2017. Transport d'espèces de dinoflagellés potentiellement non-indigènes dans l'arctique canadien, suite au déversement des eaux de ballast par un navire domestique. M.Sc. Thesis. Université du Québec à Rimouski, QC. 138 p.

Lancelot, C., Staneva, J., Van Eeckhout, D., Beckers, J.-M., and Stanev, E. 2002. Modelling the Danube-influenced North-western Continental Shelf of the Black Sea. II: Ecosystem Response to Changes in Nutrient Delivery by the Danube River after its Damming in 1972. Estuar. Coast. Shelf Sci. 54(3): 473–499.

Landsberg, J.H. 2002. The Effects of Harmful Algal Blooms on Aquatic Organisms. Rev. Fish. Sci. 10(2): 113–390.

Lassus, P., Chomérat, N., Hess, P., and Nézan, E. 2016. Toxic and harmful microalgae of the world ocean/Micro-algues toxiques et nuisibles de locéan mondial. Denmark, International Society for the Study of Harmful Algae/Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO. IOC Manuals and Guides. 68 p.

Lefebvre, K.A., Frame, E.R., and Kendrick, P.S. 2012. Domoic acid and fish behavior: A review. Harmful Algae. 13: 126–130.

Lefebvre, K.A., Kendrick, P.S., Ladiges, W., Hiolski, E.M., Ferriss, B.E., Smith, D.R., and Marcinek, D.J. 2017. Chronic low-level exposure to the common seafood toxin domoic acid causes cognitive deficits in mice. Harmful Algae. 64: 20–29.

Lefebvre, K.A., Quakenbush, L., Frame, E., Huntingdon, K.B., Sheffield, G., Stimmelmayr, R., Bryan, A., Kendrick, P., Ziel, H., Goldstein, T., Snyder, J.A., Gelatt, T., Gulland, F., Dickerson, B., and Gill, V. 2016. Prevalence of algal toxins in Alaskan marine mammals foraging in a changing arctic and subarctic environment. Harmful Algae. 55: 13–24.

Lefebvre, K.A., Robertson, A., Frame, E.R., Colegrove, K.M., Nance, S., Baugh, K.A., Wiedenhoft, H., and Gulland, F.M.D. 2010. Clinical signs and histopathology associated with domoic acid poisoning in northern fur seals (*Callorhinus ursinus*) and comparison of toxin detection methods. Harmful Algae. 9(4): 374–383.

Lefebvre, K.A., Trainer, V.L., and Scholz, N.L. 2004. Morphological abnormalities and sensorimotor deficits in larval fish exposed to dissolved saxitoxin. Aquat. Toxicol. 66(2): 159–170.

Legrand, C., Rengefors, K., Fistarol, G.O., and Granéli, E. 2003. Allelopathy in phytoplankton - biochemical, ecological and evolutionary aspects. Phycologia. 42(4): 406–419.

Levasseur, M., Couture, J.-Y., Weise, A.M., Michaud, S., Elbrächter, M., Sauvé, G., and Bonneau, E. 2003. Pelagic and epiphytic summer distributions of *Prorocentrum lima* and *P. mexicanum* at two mussel farms in the Gulf of St. Lawrence, Canada. Aquat. Microb. Ecol. 30: 283–293.

Lewis, N.I., Wolny, J.L., Achenbach, J.C., Ellis, L., Pitula, J.S., Rafuse, C., Rosales, D.S., and McCarron, P. 2018. Identification, growth and toxicity assessment of *Coolia Meunier* (Dinophyceae) from Nova Scotia, Canada. Harmful Algae. 75: 45–56.

Lovejoy, C., Legendre, L., Martineau, M.-J., Bâcle, J., and von Quillfeldt, C.H. 2002. Distribution of phytoplankton and other protists in the North Water. Deep Sea Res. II: Top. Studies Oceanogr. 49(22–23): 5027–5047.

Lowry, R.K., and Harbour, D. 2004. Phytoplankton abundance at station DI182_11864#61. PANGAEA - Publishing Network for Geoscientific and Environmental Data. Occurrence dataset. Accessed on May 4, 2021.

Lundholm, N., Moestrup, Ø., Hasle, G.R., and Hoef-Emden, K. 2003. A study of the *Pseudo-nitzschia pseudodelicatissima/cuspidata* complex (Bacillariophyceae): What is *P. pseudodelicatissima*? J. Phycol. 39(4): 797–813.

MacLaren Atlantic Limited. 1977. Report on primary data collected for the 1977 Davis Strait biological program and analysed prior to December, 1977 for Imperial Oil Ltd., Aquitaine Co. of Canada Ltd. and Canada Cities Services Ltd. Arctic Petroleum Operators Association Project 138. 310 p.

MacLaren Atlantic Limited. 1978. Appendix to report on biological studies, offshore cruises 77-2 and 77-3, April – June, 1977 in the Davis Strait for Imperial Oil Ltd., Aquitaine Co. of Canada Ltd. and Canada Cities Services Ltd. Arctic Petroleum Operator's Project 134. 203 p.

MacLaren Marex Inc. 1979a. Report on Cruise 78-1: environmental studies in the pack ice zone of Davis Strait for Esso Resources Ltd., Aquitaine Co. of Canada Ltd. and Canada Cities Services Ltd. Arctic Petroleum Operators Association Project 146. 282 p.

MacLaren Marex Inc. 1979b. Appendix to report on Cruise 78-1: environmental studies in the pack ice zone of Davis Strait for Esso Resources Canada Ltd., Aquitaine Co. of Canada Ltd. and Canada Cities Services Ltd. Arctic Petroleum Operators Association Project 146. 339 p.

Mann, A. 1925. The marine diatoms of the Canadian Arctic Expedition, 1913-18. In: Report of the Canadian Arctic Expedition 1913-18. Vol. IV: Botany, Part F: Marine diatoms. F.A. Acland, Ottawa. 3–32.

Mardones, J.I., Dorantes-Aranda, J.J., Nichols, P.D., and Hallegraeff, G.M. 2015. Fish gill damage by the dinoflagellate *Alexandrium catenella* from Chilean fjords: Synergistic action of ROS and PUFA. Harmful Algae. 49: 40–49.

Marliave, J.B., Gibbs, C.J., Gibbs, D.M., Lamb, A.O., and Young, S.J.F. 2011. Biodiversity stability of shallow marine benthos in Strait of Georgia, British Columbia, Canada through climate regimes, overfishing and ocean acidification. In: Grillo, O., and Venora, G. (Eds.). Biodiversity Loss in a Changing Planet. Tech. Open Access Publisher. Croatia. 49–74.

Martin, J.L., and Richard, D. 1996. Shellfish toxicity from the Bay of Fundy, eastern Canada: 50 years in retrospect. In: Yasumoto, T., Oshima, Y., and Fukuyo, Y. (Eds.). Harmful and toxic algal blooms. Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO. Paris. 3–6.

Martin, J.L., and White, A.W. 1988. Distribution and Abundance of the Toxic Dinoflagellate *Gonyaulax excavata* in the Bay of Fundy. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45(11): 1968–1975.

Martin, J.L., and Wildish, D.J. 1994. Temporal and spatial dynamics of *Alexandrium fundyense* cysts during 1981–83 and 1992 in the Bay of Fundy. In: Forbes, J.R. (Ed.). Proceedings of the Fourth Canadian Workshop on Harmful Marine Algae. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2016: 22–24.

Martin, J.L., Hastey, C.D., LeGresley, M.M., and Page, F.H. 2007a. Temporal and spatial characteristics of the ciliate *Mesodinium rubrum* in the Western Isles region of the Bay of Fundy. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2714: iii + 27 p.

Martin, J.L., Hastey, C.D., LeGresley, M.M., and Page, F.H. 2007b. Temporal and spatial characteristics of the diatom *Eucampia zodiacus* in the Western Isles region of the Bay of Fundy. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2705: iii + 22 p.

Martin, J.L. and LeGresley, M.M. 2014. Phytoplankton monitoring in the Western Isles region of the Bay of Fundy during 2003-2006. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3100: 190 p.

Martin, J.L., LeGresley, M.M., and Gidney, M.E. 2014a. Phytoplankton monitoring in the Western Isles region of the Bay of Fundy during 2007-2013. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3105: v + 262.

Martin, J.L., LeGresley, M.M., and Hanke, A.R. 2014b. Thirty years – *Alexandrium fundyense* cyst, bloom dynamics and shellfish toxicity in the Bay of Fundy, eastern Canada. Deep Sea Res. II: Top. Studies Oceanogr. 103: 27–39.

Martin, J.L., Haya, K., Burridge, L.E., and Wildish, D.J. 1990. *Nitzschia pseudodelicatissima* – a source of domoic acid in the Bay of Fundy, eastern Canada. Mar. Ecol. Prog. Ser. 67(2): 177–182.

Martin, J.L, LeGresley, M.M., and Richard, D.J.A. 1998. Toxic phytoplankton, PSP and ASP toxicity data during the years 1988–1996 from the southwest Bay of Fundy, eastern Canada. In: Reguera, B., Blanco, J., Fernández, M.L., and Wyatt, T. (Eds.). Harmful Algae. International Oceanographic Commission of UNESCO. 233–234.

Martin, J.L., LeGresley, M.M., Hanke, A.S., and Page, F.H. 2008. *Alexandrium fundyense* – red tides, PSP shellfish toxicity, salmon mortalities and human illnesses in 2003-04 – before and after. Proceedings of the 12th International Conference on Harmful Algae. International Society for the Study of Harmful Algae and Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO. Copenhagen. 206–208.

Martin, J.L., Hanke, A.R., and LeGresley, M.M. 2009. Long term phytoplankton monitoring, including harmful algal blooms, in the Bay of Fundy, eastern Canada. J. Sea Res. 61(1–2): 76–83.

Mat, A.M., Perrigault, M., Massabuau, J.-C., and Tran, D. 2016. Role and expression of *cry1* in the adductor muscle of the oyster *Crassostrea gigas* during daily and tidal valve activity rhythms. Chronobiol. Int. 33(8): 949–963.

Mather, L., MacIntosh, K., Kaczmarska, I., Klein, G., and Martin, J.L. 2010. A checklist of diatom species reported (and presumed native) from Canadian coastal waters. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2881: iii + 78.

McCabe, R.M., Hickey, B.M., Kudela, R.M., Lefebvre, K.A., Adams, N.G., Bill, B.D., Gulland, F.M.D., Thomson, R.E., Cochlan, W.P., and Trainer, V.L. 2016. An unprecedented coastwide toxic algal bloom linked to anomalous ocean conditions. Geophys. Res. Lett. 43(19): 10366–10376.

McIntyre L., Cassis D., and Haigh N. 2013. Formation of a Volunteer Harmful Algal Bloom Network in British Columbia, Canada, Following an Outbreak of Diarrhetic Shellfish Poisoning. Mar. Drugs. 11(11): 4144–4157.

McKenzie, C.H. 1996. Harmful Marine Algae Research in Newfoundland – Past, Present, and Future (extended abstract). In: Penney, R.W. (Ed.). Proceedings of the Fifth Canadian Workshop on Harmful Marine Algae. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2138: 115–116.

McKenzie, C.H. 2006. Dynamics of *Prorocentrum lima* on mussel ropes and the implications for economic impact and site management. Poster presentation. 12th International Conference on Harmful Algae. September 4–8, 2006. Copenhagen, Denmark. 238 p.

McKenzie, C.H., and Martin, J.L. 2018. Canadian HAB Scientists Hold Workshop to Establish National Priorities and Develop Research Network. Harmful Algae News. An IOC Newsletter on Toxic Algae and Algal Blooms. No. 60. p. 19.

McKenzie, C.H., and Schwinghamer, P. 1994. *Alexandrium* cyst distribution in sediments collected from shellfish aquaculture sites in Atlantic Canada (Newfoundland). In: Forbes, J.R. (Ed.). Proceedings of the Fourth Canadian Workshop on Harmful Marine Algae. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2016: 26.

McKenzie, C.H., Paranjape, M., Gilgan, M.W., Powell, C., and Quilliam, M.A. 1994. A *Dinophysis norvegica* bloom and its implications in the occurrence of a diarrhetic shellfish poisoning episode in mussels from Newfoundland during the late Autumn in 1993. In: Forbes, J.R. (Ed.). Proceedings of the Fourth Canadian Workshop on Harmful Marine Algae. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2016: p. 26.

McKenzie, C.H., Hatfield, E.A., Harper, F.M, Thompson, R.J., and Parrish C.C. 1998. *Alexandrium fundyense* hypnozygote morphology – implications for encystment and excystment of the vegetative cell. In: Reguera, B., Blanco, J., Fernández, M.L., and Wyatt, T. (Eds.). Harmful Algae. Xunta de Galicia and the Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, Paris. 165–166.

McKenzie, C.H., Bates, S.S., Martin, J.L., Haigh, N., Howland, K.L., Lewis, N.I., Locke, A., Peña, A., Poulin, M., Rochon, A., Rourke, W.A., Scarratt, M.G., Starr, M., and Wells, T. 2021. Three decades of Canadian marine harmful algal events: phytoplankton and phycotoxins of concern to human and ecosystem health. Harmful Algae. 102: 101852.

McLaughlin, F., Carmack, E., O'Brien, M., Bacle, J., Gatien, G., Tuele, D., White, L., Moody, G., Balsom, A., and Corkum, M. 2009. Physical and Chemical Data from the Beaufort Sea and Western Canadian Arctic Archipelago, September 2 to 16, 2000. Can. Data Rep. Hydrogr. Ocean Sci. 180: viii + 167 p.

Medcof, J., Leim, A., Needler, A.B., Needler, A., Gibbard, J., and Naubert, J. 1947. Paralytic shellfish poisoning on the Canadian Atlantic coast. Fish. Res. Board Can. Bull. 75: 32 p.

Miesner, A.K., Lundholm, N., Krock, B., and Nielsen, T.G. 2016. The effect of *Pseudo-nitzschia seriata* on grazing and fecundity of *Calanus finmarchicus* and *Calanus glacialis*. J. Plankton Res. 38(3): 564–574.

Moestrup, Ø., Akselmann-Cardella, R., Fraga, S., Hoppenrath, M., Iwataki, M., Komárek, J., Larsen, J., Lundholm, N., and Zingone, A. 2009. IOC-UNESCO Taxonomic Reference List of Harmful Micro Algae.

Montie, E.W., Wheeler, E., Pussini, N., Battey, T.W.K., Van Bonn, W., and Gulland, F. 2012. Magnetic resonance imaging reveals that brain atrophy is more severe in older California sea lions with domoic acid toxicosis. Harmful Algae. 20: 19–29.

Moore, S.K., Mantua, N.J., Hickey, B.M., and Trainer, V.L. 2009. Recent trends in paralytic shellfish toxins in Puget Sound, relationships to climate, and capacity for prediction of toxic events. Harmful Algae. 8(3): 463–477.

MPO. 2007. Pour un nouveau cadre scientifique écosystémique en faveur d'une gestion intégrée. Pêches et des Océans Canada. Direction générale des communications. Ottawa, ON. MPO/2007–1296. 16 p.

MPO. 2011. Programme de rétablissement des épaulards résidents (*Orcinus orca*) du nord et du sud au Canada. Série de Programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril, Pêches et Océans Canada, Ottawa, ix + 85 p.

MPO. 2014. Avis scientifique découlant de l'évaluation nationale du risque d'introduction au Canada d'espèces aquatiques non indigènes par les eaux de ballast. Secr. can. de consult. sci. du MPO Avis sci. 2013/064.

MPO. 2018. Plan ministériel 2018–2019. Pêches et des Océans Canada. Direction générale des communications. Ottawa, ON. 48 p.

Mucci, A., Levasseur, M., Gratton, Y., Martias, C., Scarratt, M., Gilbert, D., Tremblay, J.-E., Ferreyra, G., and Lansard, B. 2018. Tidally induced variations of pH at the head of the Laurentian Channel. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 75(7): 1128–1141.

Mudie, P.J., Rochon, A., and Levac, E. 2002. Palynological records of red tide-producing species in Canada: past trends and implications for the future. Palaeogeog., Palaeoclim., Palaeoecol. 180(1–3): 159–186.

Mundy, C.J., Gosselin, M., Ehn, J.K., Belzile, C., Poulin, M., Alou, E., Roy, S., Hop, H., Lessard, S., Papakyriakou, T.N., Barber, D.G., and Stewart, J. 2011. Characteristics of two distinct high-light acclimated algal communities during advanced stages of sea ice melt. Polar Biol. 34: 1869–1886.

Murakami, M., Makabe, K., Yamaguchi, K., Konosu, S., and Walchli. M.R. 1988. Goniodomin a, a novel polyether macrolide from the dinoflagellate *Goniodoma pseudogoniaulax*. Tetrahedron Lett. 29(10): 1149–1152.

Murray, S., and Hallegraeff, G. 2018. Harmful Algae Introductions: Vectors of Transfer, Mitigation, and Management. In: Shumway, S.E., Burkholder, J.M., and Morton, S.L. (Eds.). Harmful Algal Blooms: A Compendium Desk Reference. John Wiley & Sons Ltd., Hoboken, NJ. 493–506.

Murray, S.A., Kohli, G.S., Farrell, H., Spiers, Z.B., Place, A.R., Dorantes-Aranda, J.J., and Ruszczyk, J. 2015. A fish kill associated with a bloom of *Amphidinium carterae* in a coastal lagoon in Sydney, Australia. Harmful Algae. 49: 19–28.

Nagai, K., Honjo, T., Go, J., Yamashita, H., and Oh, S.J. 2006. Detecting the shellfish killer *Heterocapsa circularisquama* (Dinophyceae) by measuring bivalve valve activity with a Hall element sensor. Aquaculture. 255(1–4): 395–401.

Natsuike, M., Nagai, S., Matsuno, K., Saito, R., Tsukazaki, C., Yamaguchi, A., and Imai, I. 2013. Abundance and distribution of toxic *Alexandrium tamarense* resting cysts in the sediments of the Chukchi Sea and the eastern Bering Sea. Harmful Algae. 27: 52–59.

Needler, A.B. 1949. Paralytic Shellfish Poisoning and *Gonyaulax tamarensis*. J. Fish. Res. Board Can. 7(8): 490–504.

Niemi, A., Michel, C., Hille, K., and Poulin, M. 2011a. Protist assemblages in winter sea ice: setting the stage for the spring ice algal bloom. Polar Biol. 34: 1803–1817.

Niemi, A., Michel, C., Hille, K., and Poulin, M. 2011b. (Table 3) Protist occurrence in bottom sea ice and surface water samples obtained during a CCGS Amundsen cruise in 2007/2008. PANGAEA - Publishing Network for Geoscientific and Environmental Data.

Niimi, A.J. 2007. Current and future prospects for vessel related introductions of exotic species to the Arctic region. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2720: 86 p. + appendices.

Okolodkov, Y.B. 1998. A checklist of dinoflagellates recorded from the Russian Arctic seas. Sarsia. 83(4): 267–292.

Okolodkov, Y.B. 2005. The global distributional patterns of toxic, bloom dinoflagellates recorded from the Eurasian Arctic. Harmful Algae. 4(2): 351–369.

Paerl, H.W., and Huisman, J. 2008. Blooms Like It Hot. Science. 320(5872): 57–58.

Paerl, H.W., and Scott, J.T. 2010. Throwing Fuel on the Fire: Synergistic Effects of Excessive Nitrogen Inputs and Global Warming on Harmful Algal Blooms. Environ. Sci. Technol. 44(20): 7756–7758.

Page, F.H., Martin, J.L., Hanke, A., and LeGresley, M.M. 2004. The relationship of *Alexandrium fundyense* to the temporal and spatial pattern in phytoplankton community structure within the Bay of Fundy, eastern Canada. In: Steidinger, K.A., Landsberg, J.H., Tomas, C.R., and Vargo, G.A. (Eds.). Harmful Algae 2002. Florida Fish and Wildlife Conservation Commission, Florida Institute of Oceanography and the Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO. Paris. 92–94.

Parrish, C.C., McKenzie, C.H., MacDonald, B.A., and Hatfield, E.A. 1995. Seasonal studies of seston lipids in relation to microplankton species composition and scallop growth in South Broad Cove, Newfoundland. Mar. Ecol. Prog. Ser. 129: 151–164.

Parry, G.D., Langdon, J.S., and Huisman, J.M. 1989. Toxic effects of a bloom of the diatom *Rhizosolenia chunii* on shellfish in Port Phillip Bay, Southeastern Australia. Mar. Biol. 102: 25–41.

Penney, R.W., McKenzie, C.H., and Mills, T.J. 2001. Assessment of the Particulate Food Supply Available for Mussel (*Mytilus* spp.) Farming in a Semi-enclosed, Northern Inlet. Estuar. Coast. Shelf Sci. 53(1): 107–121.

Percy, J.A., Grainger, E.H., Bunch, J.N., and Hsiao, S.I.C. 1992. Oceanography and planktonic communities of two northern Quebec fjords. Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 892: iv + 136 p.

Persson, A., Smith, B.C., Wikfors, G.H., and Quilliam, M. 2006. Grazing on toxic *Alexandrium fundyense* resting cysts and vegetative cells by the eastern oyster (*Crassostrea virginica*). Harmful Algae. 5(6): 678–684.

Petroff, R., Hendrix, A., Shum, S., Grant, K.S., Lefebvre, K.A., and Burbacher, T.M. 2021. Public health risks associated with chronic, low-level domoic acid exposure: A review of the evidence. Pharmacol. Therapeutics. 227: 107865.

Petsch, S.T. 2003. The Global Oxygen Cycle. Treatise Geochem. 8: 515–555.

Pett, R.J., Vickers, G.P., Acreman, J.C., and Ethier, A.G. 1983. A seasonal study of the epontic and planktonic communities near the Issungnak artificial island and McKinley Bay in the Canadian Beaufort Sea. In: Issungnak Oceanographic Survey 1981-1982 for Esso Resources Canada Limited, Gulf Canada Resources Inc. and Dome Petroleum Limited, File A-31B-1. 89 p.

Piatt, J.F., Parrish, J.K., Renner, H.M., Schoen, S.K., Jones, T.T., Arimitsu, M.L., Kuletz, K.J., Bodenstein, B., García-Reyes, M., Duerr, R.S., Corcoran, R.M., Kaler, R.S.A., McChesney, G.J., Golightly, R.T., Coletti, H.A., Suryan, R.M., Burgess, H.K., Lindsey, J., Lindquist, K., Warzybok, P.M., Jahncke, J., Roletto, J., and Sydeman, W.J. 2020. Extreme mortality and reproductive failure of common murres resulting from the northeast Pacific marine heatwave of 2014-2016. PLoS ONE. 15(1): e0226087.

Pinkewycz, N., Fife, F.J., and Hsiao, S.I.C. 1987. Phytoplankton, temperature and salinity data from northeastern Ungava Bay. Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 644: iv + 67 p.

Piontkovski, S., Georgieva, L.V., and Senichkina, L.G. 2011. Phytoplankton abundance during Professor Vodyanitskiy cruise PV13. PANGAEA - Publishing Network for Geoscientific and Environmental Data. Occurrence dataset. Accessed on May 4, 2021.

Polunin, N. 1934. The flora of Akpatok Island, Hudson Strait. J. Bot. (London) 72: 197–204.

Popova, E.E., Yool, A., Coward, A.C., Aksenov, Y.K., Alderson, S.G., de Cuevas, B.A., and Anderson, T.R. 2010. Control of primary production in the Arctic by nutrients and light: insights from a high resolution ocean general circulation model. Biogeosciences. 7(11): 3569–3591.

Poulin, M., Cardinal, A., and Legendre, L. 1983. Réponse d'une communauté de diatomées de glace à un gradient de salinité (baie d'Hudson). Mar. Biol. 76: 191–202.

Poulin, M., Daugbjerg, N., Gradinger, R., Ilyash, L., Ratkova, T., and von Quillfeldt, C. 2011. The pan-Arctic biodiversity of marine pelagic and sea-ice unicellular eukaryotes: a first-attempt assessment. Mar. Biodiv. 41: 13–28.

Prakash, A., Medcof, J.C., and Tennant, A.D. 1971. Paralytic shellfish poisoning in eastern Canada. Fish. Res. Board Can. Bull. 177: 22–27.

Pućko, M., Dionne, K., and Michel, C. 2019. Occurrence of toxin-producing marine algae in the Canadian Arctic and adjacent waters. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3180: vii + 27 p.

Qi, Y., Xu, N, Wang, Y., Lu, S., Chen, J., and Wang, Z. 2002. *Phaeocystis globosa*, its taxonomy and blooms in China. Xth Int. Conf. Harmful Algae, St. Pete Beach October 2002, Book of Abstracts. 237 p.

Quayle, D.B., and Bernard, F. 1966. Shellfish toxicity records 1942-1965. Fish. Res. Board Canada. Ms. Rept. (Biol.). 860: 222 p.

Quilliam, M., Gilgan, M., Pleasance, S., de Freitas, A., Douglas, D., Fritz, L., Hu, T., Marr, J.C., Smyth, C., and Wright, J. 1993. Confirmation of an incident of diarrhetic shellfish poisoning in eastern Canada. In: Smayda, T.J., and Shimizu, Y. (Eds.). Toxic phytoplankton blooms in the sea. Elsevier. 547–552.

Ramsdell, J.S., and Zabka, T.S. 2008. *In Utero* Domoic Acid Toxicity: A Fetal Basis to Adult Disease in the California Sea Lion (*Zalophus californianus*). Mar. Drugs. 6(2): 262–290.

Rensel, J.E., and Whyte, J.N.C. 2003. Finfish mariculture and harmful algal blooms. In: Hallegraeff, G.M., Anderson, D.M., and Cembella, A.D. (Eds.). Manual on Harmful Marine Microalgae. Monographs on Oceanographic Methodology. Vol. 11.UNESCO Publishing. Paris. 693–722.

Rensel, J.E.J., Haigh, N., and Tynan, T.J. 2010. Fraser river sockeye salmon marine survival decline and harmful blooms of *Heterosigma akashiwo*. Harmful Algae. 10(1): 98–115.

Richlen, M.L., Zielinski, O., Holinde, L., Tillmann, U., Cembella, A., Lyu, Y., and Anderson, D.M. 2016. Distribution of *Alexandrium fundyense* (Dinophyceae) cysts in Greenland and Iceland, with an emphasis on viability and growth in the Arctic. Mar. Ecol. Prog. Ser. 547: 33–46.

Riebesell, U., Aberle-Malzahn, N., Achterberg, E.P., Algueró-Muñiz, M., Alvarez-Fernandez, S., Arístegui, J., Bach, L.T., Boersma, M., Boxhammer, T., Guan, W., Haunost, M., Horn, H.G., Löscher, C.R., Ludwig, A., Spisla, C., Sswat, M., Stange, P., and Taucher, J. 2018. Toxic algal bloom induced by ocean acidification disrupts the pelagic food web. Nat. Clim. Change. 8: 1082–1086.

Riedel, A., Michel, C., Poulin, M., and Lessard, S. 2003. Taxonomy and Abundance of Microalgae and Protists at a First-Year Sea Ice Station near Resolute Bay, Nunavut, Spring to Early Summer 2001. Can. Data Rep. Hydrogr. Ocean Sci. 159: vi + 53 p.

Robineau, B., Fortier, L., Gagné, J.A., and Cembella, A.D. 1991a. Comparison of the response of five larval fish species to the toxic dinoflagellate *Alexandrium excavatum* (Braarud) Balech. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 152(2): 225–242.

Robineau, B., Gagné, J.A., Fortier, L., and Cembella, A.D. 1991b. Potential impact of a toxic dinoflagellate (*Alexandrium excavatum*) bloom on survival of fish and crustacean larvae. Mar. Biol. 108: 293–301.

Rochon, A., and Matthiessen, J. 1999. Dinoflagellate cysts in surface sediments. PANGAEA. Supplement to: Rochon, A., de Vernal, A., Turon, J.-L., Matthiessen, J., Head, M.J. 1999. Distribution of recent dinoflagellate cysts in surface sediments from the North Atlantic Ocean and adjacent seas in relation to sea-surface parameters. American Association of Stratigraphic Palynologists Foundation. AASP Contribution Series. 35: 152 p. Accessed on May 4, 2021.

Roff, J.C., and Legendre, L. 1986. Physico-Chemical and Biological Oceanography of Hudson Bay. In: Martini, I.P. (Ed.). Canadian Inland Seas. Elsevier Sci. Publ. B.V., Amsterdam. 265–291.

Roncalli, V., Turner, J.T., Kulis, D., Anderson, D.M., and Lenz, P.H. 2016. The effect of the toxic dinoflagellate *Alexandrium fundyense* on the fitness of the calanoid copepod *Calanus finmarchicus.* Harmful Algae. 51: 56–66.

Rourke, W., and Haigh, N. 2019. Occurrence of yessotoxins in Canadian shellfish from 2012–2018. In: Hess, P. (Ed.). Marine and freshwater harmful algae. Proceedings of the International Conference on Harmful Algae. Nantes, France, October 2018. p. 533 (Abstract).

Rourke, W. A., Justason, A., Martin, J.L., and Murphy, C.J. 2021. Shellfish Toxin Uptake and Depuration in Multiple Atlantic Canadian Molluscan Species: Application to Selection of Sentinel Species in Monitoring Programs. Toxins. 13(2): 168 p.

Roy, S., Parenteau, M., Casas-Monroy, O., and Rochon, A. 2012. Coastal ship traffic: a significant introduction vector for potentially harmful dinoflagellates in eastern Canada. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 69(4): 627–644.

Roy, S., Parenteau, M., Casas-Monroy, O., and Rochon, A. 2014. Introduction of harmful dinoflagellates through ship traffic: Differences between the Pacific and Atlantic coasts of Canada. In: Kim, H.G., Reguera, B., Hallegraeff, G.M., Lee, C.K., Han, M.S., and Choi, J.K. (Eds.). Harmful algae 2012, Proceedings of the 15th International Conference on Harmful Algae. International Society for the Study of Harmful Algae. Busan, Korea. 223–226.

Różańska, M., Poulin, M., and Gosselin, M. 2008. Protist entrapment in newly formed sea ice in the Coastal Arctic Ocean. J. Mar. Syst. 74(3–4): 887–901.

Różańska, M., Gosselin, M., Poulin, M., Wiktor, J.M., and Michel, C. 2009. Influence of environmental factors on the development of bottom ice protist communities during the winter–spring transition. Mar. Ecol. Prog. Ser. 386: 43–59.

Sakamoto, S., Lim, W.A., Lu, D., Dai, X., Orlova, T., and Iwataki, M. 2021. Harmful algal blooms and associated fisheries damage in East Asia: Current status and trends in China, Japan, Korea and Russia. Harmful Algae. 102: 101787.

SARA (Species at Risk Act). 2002. S.C. 2002, c. 29.

Savage, K. 2017. Alaska and British Columbia Large Whale Unusual Mortality Event Summary Report. Protected Resources Division, NOAA Fisheries. Juneau, AK. August 17, 2017. 42 p.

Scarratt, M., Bates, S., Black, E., Martin, J., McKenzie, C., Peña, A., and Starr, M. 2006. Ecologically Significant Species (EBSS) – Draft criteria for identification of significant toxic or harmful phytoplankton species. In: Rice, J. (Ed.). Background Scientific Information for Candidate Criteria for Considering Species and Community Properties to be Ecologically Significant. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2006/089. 31–42.

Scholin, C.A., Gulland, F., Doucette, G.J., Benson, S., Busman, M., Chavez, F.P., Cordaro, J., DeLong, R., De Vogelaere, A., Harvey, J., Haulena, M., Lefebvre, K., Lipscomb, T., Loscutoff, S., Lowenstine, L.J., Marin III, R., Miller, P.E., McLellan, W.A., Moeller, P.D.R., Powell, C.L., Rowles, T., Silvagni, P., Silver, M., Spraker, T., Trainer, V., and Van Dolah, F.M. 2000. Mortality of sea lions along the central California coast linked to a toxic diatom bloom. Nature. 403: 80–84.

Schwinghamer, P., Hawryluk, M., Powell, C., and McKenzie, C.H. 1994. Resuspended hypnozygotes of *Alexandrium fundyense* associated with winter occurrence of PSP in inshore Newfoundland waters. Aquaculture. 122(2–3): 171–179.

Seidenfaden, G. 1947. Marine phytoplankton. In: Polunin, N. (Ed.). Botany of the Canadian Eastern Arctic. Part II. Thallophyta and Bryophyta. Natl. Mus. Can. Bull. 97: 138–177.

Sekerak, A.D., Buchanan, R.A., Griffiths, W.B., and Foy, M.G. 1976a. Biological oceanographic studies in Lancaster Sound, 1976. Unpublished report by LGL Limited for Norlands Petroleums Ltd. 242 p.

Sekerak, A.D., Thomson, D., Bain, H., and Acreman, J. 1976b. Summer surveys of the marine ecology of Creswell Bay, Somerset Island and Assistance Bay, Cornwallis Island, N.W.T. 1975. Unpublished report by LGL Limited for Polar Gas Project. 213 p.

Sekerak, A.D., Buchanan, R.A., Foy, M.G., Bain, H., Walder, G.L., and Stallard, H.E. 1979. Studies of plankton in northwest Baffin Bay and adjacent waters, July-October 1978. Unpublished report by LGL Limited for Petro-Canada, Toronto. 412 p.

Shumway, S.E., Cucci, T.L., Gainey, L., and Yentsch, C.M. 1985. A preliminary study of the behavioral and physiological effects of *Gonyaulax tamarensis* on bivalve molluscs. In: Anderson, D.M., White, A.W., and Baden, D.G. (Eds.). Toxic dinoflagellates. Elsevier, NY. 389–394.

Shumway, S.E., Burkholder, J.M., and Morton, S.L. 2018. Harmful Algal Blooms: A Compendium Desk Reference. John Wiley & Sons. Hoboken, NJ. 696 p.

Simard, M. 2003. Influence des facteurs du milieu sur la dynamique printanière des microalgues de glace de la région des Eaux du Nord (baie de Baffin). M.Sc. Thesis. Université du Québec à Rimouski, Québec. 157 p.

Simard, N., Therriault, J.-C., Larouche, P., Vézina, A., Plourde, J., Percy, J., et Steel, D.A. 1996. Données d'océanographie physique et biologique recueillies dans l'est et le nord de la baie d'Hudson et dans le détroit d'Hudson en août et septembre 1993. Rapp. stat. can. sci. halieut. aquat. 978: vii + 199 p.

Simo-Matchim, A.-G., Gosselin, M., Poulin, M., Ardyna, M., and Lessard, S. 2017. Summer and fall distribution of phytoplankton in relation to environmental variables in Labrador fjords, with special emphasis on *Phaeocystis pouchetii*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 572: 19–42.

Siswanto, E., Ishizaka, J., Tripathy, S.C., and Miyamura, K. 2013. Detection of harmful algal blooms of Karenia *mikimotoi* using MODIS measurements: A case study of Seto-Inland Sea, Japan. Remote Sens. Environ. 129: 185–196.

Sita Devi, J., and Lakshminarayana, J.S.S. 1989. Studies on the phytoplankton and the water quality of Malpeque Bay, Prince Edward Island, Canada. Proc. N.S. Inst. Sci. 39: 39–50.

Smayda, T.J. 1990. Novel and nuisance phytoplankton blooms in the sea: Evidence for a global epidemic. In: Granéli, E., Sundström, B., Edler, L., and Anderson, D.M. Toxic Marine Phytoplankton. Elsevier, NY. 29–40.

Smayda, T.J. 2007. Reflections on the ballast water dispersal—harmful algal bloom paradigm. Harmful Algae. 6(4): 601–622.

Smith, J.C., Odense, P., Angus, R., Bates, S.S., Bird, C.J., Cormier, P., de Freitas, A.S.W., Léger, C., O'Neil, D., Pauley, K., and Worms, J., 1990. Variation in Domoic Acid Levels in *Nitzschia* Species: Implications for Monitoring Programs. Bull. Aquacult. Assoc. Can. 90(4): 27–31.

Starr, M., Lair, S., Michaud, S., Scarratt, M., Quilliam, M., Lefaivre, D., Robert, M., Wotherspoon, A., Michaud, R., Ménard, N., Sauvé, G., Lessard, S., Béland, P., and Measures, L. 2017. Multispecies mass mortality of marine fauna linked to a toxic dinoflagellate bloom. PLoS ONE. 12(5): e0176299.

Stobo, L.A., Lewis, J., Quilliam, M.A., Hardstaff, W.R., Gallacher, S., Webster, L., Smith, E.A., and McKenzie, M. 2003. Detection of yessotoxin in UK and Canadian isolates of phytoplankton and optimization and validation of LC–MS methods. In: Bates, S.S. (Ed.). Proceedings of the Eighth Canadian Workshop on Harmful Marine Algae. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2498: 8–14.

Subba Rao, D.V., Quilliam, M., and Pocklington, R. 1988. Domoic Acid—A Neurotoxic Amino Acid Produced by the Marine Diatom *Nitzschia pungens* in Culture. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45(12): 2076–2079.

Sunesen, I., Mendez, S.M., Mancera-Pineda, J.E., Bottein, M.-Y.D., and Enevoldsen, H. 2021. The Latin America and Caribbean HAB status report based on OBIS and HAEDAT maps and databases. Harmful Algae. 102: 101920.

Talmage, S.C., and Gobler, C.J. 2012. Effects of CO_2 and the harmful alga *Aureococcus anophagefferens* on growth and survival of oyster and scallop larvae. Mar. Ecol. Prog. Ser. 464: 121–134.

Tammilehto, A., Nielsen, T.G., Krock, B., Møller, E.F., and Lundholm, N. 2012. *Calanus* spp.—Vectors for the biotoxin, domoic acid, in the Arctic marine ecosystem? Harmful Algae. 20: 165–174.

Taylor, F.J.R., and Haigh, R. 1996. Spatial and temporal distributions of microplankton during the summers of 1992–1993 in Barkley Sound, British Columbia, with emphasis on harmful species. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53(10): 2310–2322.

Taylor, F.J.R., and Harrison, P.J. 2002. Harmful algal blooms in western Canadian coastal waters. In: Taylor, F.J.R., and Trainer, V.L. (Eds.). Harmful algal blooms in the PICES region of the North Pacific. PICES Sci. Rep. 23: 77–88.

Taylor, F.J.R., Haigh, R., and Sutherland, T.F. 1994. Phytoplankton ecology of Sechelt Inlet, a fjord system on the British Columbia coast. II. Potentially harmful species. Mar. Ecol. Prog. Ser. 103: 151–164.

Tennant, A.D., Naubert, J., and Corbeil, H.E. 1955. An Outbreak of Paralytic Shellfish Poisoning. Can. Med. Assoc. J. 72(6): 436–439.

Thompson, R.J., Deibel, D., Redden, A.M., and McKenzie, C.H. 2008. Vertical flux and fate of particulate matter in a Newfoundland fjord at sub-zero water temperatures during spring. Mar. Ecol. Prog. Ser. 357: 33–49.

Thomson, D., Woods, S., and Acreman, J. 1975. Marine ecology survey in the central portion of the Canadian Arctic islands 1974. Unpublished report by Marine Sciences Centre, McGill University, Montreal for Polar Gas Project. 77 p.

Tiedeken, J.A., and Ramsdell, J.S. 2007. Embryonic Exposure to Domoic Acid Increases the Susceptibility of Zebrafish Larvae to the Chemical Convulsant Pentylenetetrazole. Environ. Health Perspect. 115(11): 1547–1552.

Tiedeken, J.A., and Ramsdell, J.S. 2013. Persistent Neurological Damage Associated With Spontaneous Recurrent Seizures and Atypical Aggressive Behavior of Domoic Acid Epileptic Disease. Toxicol. Sci. 133(1): 133–143.

Tillman, U., Alpermann, T., John, U., and Cembella, A. 2008. Allelochemical interactions and short-term effects of the dinoflagellate *Alexandrium* on selected photoautotrophic and heterotrophic protists. Harmful Algae. 7(1): 52–64.

Tindall, D.R., Dickey, R.W., Carlson, R.D., and Morey-Gaines, G. 1984. Ciguatoxigenic Dinoflagellates from the Caribbean Sea. In: Ragelis, E.P. (Ed.). Seafood Toxins. Am. Chem. Soc. Symposium Ser. Washington, D.C. No. 262: 225–240.

Townhill, B.L., Tinker, J., Jones, M., Pitois, S., Creach, V., Simpson, S.D., Dye, S., Bear, E., and Pinnegar, J.K. 2018. Harmful algal blooms and climate change: exploring future distribution changes. ICES J. Mar. Sci. 75(6): 1882–1893.

Toyofuku, H. 2006. Joint FAO/WHO/IOC activities to provide scientific advice on marine biotoxins. Mar. Pollut. Bull. 52(12): 1735–1745.

Trainer, V.L., Hickey, B.M., and Bates, S.S. 2008. Toxic Diatoms. In: Walsh, P.J., Smith, S.L., Fleming, L.E., Solo-Gabriele, H., and Gerwick, W.H. (Eds.). Oceans and human health: risks and remedies from the sea. Elsevier Science Publishers. New York. 219–237.

Trainer, V.L., Bates, S.S., Lundholm, N., Thessen, A.E., Cochlan, W.P., Adams, N.G., and Trick, C.G. 2012. *Pseudo-nitzschia* physiological ecology, phylogeny, toxicity, monitoring and impacts on ecosystem health. Harmful Algae. 14: 271–300.

Tran, D., Ciutat, A., Mat, A., Massabuau, J.-C., Hégaret, H., Lambert, C., Le Goic, N., and Soudant, P. 2015. The toxic dinoflagellate *Alexandrium minutum* disrupts daily rhythmic activities at gene transcription, physiological and behavioral levels in the oyster *Crassostrea gigas*. Aquat. Toxicol. 158: 41–49.

Tran, D., Haberkron, H., Soudant, P., Ciret, P., and Massabuau, J.-C. 2010. Behavioral responses of *Crassostrea gigas* exposed to the harmful algae *Alexandrium minutum*. Aquaculture. 298 (3–4): 338–345.

Vandersea, M.W., Kibler, S.R., Tester, P.A., Holderied, K., Hondolero, D.E., Powell, K., Baird, S., Doroff, A., Dugan, D., and Litaker, R.W. 2018. Environmental factors influencing the distribution and abundance of *Alexandrium catenella* in Kachemak Bay and Lower Cook Inlet, Alaska. Harmful Algae. 77: 81–92.

Van Hemert, C., Schoen, S.K., Litaker, R.W., Smith, M.M, Arimitsu, M.L., Piatt, J.F., Holland, W.C., Hardison, D.R., and Pearce, J.M. 2020. Algal toxins in Alaskan seabirds: Evaluating the role of saxitoxin and domoic acid in a large-scale die-off of Common Murres. Harmful Algae. 92: 101730.

Vershinin, A.O., and Orlova, T.Y. 2008. Toxic and harmful algae in the coastal waters of Russia. Oceanology. 48: 524–537.

Villac, M.C., and Kaczmarska, I. 2011. Estimating propagule pressure and viability of diatoms detected in ballast tank sediments of ships arriving at Canadian ports. Mar. Ecol. Prog. Ser. 425: 47–61.

Villac, M.C., Kaczmarska I., and Ehrman, J.M. 2013. The diversity of diatom assemblages in ships' ballast sediments: colonization and propagule pressure on Canadian ports. J. Plankton Res. 35(6): 1267–1282.

von Quillfeldt, C.H. 1997. Distribution of diatoms in the Northeast Water Polynya, Greenland. J. Mar. Syst. 10(1–4): 211–240.

von Quillfeldt, C.H. 2000. Common Diatom Species in Arctic Spring Blooms: Their Distribution and Abundance. Bot. Marina. 43(6): 499–516.

Waters, R., Haigh, N., Whyte, J.N.C., and Levings, C. 2001. Synoptic investigation for algae in ballast water and sediments of ships using selected British Columbia ports. Can. Data Rep. Fish. Aquat. Sci. 1083: 19 p.

Watson-Wright, W., Gillis, M., Smyth, C., Trueman, S., McGuire, A., Moore, W., MacLachlan, D., and Sims, G. 1991. Monitoring of PSP in hepatopancreas of lobster from Atlantic Canada. In: Gordon, D.C. Jr. (Ed.). Proceedings of the Second Canadian Workshop on Harmful Marine Algae. Bedford Institute of Oceanography. Dartmouth, N.S. October 2-4, 1990. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1799: 27–28.

Wei, H., He, Y., Li, Q., Liu, Z., and Wang, H. 2007. Summer hypoxia adjacent to the Changjiang Estuary. J. Mar. Syst. 67(3–4): 292–303.

Wells, M.L., Trainer, V.L., Smayda, T.J., Karlson, B.S.O., Trick, C.G., Kudela, R.M., Ishikawa, A., Bernard, S., Wulff, A., Anderson, D.M., and Cochlan, W.P. 2015. Harmful algal blooms and climate change: Learning from the past and present to forecast the future. Harmful Algae. 49: 68–93.

White, A.W. 1977. Dinoflagellate Toxins as Probable Cause of an Atlantic herring (*Clupea harengus harengus*) Kill, and Pteropods as Apparent Vector. J. Fish. Res. Board Can. 34(12): 2421–2424.

White, A.W. 1980. Recurrence of Kills of Atlantic Herring (*Clupea harengus harengus*) Caused by Dinoflagellate Toxins Transferred Through Herbivorous Zooplankton. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37(12): 2262–2265.

White, A.W. 1981. Sensitivity of marine fishes to toxins from the red-tide dinoflagellate *Gonyaulax excavata* and implications for fish kills. Mar. Biol. 65: 255–260.

White, A.W. 1984. Paralytic Shellfish Toxins and Finfish. In: Ragelis, E.P. (Ed.). Seafood Toxins. American Chemical Society. Washington, D.C. 171–180.

White, A.W. 1987. Relationships of environmental factors to toxic dinoflagellate blooms in the Bay of Fundy. Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer. 187: 38–46.

White, A.W., and Lewis, C.M. 1982. Resting Cysts of the Toxic, Red Tide Dinoflagellate *Gonyaulax excavata* in Bay of Fundy Sediments. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39(8): 1185–1194.

White, D.R.L., and White, A.R. 1985. First report of paralytic shellfish poisoning in Newfoundland. In: Anderson, D.M., White, A.W., and Baden, D.G. (Eds.). Toxic dinoflagellates: proceedings of the Third International Conference on Toxic Dinoflagellates. St. Andrews, New Brunswick, Canada, June 8-12, 1985. Elsevier Sci. NY. 511–516.

Whitney, F.A., Crawford, W.R., and Harrison, P.J. 2005. Physical processes that enhance nutrient transport and primary productivity in the coastal and open ocean of the subarctic NE Pacific. Deep Sea Res. II. 52(5–6): 681–706.

Whyte, J.N.C. 1991. The effects of *Heterosigma akashiwo* on juvenile Chinook salmon. In: Forbes, J.R. (Ed.). Pacific coast research on toxic marine algae. Can. Tech. Rep. Hydrogr. Ocean Sci. 135: 3–8.

Whyte, J.N.C. 1997. Impacts of harmful algae on the west-coast aquaculture industry and a national research plan by the Phycotoxins Working Group of Fisheries and Oceans to address such issues. Bull. Aquacult. Assoc. Can. 97: 19–25.

Whyte, J.N.C., Haigh, N., Ginther, N.G., and Keddy, L.J. 2001. First record of blooms of *Cochlodinium* sp. (Gymnodiniales, Dinophyceae) causing mortality to aquacultured salmon on the west coast of Canada. Phycologia. 40(3): 298–304.

Wilton, J.W., and Barham, E.G. 1968. A yellow-water bloom of *Gymnodinium flavum* Kofoid and Swezy. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 2(2): 167–173.

Woods, S.M., and Smiley, B.D. 1987. Arctic Data Compilation and Appraisal. Volume. 9. Beaufort Sea: Biological Oceanography – Bacteria, Plankton, Epontic Community. Can. Data Rep. Hydrogr. Ocean Sci. 5: 394 p.

Wootton, J.T., and Pfister, C.A. 2012. Carbon System Measurements and Potential Climatic Drivers at a Site of Rapidly Declining Ocean pH. PLoS ONE. 7(12): e53396.

Yang, C.Z., and Albright, L.J. 1992. Effects of the harmful diatom *Chaetoceros concavicornis* on respiration of rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*. Dis. Aquat. Org. 14: 105–114.

Yasumoto, T., Murata, M., Oshima, Y., Sano, M., Matsumoto, G.K., and Clardy, J. 1985. Diarrhetic shellfish toxins. Tetrahedron. 41(6): 1019–1025.

Yñiguez, A.T., Lim, P.T., Leaw, C.P., Jipanin, S.J., Iwataki, M., Benico, G., and Azanza, R.V. 2021. Over 30 years of HABs in the Philipines and Malaysia: What have we learned? Harmful Algae. 102: 101776.

Zingone, A., Escalera, L., Aligizaki, K., Fernández-Tejedor, M., Ismael, A., Montresor, M., Mozetič, P., Taş, S., and Totti, C. 2021. Toxic marine microalgae and noxious blooms in the Mediterranean Sea: A contribution to the Global HAB Status Report. Harmful Algae. 102: 101843.

Zonneveld, K.A.F., Marret, F., Versteegh, G.J.M., Bogus, K.A., Bonnet, S., Bouimetarhan, I., Crouch, E., de Vernal, A., Elshanawany, R., Edwards, L., Esper, O., Forke, S., Grøsfjeld, K., Henry, M., Holzwarth, U., Kielt, J.-F., Kim, S.-Y., Ladouceur, S., Ledu, D., Chen, L., Limoges, A., Londeix, L., Lu, S.-H., Mahmoud, M.S., Marino, G., Matsouka, K., Matthiessen, J., Mildenhal, D.C., Mudie, P.J., Neil, H.L., Pospelova, V., Qi, Y., Radi, T., Richerol, T., Rochon, A., Sangiorgi, F., Solignac, S., Turon, J.-L., Verleye, T., Wang, Y., Wang, Z., and Young, M. 2013. Geographic distribution of dinoflagellate cysts in surface sediments. PANGAEA - Publishing Network for Geoscientific and Environmental Data. Occurrence dataset. Accessed May 4, 2021.

ANNEXE

Séances en petits groupes sur les lacunes dans les connaissances et les priorités en matière de recherche

Côte canadienne de l'Atlantique

Un petit groupe de chercheurs de la région de l'Atlantique a produit ce qui suit en fonction de leur opinion d'expert sur les lacunes importantes en matière de connaissances sur les AN, y compris les enjeux émergents, sur la côte de l'Atlantique. Ces questions visent à aider le MPO à concevoir des programmes de surveillance (objectif à moyen terme) et à modéliser les PAN et la toxicité (objectif à long terme), ce qui aiderait à prédire les PAN et à comprendre l'incidence des phycotoxines sur le biote marin.

1. Pouvons-nous élaborer un modèle opérationnel permettant de prévoir le déclenchement, la durée et l'intensité des proliférations d'*Alexandrium* au Canada atlantique?
2. Quelles preuves existent pour soutenir l'incidence des effets sublétaux et de la bioaccumulation des toxines sur les espèces marines? (Indicateurs de stress, etc.)
3. Qu'est-ce qui contrôle les proliférations de *Pseudo-nitzschia* et leur toxicité sur la côte est, et comment cela se compare-t-il à la côte ouest?
4. Dans quelle mesure le réchauffement et l'acidification des océans influeront-ils sur la dynamique des PAN (effets cumulatifs) et la répartition à grande échelle des PAN?

- Le rôle des facteurs naturels et des PAE n'est pas clair
- Manque de capacité de prévision
- Manque de compréhension complète des répercussions
- Manque de connaissances sur les espèces individuelles et leurs interactions avec la communauté phytoplanctonique totale
- Les ensembles de données à long terme existants doivent être analysés pour combler les lacunes en matière de connaissances.

Côte canadienne du Pacifique

Un petit groupe de chercheurs du Pacifique a généré les questions suivantes (regroupées sous les thèmes) en fonction de leur opinion d'expert sur les lacunes importantes en matière de connaissances sur les AN, y compris les enjeux émergents, en Colombie-Britannique. Ces questions visent à positionner le MPO pour qu'il conçoive des programmes de surveillance (objectif à moyen terme) et modélise les PAN et la toxicité (objectif à long terme), ce qui aiderait à prédire les PAN et à comprendre l'incidence des phycotoxines sur le biote marin.

1. Quelles sont la répartition et la composition des algues nuisibles et des phycotoxines et leurs corrélats environnementaux en Colombie-Britannique?
   - Où sont les points chauds de début de PAN?
   - Quelles sont les phycotoxines dans l'environnement en Colombie-Britannique?
   - Quelles sont les phycotoxines qui causent la mort de poissons, le cas échéant?
   - Quelle est l'incidence des piscicultures (conditions environnementales associées à l'aquaculture) sur les AN?
   - Quel est le rôle de l'eau de ballast/des sédiments en tant que vecteurs?
2. Qu'est-ce qui détermine la toxicité?
   - Quels sont les corrélats environnementaux/facteurs de production de phycotoxines?

- Quels sont les régulateurs génétiques de la production de phycotoxines?
- Quelle est la toxicité des fractions particulaires par rapport aux fractions dissoutes dans l'environnement? (conservation ou libération)

3. Les AN, par la production de phycotoxines, ont-elles une incidence sur la santé du biote marin en Colombie-Britannique?

- Quels sont les niveaux de phycotoxines écologiquement significatifs qui auront des effets létaux et sublétaux?
- Quel est l'effet de l'exposition chronique par rapport à l'exposition aiguë aux phycotoxines?
- Quel est l'effet des interactions avec d'autres agents de stress (y compris les multiples phycotoxines)?
- Quelle est la biodisponibilité et quel est le mouvement des phycotoxines dans le réseau trophique?
- Quels mécanismes physiologiques, le cas échéant, permettent au biote de s'adapter aux phycotoxines ou de les tolérer?
- Y a-t-il des effets sur les poissons sauvages, y compris des effets plus subtils tels qu'une migration retardée?
- Quel est le rôle des algues nuisibles dans le syndrome de mortalité estivale des mollusques et crustacés?

Recommandations et lacunes dans les connaissances pour la région du Pacifique :

Ce processus du SCCS a permis de constater que les PAN ont une incidence négative sur les écosystèmes marins du Pacifique canadien et doivent être considérés comme un facteur de stress potentiellement important.

Côte canadienne de l'Arctique

Questions et sujets prioritaires :

1. Les espèces produisent-elles des toxines? (en eau libre)

- Il n'existe qu'une seule étude non publiée sur l'acide domoïque dans les mollusques et crustacés de la mer de Beaufort – les pétoncles dont les concentrations d'acide domoïque sont très faibles (C. Michel et W. Rourke, comm. pers.). Cependant, il y a des problèmes de délais dans ce genre d'étude corrélative, car les toxines peuvent rester dans les espèces benthiques longtemps après la prolifération. Il est préférable d'utiliser des méthodes de chromatographie liquide (CL) avec détection par fluorescence et de spectrométrie de masse (SM) pour trouver des toxines spécifiques directement dans les échantillons de phytoplancton – avec cette méthode, plusieurs toxines peuvent être vérifiées en même temps (jusqu'à 12) – sur des filtres ou des échantillons congelés.
- Les outils moléculaires sont-ils une autre option? Données existantes (Connie Lovejoy, comm. pers. a des échantillons de plancton dans une solution RNA-Later; Kim Howland comm. pers. a des échantillons d'ADN environnemental dans une solution Longmire. Métacodage 18S déjà effectué sur un certain nombre de ces échantillons. Génétique de la population (origines), expression génétique.

2. Y a-t-il eu des changements au fil du temps? Y a-t-il des régions de l'Arctique plus importantes que d'autres?

- Analyse d'échantillons de tissus archivés (de nombreuses années de mammifères marins et de poissons disponibles dans des congélateurs) et collecte de spécimens benthiques et de mollusques;

- Prélèvement de nouveaux échantillons en collaboration avec les collecteurs – essais immunitaires avec tests de suivi pour les types de toxines > accent sur les tissus adipeux;
- Les excréments de baleines collectés à l'aide de filets peuvent également fournir des échantillons appropriés permettant de cerner s'il existe un problème de phycotoxines dans l'Arctique.

3. Que se passe-t-il dans la glace de mer? Ces espèces produisent-elles des toxines? Comment interagissent-elles avec les espèces des eaux libres?

Priorités des lieux de travail :

- Cerner les communautés candidates – p. ex., où elles collectent des mollusques; tirer parti des programmes existants où des relations avec les Inuits locaux ont été établies – Plan de protection des océans (PPO)
- Possibilités : Iqaluit, îles Belcher, détroit de Lancaster (Arctic Bay/Pond, aire marine de conservation)
- Les zones côtières sont plus pertinentes pour les populations locales – elles ont également tendance à être plus concentrées de dinoflagellés toxiques dans les eaux peu profondes, les embouchures des fjords, les bassins peu profonds (Allan Cembella, comm. pers.).
- Accorder la priorité aux zones qui pourraient être plus touchées par les aléas du climat – baie d'Hudson, côte du Labrador, autres zones (Beaufort?)

Autres points :

- Mortalités de *Themisto*? Incident signalé à Paulatuk, dans le golfe Amundsen
- Environ 15 taxons potentiels ont été signalés dans les fjords du nord du Labrador dans Simo-Matchim *et al*. (2017). Ces taxons devraient être ajoutés aux cartes.
- Michel Poulin (comm. pers.) a une liste des AN dans la colonne d'eau et la glace de mer dans les régions de l'Arctique canadien.
- Allan Cembella (comm. pers.) pourrait également fournir des données sur la présence d'espèces et de toxines dans les moules, les pétoncles et le plancton pour la région ouest du Groenland.

On ne connaît pas le rôle de la communauté de phytoplancton dans la glace de mer en tant que population de départ pour les proliférations toxiques dans la colonne d'eau, tout comme l'ampleur de la production de phycotoxines dans la glace et leur transfert dans les réseaux trophiques benthiques ou pélagiques.

Les répercussions de l'absence de programmes de surveillance organisés, y compris pour la santé humaine (c.-à-d. le PCCSM), dans l'Arctique, sont inconnues.